



UNIVERSIDAD DE MURCIA
Departamento de Química Agrícola,
Geología y Edafología

**Lodos de Depuradora: una Visión Integral
para su posible Aplicación a Suelos desde una
Perspectiva Agrícola.**

D. Francisco José Murcia Navarro

2013



TESIS DOCTORAL

**LODOS DE DEPURADORA: UNA VISIÓN
INTEGRAL PARA SU POSIBLE APLICACIÓN
A SUELOS DESDE UNA PERSPECTIVA
AGRÍCOLA.**

Directores:

**Dr. Carlos García Izquierdo
Dr. José Luís Moreno Ortego
Dr. Simón Navarro García**

**Francisco José Murcia Navarro
Murcia, 2013**

Por mis padres

A Verónica, Leyre y Kiko

Agradecimientos

A mis directores, por haber depositado su confianza en mí para elaborar esta tesis bajo su dirección, en especial al Dr. Carlos García Izquierdo por la sabiduría, maestría y elegancia transmitida y al Dr. Jose Luis Moreno por sus sabios consejos y sobre todo paciencia que ha demostrado día a día. Sin vuestro esfuerzo esta Tesis Doctoral no habría visto la luz. Ha sido todo un honor trabajar con vosotros.

A la Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR) perteneciente a la Dirección General del Agua de la Consejería de Agricultura y Agua y, en especial a D. Manuel Albacete, gerente y a D. Pedro Simón, director técnico ESAMUR por su colaboración durante la elaboración de esta Tesis.

Al Dr. Gregorio García por hacer que despertara en mí el interés por la investigación y haber sido el "responsable" de encontrar en mi camino al Dr. Carlos García; así como a todas aquellas personas que he ido encontrándome en el transcurso de la elaboración de la presente Tesis y que con su apoyo ha sido posible culminar esta tesis.

A mis compañeros de la Subdirección General de Calidad Ambiental por interesarse en este trabajo y, en especial a Alfonso, Jose Antonio, Encarna y Paco que, en la decisión de embarcarme en la elaboración de esta Tesis tienen mucha "responsabilidad" ya que sin su intermediación en mi vida laboral no hubiera podido llevar a cabo esta afronta. Jose, haciendo mía una frase tuya "yo sé lo que quiero decir".

A mis padres Paco e Isabel por ser esenciales para mí, por ser un ejemplo a seguir y porque todo lo que soy os lo debo a vosotros. A mi hermana Laura y a mi abuelita María por vuestro apoyo incondicional; y a mis ahijados Roberto y Ana.....que sois tremendos!!.

A mis amigos decirlos.....¡¡ahora si!!.....¡¡por fin he terminado!!.

Y de un modo muy especial a Verónica porque tu amor, entrega, dedicación y confianza es un auténtico estímulo para seguir adelante y hace que nuestra vida resulte muy fácil. Y como no a mis "peques" Leyre y Kiko, sois los auténticos pilares de mi vida. Espero que esta Memoria pueda recompensar todo el tiempo que no he podido dedicaros durante la elaboración de la misma.

Gracias a todos.

INDICE

INDICE

RESUMEN.....	1
<i>SUMMARY</i>	5
CAPÍTULO I: INTRODUCCION.....	11
RESIDUOS: DEFINICIÓN Y PROBLEMÁTICA.....	11
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	16
Tratamiento convencional de aguas residuales.....	17
Línea de aguas.....	19
<i>Pretratamiento</i>	19
<i>Tratamiento primario</i>	20
<i>Tratamiento secundario</i>	20
<i>Tratamiento terciario</i>	21
LODOS DE DEPURADORA.....	23
Origen de los lodos de depuradora.....	24
TRATAMIENTO DE LODOS.....	26
Espesamiento.....	27
Estabilización.....	29
Acondicionamiento.....	34
Deshidratación.....	35
Desinfección.....	38
DESTINO FINAL DE LOS LODOS.....	39
MARCO JURÍDICO RELATIVO A LOS LODOS DE DEPURADORA.....	41
Normativa básica de referencia.....	41
Normativa de referencia asociada a la gestión de los lodos de EDAR.....	41
ESTIMACIONES DE PRODUCCIÓN Y DESTINO FINAL DE LOS LODOS.....	46
UTILIZACIÓN AGRÍCOLA DE LODOS DE DEPURADORA.....	49
CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS DESDE EL PUNTO DE VISTA AGRONÓMICO.....	52
Materia orgánica.....	52
Nutrientes.....	54
<i>Nitrógeno</i>	55
<i>Fósforo</i>	55
<i>Potasio</i>	56
Micronutrientes.....	57
RIESGOS POTENCIALES DE UTILIZACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN SUELOS.....	57
Salinidad.....	57
Contenido excesivo de nutrientes.....	57
Microorganismos patógenos.....	58

Contenido en metales pesados.....	59
Sustancias orgánicas tóxicas.....	60
EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE LODOS SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO.....	62
Efecto sobre las propiedades físicas.....	62
Efecto sobre las propiedades físico-químicas.....	62
Efecto sobre propiedades químicas y nutricionales.....	63
Sobre las propiedades microbiológicas y bioquímicas.....	64
EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE LODOS SOBRE LAS PLANTAS.....	65
METALES PESADOS COMO CONTAMINANTES DEL SISTEMA SUELO – PLANTA.....	68
Dinámica de los metales pesados en el suelo.....	68
Asimilabilidad y absorción de los metales pesados por las plantas.....	70
CONDICIONES PARA EL RECICLADO DE LODOS EDAR EN EL SUELO.....	71
CAPÍTULO II: OBJETIVOS.....	77
CAPÍTULO III: DISEÑO EXPERIMENTAL Y MATERIAL EMPLEADO.....	83
PROCEDENCIA Y ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.....	84
DESCRIPCIÓN DE LAS ESTACIONES DEPURADORAS.....	86
MUESTREO Y PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS.....	86
ANALÍTICA DE LAS MUESTRAS.....	88
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	88
CAPÍTULO IV: EVALUACIÓN DE RESULTADOS.....	93
PARÁMETROS FÍSICOS.....	93
Humedad.....	93
PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	96
pH.....	96
Conductividad Eléctrica.....	97
PARÁMETROS AGRONÓMICOS.....	101
Carbono orgánico total y materia orgánica.....	102
Nitrógeno total.....	107
Fósforo total.....	110
Potasio total.....	112
Otros elementos nutritivos, desde un punto de vista agronómico, contenidos en lodos.....	114
Parámetros agronómicos: Elementos minerales extraídos con agua.....	129
Iones nitrato, cloruro, sulfato y fosfato.....	133
MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS.....	135
Sulfonato de alquil benceno lineal.....	135
Hidrocarburos aromáticos policíclicos.....	138
Nonilfenol y nonilfenoletoxilados.....	141

Di (2 – Ethilhexil) ftalato.....	143
Compuestos orgánicos halogenados.....	145
Bifenilos policlorados.....	146
METALES PESADOS TOTALES.....	148
Cinc.....	148
Cadmio.....	150
Níquel.....	152
Cromo.....	154
Plomo.....	156
Cobre.....	158
Mercurio.....	160
METALES PESADOS BIODISPONIBLES.....	164
PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS.....	166
Respiración microbiana.....	167
Carbono de biomasa microbiana.....	170
Contenido en adenosín 5´-trifosfato.....	171
ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS.....	174
Actividad deshidrogenada.....	175
Actividad ureasa.....	177
Actividad proteasa – BAA.....	178
Actividad fosfatasa.....	180
Actividad β-glucosidasa.....	182
CONTENIDO EN BACTERIAS PATÓGENAS E INDICADORAS.....	183
ENSAYOS DE TOXICIDAD.....	187
Ecotoxicidad: ensayo de bioluminiscencia.....	187
Fitotoxicidad: ensayos de germinación.....	190
ANÁLISIS MULTIVARIABLE DE COMPONENTES PRINCIPALES.....	197
CAPÍTULO V: CONCLUSIONES.....	203
CAPÍTULO VI: BIBLIOGRAFÍA.....	209
ANEXOS.....	212

RESUMEN
-
SUMMARY

RESUMEN

Somos conscientes de la problemática que se le plantea a nuestra sociedad con la continua generación de residuos. El aumento del nivel de vida, junto al desarrollo demográfico, ha llevado a los países en desarrollo a una producción a veces desahogada de residuos de todo tipo, los cuales plantean un gigantesco problema si no se les da la solución más acertada posible. Con los criterios que marca la Unión Europea tenemos la obligación de eliminarlos mediante un orden jerárquico que pasa por buscar su reciclado siempre que sea posible, obteniendo así un valor añadido a esos residuos. Un problema acentuado lo plantean los residuos orgánicos, y en particular, los de origen urbano que se generan justo en nuestras ciudades (residuos domésticos y lodos derivados de la depuración de aguas urbanas: lodos EDAR). Si no fuésemos capaces de solucionar el mencionado problema evitando la posible acumulación de residuos orgánicos y sus negativas consecuencias ambientales, dichos residuos orgánicos generados en nuestras ciudades podrían llegar a convertirse incluso en un foco de infestación inasumible simplemente desde una perspectiva sanitaria. En el caso de la Región de Murcia, se da además una característica particular, y es que nos vemos obligados a depurar nuestras aguas hasta el mayor grado posible (tanto en cantidad como en calidad), ya que para esta zona el agua es un bien muy escaso, y necesitamos reutilizarla. Uno de los residuos orgánicos a los que mayor atención debemos prestar son por tanto los lodos de depuradoras urbanas, ya que derivan directamente de la depuración de aguas urbanas tan necesarias en zonas como la nuestra. Un aspecto añadido a tener presente es que residuos como los lodos se producen de manera continua y puntual (ni son estacionales, ni variables en su localización), y ello los hace ser candidatos apropiados para proponer la salida racional más adecuada posible desde una óptima perspectiva ambiental y económica.

Dentro de los usos que se puede ofrecer a los lodos EDAR, debido a que contienen una cantidad elevada de materia orgánica y un más que aceptable contenido en elementos nutricionales, es su consideración (siempre que no hayan elementos en contra que introduzcan toxicidad) como enmiendas orgánicas o incluso, como fertilizantes orgánicos, susceptibles de ser reciclados en los suelos y conseguir para los mismos una mejora en productividad, fertilidad, y por tanto un su calidad. Precisamente, en zonas como la Región de Murcia donde existen una continua degradación de suelos que les lleva a perder materia orgánica, así como productividad desde un punto de vista agronómico, la posibilidad de disponer de fuentes exógenas de materia orgánica como los lodos EDAR, que puedan ser recicladas en los suelos, es algo muy a tener presente. Por tanto, una posible solución mejorar la calidad de suelos agrícolas sería entonces *emplear como fuente de materia orgánica para ellos aquella contenida en los lodos EDAR, consiguiendo de este modo, por una parte, mejorar la fertilidad de dichos suelos, y por otra, eliminar racionalmente los residuos mediante su reciclado en dichos suelos (conversión de un Residuo en un Recurso)*. Sin embargo, ello debería ser factible siempre que no exista riesgo para los suelos debido a un exceso de elementos tóxicos que en ocasiones acompañan a los lodos; cuando dichos elementos tóxicos están en cantidades que constituyen un riesgo para la protección del suelo donde se vayan a reciclar, el uso de lodos como enmiendas debería estar prohibido.

Por todo lo expuesto, consideramos que entre las alternativas existentes para dar salida de manera racional a ciertos residuos orgánicos como los lodos EDAR, su reciclado en el suelo (cuando sea posible) se considera como la más lógica "a priori". Y ello ha sido el espíritu de esta Memoria.

En este contexto, esta Tesis Doctoral se propuso como Objetivo principal generar conocimiento sobre una gran cantidad de lodos producidos en nuestra Comunidad Autónoma, con ánimo de comprobar sus posibilidades para reciclarlos en suelo desde un punto de vista agronómico, e incluso ambiental. Este estudio valora parámetros de índole agronómico que pueden justificar la consideración de los lodos como "enmiendas orgánicas" o incluso "fertilizantes orgánicos", ya que la finalidad de este estudio es conocer la posibilidad de reciclar lodos en los suelos agrícolas de la Región de Murcia. En todo este contexto, el tratamiento al que se han sometido los lodos (fundamentalmente anaerobio o aerobio prolongado) es también observado como una componente incidente en algunos de los parámetros estudiados.

Para alcanzar este Objetivo General, la Tesis Doctoral ha llevado a cabo una parte experimental consistente en una amplia serie de analíticas, realizadas sobre lodos EDAR producidos en un conjunto de depuradoras de tratamiento de aguas urbanas situadas en la Comunidad Autónoma de Murcia (30 en total). Dichas depuradoras de aguas residuales cuentan con una producción de lodos equivalente a cerca del 90 % del total de lodos que se producen en nuestra Región. La mencionada parte experimental ha consistido en los correspondientes muestreos (tres al año, para poder comprobar la posible variabilidad estacional de los lodos), así como la determinación en todas las muestras de un set de parámetros al objeto de monitorizar su comportamiento cara a poder reciclar lodos EDAR en los suelos desde una perspectiva agronómica. Se han estudiado parámetros de tipo físico (contenido en humedad), parámetros físico-químicos (pH y CE), nutricionales (macro y micronutrientes), y otros de índole ambiental (metales pesados, contaminantes orgánicos como bifenilos, LAS, nonifenoles y, PAH,s). También se ha llevado a cabo un estudio sobre parámetros indicativos de la actividad y la biomasa microbiana de los lodos, tanto de índole "general", tales como la respiración de suelo, el contenido de adenosín trifosfato (ATP) y de carbono de la biomasa microbiana, como de índole "específico" entre los que citaremos a diversas actividades enzimáticas (oxidorreductasas como la actividad deshidrogenasa, como hidrolasas: ureasas, fosfatasa y b-glucosidasas).

Asimismo, se han determinado parámetros referidos a su problemática microbiológica ligada a microorganismos patógenos contenidos en los lodos estudiados. Esta fase del estudio se consideró de interés debido a la importancia que el grado de higienización de los lodos puede tener en un futuro. Por último, se estudió la ecotoxicidad de los residuos, empleando un bioensayo de luminiscencia con la bacteria *Photobacterium phosphoreum*. La evaluación de la fitotoxicidad de los lodos mediante ensayos de germinación (test de plantas) de dos especies vegetales de diferente grado de sensibilidad a los efectos de la contaminación: cebada (*Hordeum vulgare L.*) y berro (*Lepidium sativum L.*) se ha considerado adecuada en este estudio.

La monitorización de todo este tipo de parámetros se ha llevado a cabo como se ha comentado, a lo largo de un año, tomando muestras de lodo de manera cuatrimestral, para poder comprobar la existencia o no de un posible marcado efecto temporal. Todas las muestras, tomadas en las condiciones adecuadas de muestreo, se muestrearon por triplicado para poder someter las mismas a tratamiento estadístico.

La **CONCLUSION GENERAL** a este estudio, es que la mayor parte de los lodos EDAR estudiados por nosotros pueden ser usados como una fuente de materia orgánica apropiada para ser adicionada a suelos con ánimo de conseguir mejorar en los mismos su productividad y fertilidad. Sin embargo, la salinidad que pueden aportar, así como elementos tóxicos tales como metales pesados puede suponer también una traba, y por ello interesa que contengan una cantidad mínima de los mismos.

Debemos por tanto de mantener el criterio que se usarán como fuente de materia orgánica y nutrientes reciclable en el suelo, aquellos lodos EDAR que dispongan de una calidad adecuada para ello. Se recuerda en este punto, que para el uso agrícola de lodos se sigue la legislación marcada en el Real Decreto 1310/1990, en donde se señalan las cantidades máximas de metal pesado que pueden contener los lodos para poder ser usados en agricultura. Pero esta Normativa es posible que se vuelva más restrictiva en un futuro cercano (Europa contemplan disminuir el contenido metálico de lodos para uso agrícola), por lo que el hecho de contemplar lodos con una calidad adecuada será aún más necesario. Por supuesto, otros aspectos como los contenidos en microorganismos patogénicos, o incluso compuestos carbonados difícilmente volatilizables deben ser considerados más que por la problemática inmediata, por su potencialidad en el futuro. Se concluye pues que hay que conocer mediante una exhaustiva analítica, el material que será reciclado en un suelo (en este caso, los lodos), para así comprobar que está exento de riesgos.

Hemos asimismo de señalar que no se detectan efectos negativos en algunos parámetros de calidad, como los relacionados con actividad microbiana. Sin embargo, hemos de tener presente que se ponen de manifiesto efectos positivos derivados de la carga orgánica de los lodos (biota), y otros negativos derivados de su posible contaminación; si los positivos superan a los negativos, éstos últimos no se manifiestan, pero no indica que no estén presentes. Algo también a tener presente es el antagonismo o sinergismo que puede darse entre diversos metales o contaminantes, los cuales pueden marcar una pauta de comportamiento. Todo esto confirma la necesidad de conocer de la manera más adecuada posible, la calidad de la enmienda o fertilizante orgánico que se puede usar.

El tratamiento al que se someten los lodos en la planta de tratamiento tiene incidencia sobre algunos de los parámetros estudiados en este Memoria; pero la calidad de las aguas entrantes, o incluso la zona donde se sitúan las depuradoras (zona con intervenciones metálicas, por ejemplo), es más incidente en muchos de los casos, que el propio tratamiento.

De manera complementaria y al igual que ocurre con el Programa de Caracterización de Lodos de Depuradoras Generados en España publicado por el Ministerio de Medio Ambiente en 2009 y el Plan Nacional de Lodos de Depuradora integrado dentro del Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015, con esta Memoria se ha pretendido mejorar el conocimiento sobre la composición de los lodos de las depuradoras de aguas residuales en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y por ende del Estado Español (metales pesados, parámetros agronómicos, patógenos y contaminantes orgánicos), con la finalidad última de utilizar los conocimientos derivados de esta Tesis para la revisión del Plan Nacional de Lodos de Depuradora integrado dentro del Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015. En particular, se considera clave este estudio para evaluar la situación actual en referencia a la producción y gestión de lodos en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia con especial atención a las características de los mismos cara a la futura revisión de la Directiva de Lodos.

SUMMARY

We are acutely aware of the problem that the continuous generation of waste poses to society. A rising standard of living coupled with demographic growth has led to sometimes shocking levels of production of all types of waste in developing and emerging countries, which will eventually cause major problems if we are unable to determine the best possible solution. According to criteria set out by the European Union, waste management should follow a hierarchy that includes recycling whenever possible, thus obtaining added value from the waste. Organic waste is especially problematic, particularly that of urban origin (household waste and sludge from urban wastewater treatment: WWTP sludge). If we are unable to find better ways to manage organic waste of urban origin, thus preventing potential accumulation and harm to the environment, this waste could become a source of infestation, which would be unacceptable from a sanitary perspective alone. In the case of the Region of Murcia, we must add another element to this equation: here we have to purify our water to the greatest extent possible (both in terms of quantity and quality), given that water is a scarce commodity in the area and must be able to be reused. Urban sewage sludge is therefore one form of organic waste we should pay more attention to here, since it is derived directly from the urban wastewater treatment process that is such a necessity in areas like ours. An additional aspect to consider is that waste like sludge is produced continuously and is thus available when needed (it is neither seasonal nor variable in terms of location), which makes it a good candidate in the search for best possible solution to the problem of ever-increasing waste generation, both from an environmental and economic perspective.

Due to the significant quantities of organic matter and nutritional elements that WWTP sludges contain, the most important potential application of this waste is as an organic amendment or even as an organic fertilizer (provided it does not contain toxic elements as well). Such sludges can be recycled in the soil and thus improve the productivity, fertility and, ultimately, the quality of the soil. In areas like the Region of Murcia where soil degradation is incessant, resulting in lost organic matter and lost agricultural productivity, the possibility of obtaining exogenous sources of organic matter like WWTP sludges that can be recycled in the soil is particularly attractive. *Using WWTP sludges as a source of organic matter* is therefore one possible solution for improving the quality of agricultural soils. *This would not only improve soil fertility, but also provide a means to rationally eliminate waste by recycling it in degraded soils (thus converting Waste into a Resource)*. Nevertheless, this recycling process should be able to be carried out without posing a risk to the soil on account of the excessive toxic elements that sludges sometimes contain. When the toxic elements in sludges reach levels that constitute a risk to the soils where they are to be recycled, their use as an amendment should be prohibited.

For all of these reasons, we believe, a priori, that the most logical among the alternatives for the rational disposal of certain organic wastes like WWTP sludges is to recycle them in soils (when possible). This belief is the driving force behind this Doctoral Thesis.

The main goal of this Doctoral Thesis was to generate knowledge about a significant number of the sludges produced in our Region in order to assess their potential for being recycled in the soil from an agricultural as well as environmental point of view. Given this ultimate purpose – to determine the possibility of recycling sludges in agricultural soils in the Region of Murcia – agronomic parameters were evaluated that could be used to justify the use of sludges as "organic amendments" or even as "organic

fertilizers". The treatment processes the sludges were submitted to (mainly anaerobic or prolonged aerobic) were also considered as variables in some of the parameters studied.

To achieve this Overall Goal, this Doctoral Thesis includes an experimental component in which a wide range of analyses were performed on WWTP sludges produced in a group of urban wastewater treatment plants located in the Region of Murcia (a total of 30). These treatment plants generate about 90% of the total sludge produced in the Region. The experimental component of the Thesis involved collecting samples at three different times of the year (in order to evaluate for possible seasonal variability among the sludges) and determining a set of parameters in all samples in order to monitor their behaviour and thus assess the possibility of recycling WWTP sludges in agricultural soils. The following parameters were studied: physical parameters (moisture content); physical-chemical parameters (pH and EC); nutritional parameters (macro and micronutrients); and other parameters of an environmental nature (heavy metals, organic pollutants such as polychlorinated biphenyls, LAS, nonylphenols and PAHs). A study was also conducted on parameters indicative of the microbial activity and biomass of the different sludges, both of a "general" nature, such as soil respiration and the Adenosine Triphosphate (ATP) and carbon content of the microbial biomass, and of a "specific" nature, including various enzymatic activities (of oxidoreductases, such as dehydrogenases; and of hydrolases, such as ureases, phosphatases and β -glucosidases).

Furthermore, parameters were determined for microbiological problems linked to the pathogens contained in the sludges studied. This phase of the study was deemed of interest given the potential importance that the degree to which sludges are sanitised may have in the future. Finally, the ecotoxicity of the wastes was studied by means of a bioassay using the luminescent bacteria *Photobacterium phosphoreum*. For the purposes of this study, it was considered adequate to assess the phytotoxicity of the sludges by means of germination assays (a test using plant seeds) of two plant species displaying different degrees of sensitivity to the effects of sludge phytotoxicity, as are barley (*Hordeum vulgare* L.) and cress (*Lepidium sativum* L.).

All parameters were monitored as described above throughout the course of one year. Sludge samples were collected on a quarterly basis in order to confirm whether or not timing had any marked effect on the materials. All samples, taken in appropriate sampling conditions, were collected in triplicate so they could be submitted to statistical treatment.

The **GENERAL CONCLUSION** of this Thesis is that most of the WWTP sludges studied can be used as a suitable source of organic matter for amending soils with the goal of improving soil productivity and fertility. However, sludges can also pose a threat to the soil by adding salinity and toxic elements such as heavy metals. It is thus important that sludges contain minimum amounts of these substances.

We must therefore maintain the criterion that only WWTP sludges of sufficient quality be used as sources of organic matter and recyclable nutrients in the soil. It is worth recalling that the agricultural use of sludges is currently regulated by legislation in Spain, by the Royal Decree 1310/1990, which indicates the maximum amounts of heavy metal that sludges can contain for agricultural use. However, this legislation is likely to become even more stringent in the near future (Europe is considering reducing the metal content allowed in sludges for agricultural use). As a result, there will be an even more pressing need for sludges of suitable quality. In determining this quality, it is also of course important to take other aspects into consideration such as pathogenic microorganism content and even the amount of minimally volatile carbon compounds, and not just for the immediate problems they pose, but also due to their potential to

cause problems in the future. It is therefore essential to perform comprehensive analyses of materials that are to be recycled in soils (in this case, sludges) to ensure they are free of risk.

It is of note that no adverse effects were detected in some of the quality parameters studied, such as those linked to microbial activity. However, we must keep in mind that the organic content of sludges (biota) demonstrates positive effects but that it can also have negative effects resulting from possible contamination. If the positives outweigh the negatives, the latter do not show up, but this does not mean they are not present. Another thing to consider is the antagonism or synergism that can occur between different metals or contaminants, both of which can set a behavioural pattern. All of these concerns accentuate the need to understand to the greatest extent possible the quality of the amendments or organic fertilizers that are to be used in the soil.

The treatment processes sludges went through in the treatment plant influenced some of the parameters studied in this Thesis. Nevertheless, the quality of incoming water or even the location of the treatment plants (areas with metal operations, for example) had an even greater impact in many cases than the treatment process itself.

The goal of this Thesis was to improve knowledge about the composition of the sludges produced in wastewater treatment plants in the Autonomous Community of the Region of Murcia and, ultimately, in Spain as a whole (heavy metals, agronomic parameters, pathogens and organic contaminants). This objective complements the *Programa de Caracterización de Lodos de Depuradoras Generados en España*¹ published by the Ministry of Environment in 2009 and the *Plan Nacional de Lodos de Depuradora*², which is part of the *Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015*³. The ultimate aim of this Thesis is to apply the knowledge acquired to revising the *Plan Nacional de Lodos de Depuradora* (part of the *Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015*). In particular, this study provides key information regarding the current state of sludge production and management in the Autonomous Community of the Region of Murcia with a focus on sludge characteristics in light of future revisions to the Sewage Sludge Directive.

¹ Program to classify the sludges generated by treatment plants in Spain

² National plan for sewage sludge

³ National integrated waste plan

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN

RESIDUOS: DEFINICIÓN Y PROBLEMÁTICA

La evolución de la sociedad ha llegado a un modelo de vida basado en un constante incremento del consumo, cuya consecuencia inmediata es hacer frente a una serie de residuos derivados de su propio comportamiento que ponen en entredicho la continuidad de dicho modelo. Los residuos constituyen un elemento básico de nuestra sociedad al que no podemos, por ahora, renunciar; y aunque no debemos ser conformistas y hemos de procurar su reducción en lo posible, siendo conscientes de que en la actualidad hay que convivir con ellos. Estamos pues obligados desde una perspectiva social y ambiental a darles la salida más adecuada posible, al ser un constituyente de nuestra propia actividad, asumiendo nuestra responsabilidad. El Programa de Acción de la Unión Europea “Hacia un Desarrollo Sostenible”, estableció la estrategia de gestión de residuos, señalando una jerarquía de opciones de acuerdo al siguiente orden de prioridad: Reducción > Reutilización > Recuperación de materiales > Valorización energética > Eliminación cuando las anteriores no son posibles.

El hombre, desde sus orígenes, ha producido residuos como consecuencia de su actividad, pero es a partir del desarrollo de la sociedad industrial y del crecimiento demográfico del último siglo cuando se produce un incremento significativo en la producción de los residuos, lo cual implica una serie de problemas de gestión, sanitarios y medioambientales. En las modernas sociedades urbanas de los países desarrollados, la correcta utilización de los recursos naturales y el aprovechamiento de los desechos que la propia sociedad genera son un requisito indispensable para el mantenimiento de la calidad de vida de sus ciudadanos y la protección del medio ambiente (Lee *et al.*, 2002).

Los residuos se pueden definir como aquellas materias producidas en las actividades de producción y consumo que no han alcanzado, en el contexto en el que se producen, ningún valor económico; esto puede venir motivado por la falta de una tecnología adecuada para su aprovechamiento, así como por la inexistencia de un mercado para los productos recuperados (Otero, 1992). La eliminación de los residuos supone, ante todo, una pérdida de energía y recursos materiales y por tanto debe intentarse su recuperación, con el fin de mantener los equilibrios ecológicos generales (Costa *et al.* 1987)

En la actualidad existe una amplia tipología de residuos, por ello, muchas son las clasificaciones que han sido creadas para establecer un orden en la diversidad imperante. Con este fin, se han utilizado diversos criterios como pueden ser la naturaleza del residuo, su peligrosidad o su origen. La clasificación de residuos establecida por la legislación vigente, a nivel nacional y europeo, responde al análisis de los diferentes parámetros cuya observación es fundamental para una correcta gestión de los mismos.

La reciente Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, que traspone la directiva 98/2008/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas integrándolas en una única norma («Directiva marco de residuos» en adelante), constituye el actual marco legal de referencia y define los residuos en su artículo 3 como: *cualquier sustancia u objeto que su poseedor deseche o tenga la intención o la obligación de desechar.*”

Dentro de la misma disposición legal, podemos encontrar en el artículo 3 los siguientes conceptos:

- **Residuo peligroso:** *residuo que presenta una o varias de las características peligrosas enumeradas en el anexo III, y aquél que pueda aprobar el Gobierno de conformidad con lo establecido en la normativa europea o en los convenios internacionales de los que España sea parte, así como los recipientes y envases que los hayan contenido”.*
- **Residuos inertes:** *aquellos residuos no peligrosos que no experimentan transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas. Los residuos inertes no son solubles ni combustibles, ni reaccionan física ni químicamente ni de ninguna otra manera, ni son biodegradables, ni afectan negativamente a otras materias con las cuales entran en contacto de forma que puedan dar lugar a contaminación del medio ambiente o perjudicar a la salud humana. El potencial de lixiviación, el contenido de contaminantes de los residuos y la ecotoxicidad del lixiviado deberán ser insignificantes, y en particular no deberán suponer un riesgo para la calidad de las aguas superficiales y/o subterráneas.*

Como se ha hablado anteriormente, el origen de los residuos constituye un parámetro significativo para su clasificación. Muchas de sus características y propiedades están determinadas por el lugar y forma en la que se originan, es por ello que podemos encontrarlos, entre otros los siguientes:

- **Residuos domésticos:** *residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en servicios e industrias. Se incluyen también en esta categoría los residuos que se generan en los hogares de aparatos eléctricos y electrónicos, ropa, pilas, acumuladores, muebles y enseres así como los residuos y escombros procedentes de obras menores de construcción y reparación domiciliaria. Tendrán la consideración de residuos domésticos los residuos procedentes de limpieza de vías públicas, zonas verdes, áreas recreativas y playas, los animales domésticos muertos y los vehículos abandonados”. (BOE, 2011)*
- **Residuos comerciales:** *residuos generados por la actividad propia del comercio, al por mayor y al por menor, de los servicios de restauración y bares, de las oficinas y de los mercados, así como del resto del sector servicios”. (BOE, 2011)*
- **Residuos industriales:** *residuos resultantes de los procesos de fabricación, de transformación, de utilización, de consumo, de limpieza o de mantenimiento generados por la actividad industrial, excluidas las emisiones a la atmósfera reguladas en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre. (BOE, 2011)*
- **Biorresiduo:** *residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de venta al por menor; así como, residuos comparables procedentes de plantas de procesado de alimentos”. (BOE, 2011)*

- **Residuos sanitarios:** los residuos peligrosos, en atención a su naturaleza sanitaria se identificarán y caracterizarán entre otros Grupos los siguientes:
 - o **GRUPO III - Residuos sanitarios específicos:** se incluyen en este grupo los residuos que contienen sustancias infecciosas, que por presentar un riesgo para la salud y/o el medio ambiente, requieren medidas especiales, tanto en su gestión intracentro como extracentro. En este Grupo se encuadran, entre otros, los residuos de microbiología procedentes de cultivos, reservas de agentes infecciosos y vacunas, los equipos de diálisis de portadores crónicos, las agujas y material cortante y punzante, los residuos de animales infecciosos y los residuos anatómicos de escasa entidad que no se encuentran regulados en el Reglamento de la Policía Mortuoria, así como todo el material que haya estado en contacto con los residuos pertenecientes a este grupo.
 - o **GRUPO V - Residuos químicos y otros residuos regulados por normativas específicas:** Residuos de naturaleza química así como otros residuos tipificados en normativas singulares y que, en su gestión, están sujetos a requerimientos especiales desde el punto de vista sanitario y medioambiental, tanto dentro como fuera del centro sanitario. Se incluyen los siguientes tipos en este grupo:
 - **Químicos:** residuos peligrosos procedentes de sustancias y/o preparados químicos procedentes de la actividad sanitaria. Se encuentran incluidos en este grupo, entre otros, residuos de aceites minerales y sintéticos, metales, y componentes de dispositivos y aparatos que los incluyan, líquidos generados en radiología y laboratorios de análisis clínicos y de anatomía patológica como formol, xileno y alcoholes, glutaraldehído utilizado en endoscopias, condensados procedentes de esterilizaciones con formaldehído, mercurio y sus soluciones, desinfectantes empleados en limpieza de materiales y, dispositivos de diagnóstico, así como, determinados reactivos de laboratorio.
 - **Medicamentos:** restos de medicamentos y medicamentos caducados diferentes de los especificados en el Grupo VI, así como los envases que los contengan o los hayan contenido.
 - **Otros residuos regulados por normativas específicas:** residuos peligrosos que, pudiendo generarse en actividades sanitarias, no son específicos de las mismas, tales como transformadores fuera de uso u otros aparatos eléctricos o electrónicos.
 - **Los recipientes y envases que hayan contenido a cualquiera de los anteriores tipos.**
 - o **GRUPO VI - Residuos citotóxicos:** Residuos de medicamentos de tal naturaleza y todo el material, incluido el biológico, que se haya encontrado en contacto con sustancias carcinógenas, mutágenas y/o teratógenas. Los centros, servicios y establecimientos sanitarios que utilicen medicamentos citotóxicos deberán elaborar y conservar en sus instalaciones un listado de los medicamentos citostáticos que manejan, manteniéndolo siempre actualizado.

Así mismo, deberán disponer por escrito y facilitar a los pacientes, información sobre las medidas de prevención a llevar a cabo por los mismos, en relación a la recogida de heces y orina, tras la administración de estos medicamentos y previamente a su evacuación a la red de saneamiento, tanto en el interior, como en el exterior del centro sanitario.

- **Residuos mineros:** Se consideran residuos mineros aquellos residuos producidos durante la prospección, extracción, valorización eliminación y almacenamiento de recursos minerales, así como de la explotación de canteras.
- **Residuos agrícolas, ganaderos y forestales:** Los residuos ganaderos, agrícolas y forestales son aquellos residuos generados de las actividades propias de la ganadería, la agricultura y las actividades forestales respectivamente.

Dado que la producción de residuos es inevitable, cualquier actividad humana, urbana, agrícola, ganadera o industrial es productora de residuos por tanto, es necesario actuar en consecuencia poniendo en práctica las medidas necesarias para la disminución de estos residuos o la gestión de los mismos, en su caso. El artículo 8 de la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, establece en para llevar a cabo una gestión adecuada de residuos el siguiente orden de prioridad:

- o Prevención;
- o Preparación para la reutilización;
- o Reciclado;
- o Otro tipo de valorización, incluida la valorización energética; y
- o Eliminación.

Una inadecuada política de planificación en la gestión de residuos ejerce un impacto negativo sobre el entorno basado fundamentalmente en el incremento de la contaminación atmosférica, de la afección a las aguas bien superficiales, bien subterráneas, contaminación del suelo, incremento en la aparición de vectores sanitarios (roedores, insectos); incremento de la vegetación nitrófila, y todo ello sin dejar de lado la degradación estética y visual.

El objetivo de una buena planificación en materia de residuos reside en conseguir una responsabilidad compartida entre todos los agentes que intervienen en los procesos de generación y gestión de residuos, como complemento a la aplicación del tradicional principio de “quien contamina, paga”, basando la planificación en el conocimiento, en el diálogo y la participación social.

La dinámica de generación y gestión de residuos constituye uno de los principales ámbitos de actuación pública en materia de medio ambiente. Una de las cuatro metas del “VI Programa de Acción Comunitario de Medio Ambiente (2002-2012) planteaba alcanzar una mayor eficiencia en los recursos y una gestión de los mismos y de los residuos para asegurar modelos de producción y consumo más sostenibles, disociando de este modo el uso de los recursos y la generación de residuos y la tasa de crecimiento económico, y para garantizar que el consumo de los recursos tanto renovables como no renovables no exceda la capacidad de absorción del medio ambiente. Las disposiciones europeas más recientes, tales como la “Estrategia sobre Prevención y Reciclado de Residuos” y la “Directiva Marco de Residuos”,

pretenden dar respuesta a este mandato partiendo de las realidades y tendencias observadas en los últimos años.

De entre todos los tipos de residuos que hoy en día se generan, los de origen orgánico (de naturaleza urbana, agrícola o animal) son importantes por su cantidad. Además, se producen diariamente y de forma puntual, lo cual es una particularidad que les hace merecedores de un tratamiento especial entre todo el conjunto de residuos existentes. Su vertido incontrolado originaría un tipo de contaminación que difiere de la generada por emisiones gaseosas o líquidas. Por suerte, la ciencia, y la tecnología que la acompaña, trata de solucionar o mitigar problemas, y ha hecho que muchos de estos residuos sean “VALORIZABLES” una vez tratados de forma adecuada: 1) Como enmiendas orgánicas para suelos, constituyendo estrategias para evitar su degradación y desertificación; 2) Como fuente de energía, mediante su biometanización y conversión en metano; 3) Extrayendo de ellos productos con un claro valor añadido (aminoácidos a partir de residuos proteicos como los cárnicos, o antioxidantes a partir de residuos agrarios). La Unión europea, en su próximo programa de investigación dentro del Horizonte 2020, pone énfasis en la necesidad de generar los conocimientos necesarios para poder ofrecer a nuestros residuos orgánicos la solución ambiental, social y económicamente sostenible que necesitamos como sociedad, obteniendo además la posibilidad de crear riqueza. Pero todo ello de manera sostenible, sin perjudicar a nuestros propios recursos. La coherencia ante todo.

En este contexto de Residuos, y más de Residuos Orgánicos, especial atención aquellos que producimos en nuestras propias ciudades (Residuos Urbanos, tanto domiciliarios como los lodos producidos en nuestras estaciones de depuración de aguas urbanas, LODOS EDAR). Si no hiciésemos nada con ellos, su volumen no tardaría mucho en asfixiar literalmente a dichas ciudades. Los lodos EDAR tienen una importancia especial en la Región de Murcia, al igual que en aquellas zonas donde el agua es un bien escaso, y para aprovecharla en grado extremo nos vemos obligados a depurar todas nuestras aguas residuales para que no constituyan un problema añadido.

En las EDAR se reproducen e intensifican de manera artificial y controlada, en poco espacio y breve tiempo, los mecanismos de autodepuración natural del río o del mar. Debido al propio funcionamiento de las depuradoras se obtiene cierta cantidad de lodos que hay que gestionar correctamente. Por tanto podríamos afirmar que, en nuestro sistema económico, el incremento en la producción de aguas residuales es directamente proporcional al crecimiento poblacional.

Los lodos son un residuo orgánico que se genera en los procesos de tratamiento de depuración de aguas residuales, mayoritariamente de origen urbano. Tal y como ya hemos señalado, dichos lodos están incrementando su volumen debido a la necesidad de depurar nuestras aguas para reutilizarlas cuando sea posible, en particular en zonas como la Región de Murcia, deficitaria en recursos hídricos. Estos lodos producidos por las EDAR, admiten varios tratamientos. La composición de estos lodos, aunque variable, pueden tener una solución de valorización dentro del apartado de “Enmiendas Orgánicas para Suelos”, debido a que son una fuente de materia orgánica y de elementos fertilizantes para su utilización en la actividad agraria, que resulta ser la vía más adecuada para su aprovechamiento, al permitir su incorporación a los ciclos naturales de la materia y la energía (BOE, 1990).

En la presente Memoria estudiamos los lodos de depuradora, un tipo de residuo procedente de las EDAR que posee un elevado contenido en materia orgánica además de tratarse de un residuo de continua producción en núcleos urbanos. Según el principio de jerarquía expuesto, una gestión eficiente a realizar con estos residuos con un contenido en materia orgánica relativamente grande, es el empleo de los mismos como enmiendas en suelos pobres en carbono orgánico. La ubicación es la principal problemática de dichos residuos dada la forma continua y local en que se producen. Indudablemente, el uso como enmiendas orgánicas de estos materiales no está exento de riesgos por lo que es necesario el establecimiento de medidas de control, y de una caracterización exhaustiva de estos residuos con el fin de evitar la posible contaminación del suelo y las aguas.

Dentro de este grupo de residuos con alto contenido en materia orgánica encontramos junto a los lodos de depuradora, la fracción orgánica de los residuos domésticos y comerciales (que integran los denominados residuos municipales), los residuos ganaderos, los residuos agrícolas, los residuos agroalimentarios, los residuos orgánicos industriales, etc. El aprovechamiento de este tipo de materiales reportará varias ventajas (Moreno, 1997):

- *Constituyen una fuente de materia orgánica abundante y económica.* La materia orgánica es un componente importante en el suelo debido a las funciones, que ejerce en el sistema suelo-planta y un factor esencial para la fertilidad del suelo.
- *Es una salida racional a este tipo de materiales, desde el punto de vista medioambiental.* La aplicación al suelo de residuos orgánicos supone una valorización de los mismos, consiguiéndose como efectos beneficiosos, además del aumento de cantidades de macronutrientes (sobre todo N y P) y micronutrientes disponibles para las plantas, una serie de ventajas asociadas a la incorporación de materia orgánica a los suelos. Este hecho es de especial importancia en los suelos de nuestro entorno que poseen valores ciertamente bajos de este componente.
- *Es una materia orgánica "joven", en comparación con otras fuentes de materia orgánica, y esto permite "revitalizar" el suelo desde el punto de vista biológico y bioquímico, lo cual es fundamental en la recuperación y conservación de suelos tan degradados como los que encontramos en el sureste español.*

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El progresivo aumento de la población y de las actividades productivas relacionadas con el agua ha disparado su consumo. Al mismo tiempo, el incremento de las actividades cuyos vertidos y productos residuales provocan la contaminación y degradación de las aguas, sumado a que éstas constituyen un recurso natural cada vez más escaso, implica, además del tratamiento de las aguas residuales para su posterior reutilización, la necesidad de regular los vertidos realizados al medio acuático, lo cual se traduce en una legislación cada vez más estricta.

Los métodos de tratamiento de aguas residuales empezaron a desarrollarse ante la necesidad de velar por la salud pública y evitar las condiciones adversas provocadas por la descarga de agua residual al medio ambiente. Con el progresivo crecimiento de las ciudades se puso de manifiesto la importancia de la limitada disponibilidad de terreno para el tratamiento y evacuación de las aguas residuales mediante riego e infiltración intermitente, métodos bastantes comunes a principio del siglo XX. El propósito del tratamiento en estaciones depuradoras es acelerar los procesos naturales de depuración, bajo condiciones controladas, en instalaciones de tratamiento de tamaño comparativamente menor.

En general, los objetivos que se plantearon hasta 1970 estaban relacionados con la eliminación de la materia en suspensión y los materiales flotantes, el tratamiento de la materia biodegradable y la eliminación de los elementos patógenos. Dichos objetivos estaban más relacionados con criterios mas estéticos que medioambientales. Desde el inicio de los años 70 hasta el año 1980, aproximadamente, los objetivos en la reducción de la DBO (Demanda Biológica de Oxígeno), los sólidos en suspensión y patógenos se mantuvieron. Del mismo modo se empezó a considerar la conveniencia de eliminar nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, especialmente para cursos de agua interiores y lagos debido a una mejor comprensión de los impactos ambientales producidos por los vertidos de aguas residuales, el conocimiento cada vez más profundo de los efectos a largo plazo causados por la descarga al medio ambiente de algunos de los constituyentes específicos del agua residual, y la concienciación de la necesidad de preservar el medio ambiente. A partir de 1980, como consecuencia de los avances científicos, el tratamiento de las aguas residuales empezó a centrarse en los problemas de salud relacionados con la descarga de productos tóxicos o potencialmente tóxicos al medio ambiente que podrían ser responsables de problemas sanitarios a largo plazo.

Tratamiento convencional de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales, ya sean industriales o urbanas, consiste en la aplicación de unos procesos básicos integrados por operaciones unitarias cuya secuencia y utilización vienen definidas por el grado de depuración a alcanzar, las características del agua a tratar y el coste de las instalaciones. Las EDAR son, como su propio nombre indica, plantas dedicadas a la depuración de aguas residuales, cuya función básica es reducir la contaminación de las aguas antes de ser vertidas a los cauces u otras masas de agua, para que no causen impacto medioambiental y alteren así el estado normal de los ecosistemas.

Los objetivos básicos de una estación depuradora de aguas residuales son:

- Eliminaciones de residuos, aceites, grasas, flotantes o arenas y evacuación a un punto de destino final adecuado.
- Eliminación de materias decantables orgánicas y/o inorgánicas.
- Eliminación de compuestos nitrogenados y que contengan fósforo.
- Transformar los materiales biodegradables disueltos en fangos estables y que éstos sean gestionados de manera correcta.

El proceso de depuración es relativamente fácil y económico. El verdadero problema lo tenemos en los fangos obtenidos, que se han de tratar con el fin de no ocasionar un perjuicio al medio ambiente.

La eficacia de un proceso de tratamiento de agua residual se expresa en términos de tanto por ciento de disminución de la DBO, una medida de la cantidad de oxígeno disuelto consumido por los microorganismos para la oxidación de materia orgánica e inorgánica. Cuanto mayor es el nivel de materiales oxidables orgánicos e inorgánicos, más elevada es la DBO y peor es la calidad del agua. Una planta de tratamiento de aguas residuales que funcione bien, puede eliminar el 95% o más de la DBO inicial. Se suele utilizar como índice la reducción de la DBO5 la cual se calcula midiendo la disminución del oxígeno disuelto del agua después de incubar la muestra durante cinco días a 20°C.

Dependiendo del tipo de EDAR, las aguas residuales pueden sufrir dos tipos de tratamientos:

- A. Físico-químicos: En concreto, la depuración de las aguas residuales de origen urbano se produce mediante un tratamiento en el que se le añaden al agua reactivos químicos para favorecer la precipitación de sólidos en suspensión presentes en el agua. Las plantas depuradoras que funcionan exclusivamente mediante este proceso están siendo sustituidas, actualmente, debido a los grandes costes económicos que supone añadir productos químicos al agua y los mejores rendimientos de eliminación que se consigue con los tratamientos biológicos. Además, estos tratamientos son menos ecológicos y pueden producir mayores problemas. Otras operaciones que componen el tratamiento físico-químico son: decantación primaria, filtración, coagulación, neutralización, oxidación-reducción, etc.
- B. Biológicos: En estos casos la depuración tiene lugar mediante procesos biológicos. Estos procesos se realizan con la intervención de microorganismos que actúan sobre la materia orgánica e inorgánica presente en el agua, transformándola en sólidos sedimentables más fáciles de separar del agua.

En la actualidad las instalaciones de depuración de aguas residuales, tanto urbanas como industriales, suelen estar formadas por una sucesión de procesos físico-químicos y biológicos tanto aerobios como anóxicos complementarios entre sí que permiten realizar una depuración integral en las mejores condiciones técnicas y económicas posibles.

Así, una estación depuradora de aguas residuales urbanas convencionalmente consta de varias líneas de funcionamiento:

- Línea de aguas: En ésta es donde se depura el agua, propiamente dicha, siguiendo una serie de etapas denominadas pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario.
- Línea de fangos: Al depurar el agua, se generan una serie de residuos que llamamos fangos. Estos fangos han de ser tratados para que no dañen el medio ambiente y tengan menos

problemas desde el punto de vista sanitario. Se suelen gestionar en instalaciones externas para aprovecharlos como abono, fuente energética, etc.

- *Línea de gas:* Cuando tratamos estos fangos mediante digestión anaeróbica fundamentalmente, se obtienen unos gases (*biogás*) que pueden ser aprovechados consiguiendo de ellos energía necesaria para los diferentes procesos de la línea de fangos. En muchas depuradoras estos gases no se aprovechan y se queman mediante antorchas.

En los apartados sucesivos trataremos de hacer una descripción más extensa de cada una de estas líneas de una estación depuradora de aguas residuales convencional.

Línea de aguas

Como dijimos anteriormente la línea de aguas de una estación depuradora convencional está compuesta por las etapas de pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario. A continuación se exponen las características de cada uno de las etapas:

Pretratamiento

En toda estación depuradora de aguas residuales resulta necesaria la existencia de un tratamiento previo o pretratamiento que elimine del agua residual aquellas materias o gruesos que pueden obstruir las bombas y canalizaciones, o bien interferir en el desarrollo de los procesos posteriores. Con el pretratamiento se eliminan las partículas o materiales más visibles, a saber, cuerpos voluminosos, trapos, palos, hojas, arenas, grasas y materiales similares, que llegan flotando o en suspensión desde los colectores de entrada.

Una línea de pretratamiento convencional consta de las etapas de *desbaste*, *desarenado* y *desengrasado*.

- *El desbaste:* se lleva a cabo mediante rejas formadas por barras verticales o inclinadas, que interceptan el flujo de la corriente de agua residual en un canal de entrada a la estación depuradora. Su misión es retener y separar los sólidos más voluminosos, a fin de evitar las obstrucciones en los equipos mecánicos de la planta y facilitar la eficacia de los tratamientos posteriores. Estas rejas pueden ser de dos tipos: entre 50 y 150 mm de separación de los barrotes (desbaste grueso) y entre 10 y 20 mm (desbaste fino). Estas rejas disponen de un sistema de limpieza que separa las materias retenidas.
- Las instalaciones de *desarenado* se sitúan después del desbaste y tienen como objetivo el extraer del agua bruta las partículas minerales de tamaño superior a 200 micras, generalmente. El funcionamiento técnico del desarenado reside en hacer circular el agua en una cámara de forma que la velocidad quede controlada para permitir el depósito de arena en el fondo. Normalmente, esta arena sedimentada queda desprovista casi en su totalidad de materia

orgánica y es evacuada, mediante bombas, al clasificador de arenas y, posteriormente, a contenedores.

- La fase de *desengrasado* tiene por objeto eliminar las grasas, aceites y en general los materiales flotantes, antes de pasar el agua a las fases posteriores del tratamiento. El procedimiento utilizado para esta operación se basa en inyectar aire a fin de provocar la desemeulsión de las grasas y su ascenso a la superficie, de donde se extraen a través de dispositivos de recogida superficial, normalmente rasquetas, para acabar en contenedores.

En muchas instalaciones las fases de desarenado y desengrasado se verifican de manera combinada en la misma cámara. Otros elementos que podemos encontrar en la etapa del pretratamiento son el *aliviadero*, el cual permite que la planta siempre funcione según el caudal proyectado y el *medidor de caudal*, que permite controlar la cantidad de agua que entra en la planta.

Tratamiento primario

Se entiende por tratamiento primario aquel proceso o conjunto de procesos que tienen como misión la separación por medios físicos de las partículas en suspensión no retenidas en el pretratamiento. El proceso principal del tratamiento primario es la decantación, fenómeno provocado por la fuerza de gravedad que hace que las partículas suspendidas más pesadas que el agua se separen sedimentándose. En los decantadores denominados *dinámicos*, los fangos son arrastrados periódicamente hasta unas arquetas para su purga mediante unos puentes móviles con unas rasquetas que recorren el fondo. En los decantadores de *planta circular* el agua entra por el centro y sale por la periferia, mientras que los fangos son arrastrados hacia un pozo de bombeo de donde son eliminados por purgas periódicas. El tratamiento primario permite eliminar en un agua residual urbana aproximadamente el 90% de las materias decantables y el 65% de las materias en suspensión. Se consigue también una disminución de la DBO de alrededor del 35%.

Tratamiento secundario

Su finalidad es la reducción de la materia orgánica presente en las aguas residuales una vez superadas las fases de pretratamiento y tratamiento primario. El tratamiento secundario más comúnmente empleado para las aguas residuales urbanas consiste en un proceso biológico aerobio seguido por una decantación, denominada secundaria.

El proceso biológico puede llevarse a cabo por distintos procedimientos, los más usuales son el proceso denominado de *fangos activos* y el denominado de *lechos bacterianos* o *percoladores*. Algunos procesos de depuración aerobia de aguas residuales de bajo coste, empleados principalmente en pequeñas poblaciones son: el sistema de lagunaje, filtros verdes, lechos de turba, filtros de arena, sistemas de decantación-digestión o contactores biológicos rotativos.

Fangos activos: Consiste en un proceso continuo en el que el agua residual se estabiliza biológicamente en tanques o *balsas de activación*, en las que se mantienen condiciones aerobias. El efluente de los decantadores primarios pasa a estas balsas de fangos activos que necesitan un aporte de oxígeno para la acción metabólica de los microorganismos. Este aporte se efectúa mediante turbinas o bien a través de difusores dispuestos en el interior de la balsa. El sistema consiste en desarrollar un cultivo bacteriano disperso en forma de flóculo alimentado con el agua a depurar, todo este proceso se realiza en agitación para evitar sedimentos y homogenizar la mezcla de los flóculos bacterianos y el agua residual, el producto resultante se denomina *licor de mezcla*. Después de un intervalo de tiempo entre 5 y 10 horas, los efluentes pasan a los *decantadores secundarios*. Estos decantadores constituyen el último escalón en la consecución de un efluente bien clarificado, estable, con una baja demanda biológica de oxígeno (DBO) y reducido contenido de sólidos en suspensión. Para que se verifique el proceso, debe haber un equilibrio entre los microorganismos que se mantienen en el reactor y el alimento contenido en el agua residual, por lo que es necesario recircular parte del caudal de fangos recogidos en el decantador. Esta parte se introduce en la balsa de activación en función de la cantidad de "alimento" que entra con el agua residual.

Lechos bacterianos: Se trata generalmente de tanques de planta circular rellenos de piedras o materiales sintéticos configurando un filtro destinado a degradar biológicamente la materia orgánica del agua residual. El agua a tratar se rocía sobre el lecho filtrante, mediante un brazo giratorio provisto de surtidores, dando lugar a la formación de una película (*biofilm*), que recubre los materiales filtrantes, formada por bacterias, protozoos y hongos alimentados por la materia orgánica del agua residual. De esta manera al fluir el agua residual sobre la película se elimina la materia orgánica. El oxígeno disuelto en el líquido se aporta por la absorción del aire que se encuentra entre los huecos del lecho. El material del lecho debe tener una gran superficie específica y una elevada porosidad, y suelen emplearse piedras calizas, gravas, escorias o bien materiales plásticos artificiales de diversas formas. Este sistema de depuración se suele emplear en pequeñas poblaciones y tiene la ventaja con respecto a los fangos activos que necesita aporte muy bajo de energía.

Tratamiento terciario

El tratamiento terciario es el procedimiento más completo para tratar el contenido de contaminantes residuales y que no han sido previamente eliminados de las aguas residuales. Este tratamiento consiste en un proceso físico-químico que utiliza la precipitación, la filtración y/o la cloración para reducir drásticamente los niveles de nutrientes inorgánicos, especialmente los fosfatos y nitratos del efluente final. El agua residual que recibe un tratamiento terciario adecuado no permite un desarrollo microbiano considerable.

Algunos de estos tratamientos son los siguientes:

- Adsorción: Propiedad de algunos materiales de fijar en su superficie moléculas orgánicas extraídas de la fase líquida en la que se encuentran.

- Cambio iónico: Consiste en la sustitución de uno o varios iones presentes en el agua a tratar por otros que forman parte de una fase sólida finamente dividida sin alterar su estructura física. Suelen utilizarse resinas y se debe destacar que existen cambiadores de cationes y de aniones. Debido a su alto precio, el proceso de intercambio iónico se utiliza únicamente en aquellos casos en los que la eliminación del contaminante venga impuesta por su toxicidad o que se recupere un producto de alto valor tales como eliminación de isótopos radiactivos, descontaminación de aguas con mercurio, eliminación de cromatos y cianuros, recuperación de oro, entre otros.
- Procesos de separación por membranas: estos procesos se llevan a cabo mediante membranas semipermeables (procesos de ultrafiltración y ósmosis inversa) o mediante membranas de electrodiálisis.
- Cloración: En la mayoría de los casos el tratamiento terciario de aguas residuales urbanas se limita a una desinfección para eliminar organismos patógenos, normalmente mediante la adición de cloro gas, en las grandes instalaciones, e hipoclorito, en las de menor tamaño. La cloración sólo se utiliza si hay peligro de infección. Cada vez más se está utilizando la desinfección con ozono que evita la formación de compuestos organoclorados que pueden ser cancerígenos.

A modo de resumen, las diferentes operaciones y métodos en la línea de aguas a llevar a cabo para conseguir los objetivos específicos de depuración de aguas, son los que figuran en la Tabla 1.1.

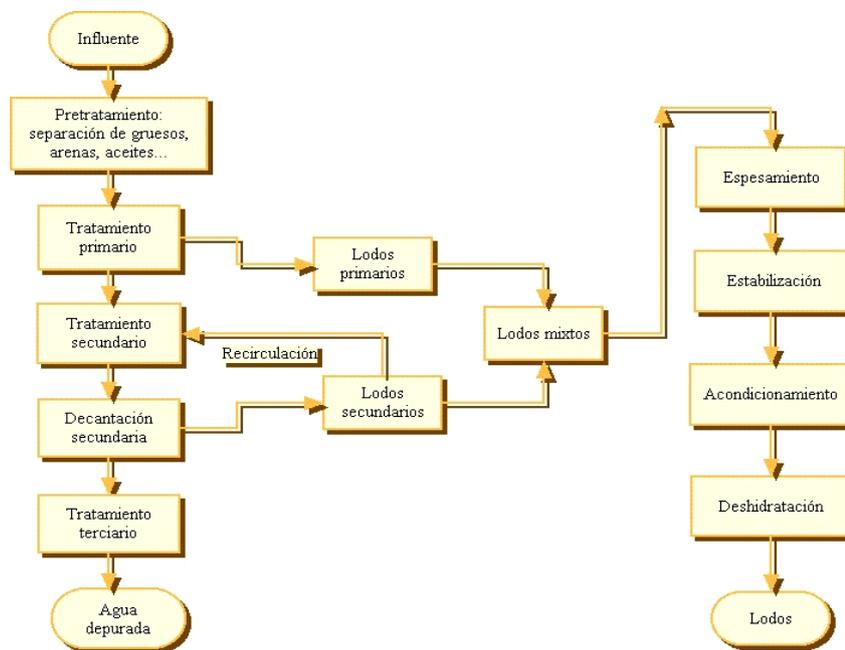


Gráfico 1.1. Esquema de una línea convencional de tratamiento de aguas y fangos.

Tabla 1.1. Operaciones y procesos básicos en la línea de aguas de una EDAR.

OPERACIÓN	OBJETIVO	MÉTODOS
<i>Pretratamiento</i>	Eliminar los constituyentes de las aguas residuales cuya presencia pueda provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares.	El <i>desbaste</i> y la <i>dilaceración</i> para la eliminación de sólidos gruesos y trapos. La <i>flotación</i> para la eliminación de grasas y aceites El <i>desarenado</i> para la eliminación de la materia en suspensión gruesa que pueda causar obstrucciones en los equipos y un desgaste excesivo de los mismos. Operaciones físicas tales como el tamizado y la sedimentación.
<i>Tratamiento primario</i>	Elimina una fracción de los sólidos en suspensión y de la materia orgánica con el fin de un acondicionamiento previo del agua antes de su entrada en el tratamiento secundario.	El efluente del tratamiento primario suele contener una cantidad considerable de materia orgánica y una DBO alta. Se combinan diferentes procesos.
<i>Tratamiento secundario</i>	Eliminar sólidos en suspensión y compuestos orgánicos biodegradables.	Incluye, entre otros, fangos activados, reactores de lecho fijo, lagunaje y sedimentación.
<i>Tratamiento terciario</i>	Eliminar constituyentes de las aguas residuales que merecen especial atención, como los nutrientes inorgánicos, los compuestos tóxicos y los excesos de materia orgánica o sólidos en suspensión.	Además de los procesos de eliminación de nutrientes, otros procesos u operaciones básicas habitualmente empleadas son la coagulación-floculación y la sedimentación seguida de filtración. Para la eliminación de iones específicos y para la reducción de sólidos disueltos, se emplean métodos menos comunes, como el intercambio iónico y la ósmosis inversa.

LODOS DE DEPURADORA.

La depuración de aguas residuales urbanas por medio de diferentes tecnologías origina una serie de fangos o lodos, algunos de los cuales están integrados principalmente por el conjunto de materiales en suspensión que componen el efluente, junto con los aditivos químicos empleados en el tratamiento y la masa bacteriana que participa en el proceso de depuración. Esas tecnologías específicas, que reducen los efectos contaminantes de las aguas residuales y, por tanto, solucionan una inquietante problemática, producen a su vez un residuo no menos problemático denominado lodo de depuradora.

Los lodos de depuradora son, por tanto, residuos procedentes de la depuración de aguas residuales que, debido a su elevado contenido en materia orgánica, puede ser objeto de valorización como enmienda

orgánica de suelos entre otras. Los lodos presentan una gran variabilidad en su composición, siendo los constituyentes más comunes la materia orgánica, compuestos inorgánicos y metales, así como diferentes organismos (Osorio *et al.*, 2010). No obstante antes de la valorización o reciclaje de estos residuos es necesaria una caracterización exhaustiva para determinar su contenido en contaminantes tóxicos.

Las características de los vertidos o efluentes que son tratados en una depuradora, así como el tratamiento que experimentan los lodos en ésta determinarán en gran medida la composición de este material orgánico. Además, el progresivo aumento de la población y de las actividades industriales, así como otras actividades económicas relacionadas con el agua ha provocado el aumento del consumo de ésta. Los principales factores que condicionan la calidad final de los lodos obtenidos en cada instalación de saneamiento son, por una parte, el origen del agua residual que llega a la instalación y, por la otra, la tipología de los tratamientos particulares incluidos tanto en la línea de agua como en la línea de lodos de la EDAR (Agencia Catalana del Agua, 2009).

La necesaria depuración de las aguas residuales es especialmente importante en aquellas zonas, como el área mediterránea, donde el balance hídrico es negativo. Como consecuencia de todo esto, se ha producido un incremento en la producción de lodos, a los cuales se les ha dado una serie de usos, más o menos convenientes, para evitar su acumulación. La gestión de lodos procedentes de aguas residuales es uno de los problemas más difíciles para ser abordados y resueltos en los países industrializados y en desarrollo. Esto es porque los lodos producidos por aguas residuales asciende a sólo un pequeño porcentaje en volumen de las aguas residuales procesadas, pero su manejo puede suponer hasta un 50% del total de los gastos de funcionamiento (Spinosa *et al.*, 2011)

Origen de los lodos de depuradora.

El crecimiento de la población, el aumento de la actividad industrial y el uso necesario del agua para llevar a cabo el normal funcionamiento y continuo crecimiento, ha originado un incremento exponencial en el consumo del mencionado recurso, provocando con ello el aumento de las aguas residuales que se producen. Se ha observado un incremento continuado en la producción de lodos de depuradoras (tabla 1.2) debido al importante aumento de caudal de la depuración de aguas residuales, de forma que mientras que en el año 1998 se generaban en España alrededor de 800.000 toneladas de lodos, según datos del Plan Nacional de Lodo de Depuradora (PNLD), 2001; en el año 2005 esta cantidad se había incrementado en un 39%, véase el Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR) de 2008. Debido a que los lodos de depuradora son, por tanto, residuos procedentes de la depuración de aguas residuales, el incremento en la generación de lodos es directamente proporcional al aumento de la depuración.

La variabilidad de las características físico-químicas del lodo gira en torno a los siguientes aspectos básicos (Costa *et al.*, 1987):

- Origen del influente, ya sea urbano, industrial o urbano-industrial.
- Variaciones estacionales del caudal.
- Proceso de depuración del influente, ya sea biológico o físico-químico.

Los lodos, debido a su origen, poseen un elevado contenido en agua, una alta capacidad de fermentación y una elevada carga patógena, por lo que deben ser tratados a fin de poder manejarlos más fácilmente y de evitar problemas en su utilización o eliminación posterior. En el tratamiento de los lodos ha de tenerse en cuenta el posible destino de éstos, ya que dicho tratamiento condiciona las características del producto final obtenido.

Tabla 1.2. Caudal de agua tratada en España y en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia expresado en m³/día. Fuente: INE (2012).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
España	5.229.150	5.853.667	6.539.433	7.075.655	7.752.624	7.699.936	8.016.351
R. Murcia	68.478	69.568	71.749	78.780	84.198	206.781	222.263
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
España	8.490.051	13.600.197	13.804.901	13.371.703	12.519.495	12.371.505	12.800.974
R. Murcia	241.049	290.694	338.710	293.788	285.956	288.243	303.319

El lodo o fango de depuradora puede definirse como cualquier sólido, semisólido o líquido de desecho generado por una planta municipal, comercial o industrial de depuración de aguas residuales o de aguas de consumo junto con otra clase de desechos de similares características y efectos (Osorio *et al.*, 2010). Los lodos se producen a través del proceso de sedimentación en los decantadores de los distintos procesos de tratamiento.

En los procesos de depuración biológica, los sólidos en suspensión se eliminan en dos etapas del proceso, llevadas a cabo en tanques de sedimentación. Estas dos etapas se conocen como tratamiento primario y secundario. En el tratamiento primario, la separación del sólido del agua residual se produce por procesos meramente físicos, debidos a diferencias de densidad con el medio acuoso, el fango se acumula en el fondo del decantador formando los "lodos de decantación primaria".

En el tratamiento secundario, parte de la materia orgánica es metabolizada y transformada en materia viva, el efecto de floculación permite separar los flóculos de materia orgánica, materia viva y materia inorgánica en el fondo del decantador secundario, formando los "lodos de decantación secundaria". Estos lodos son ricos en microorganismos, por lo que parte de ellos se recicla para activar la degradación microbiana de las aguas residuales después de la decantación primaria. El resto suele mezclarse con los lodos primarios formando los "lodos mixtos frescos". La Tabla 1.3 recoge determinados parámetros químicos de lodos primarios y secundarios, junto con su intervalo típico de variación.

En los procesos de depuración físico-química, los sólidos en suspensión se eliminan de las aguas residuales mediante procesos de coagulación-floculación de la materia coloidal, tras la adición de reactivos químicos que favorecen la actividad superficial de las partículas. Los lodos obtenidos se llaman "lodos de coagulación" y contienen los materiales sólidos del efluente y productos de reacción insolubles formados a partir de los reactivos químicos utilizados en el proceso.

TRATAMIENTO DE LODOS.

Una planta depuradora de aguas residuales urbanas, como hemos destacado anteriormente, consta de dos grandes líneas de tratamiento, una corresponde a la depuración de aguas y la otra al tratamiento de los lodos que se generan en las operaciones de decantación. La línea de tratamiento de lodos constituye una parte fundamental de las estaciones depuradoras de aguas residuales, suponiendo prácticamente un 50% del coste de inversión y porcentajes mayores en costes de mantenimiento. En el tratamiento de los lodos ha de tenerse en cuenta el destino de éstos, debido a que dicho tratamiento condicionará las características del producto final obtenido (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Caracterización físico-química de los lodos en función de su tratamiento.
Fuente: Fuentes *et al.*, 2008.

CARACTERISTICAS	AERÓBICOS	ANAERÓBICOS	NO ESTABILIZADOS
pH	6,6 ± 0,1	7,9 ± 0,3	6,0 ± 0,1
Conductividad (mS cm ⁻¹)	2.27 ± 0,06	2,81 ± 0,04	2,3 ± 0,1
Humedad (%)	80.0 ± 0,4	71,2 ± 0,1	82,3 ± 0,1
Materia Orgánica (%)	64 ± 1	43,5 ± 0,8	65 ± 1
N total (%)	4.40	3,27	4,56
P total (%)	0,77 ± 0,04	1,67 ± 0,04	1,1 ± 0,2
Ca (mg kg ⁻¹)	42713 ± 3092	67710 ± 1377	40638 ± 693
K (mg kg ⁻¹)	3733 ± 97	2844 ± 53	3527 ± 236
Mg (mg kg ⁻¹)	5387 ± 139	9558 ± 636	6401 ± 163
Na (mg kg ⁻¹)	1877 ± 48	1538 ± 90	1694 ± 83

Los objetivos que se buscan en el tratamiento de los lodos son, fundamentalmente, reducción de volumen, con el fin de conseguir un manejo más fácil del lodo y la reducción del poder de fermentación, a través de la reducción de materia orgánica lábil y de organismos patógenos; de esta manera se evitará la producción de olores y la evolución del lodo de manera descontrolada, por tanto en las estaciones depuradoras de aguas residuales deberá existir una línea de tratamiento de lodos con el fin de realizar dos procesos fundamentales:

1. La *estabilización* del lodo, para la eliminación de la carga patógena. La estabilización se puede llevar a cabo por tratamiento químico o tratamiento biológico, siendo este último el más usual.
2. La *deshidratación* del lodo o secado térmico, indispensable para su correcto manejo, almacenamiento, transporte y posterior valorización del producto.

De modo genérico, el conjunto de operaciones de tratamiento del lodo, ordenadas de manera secuencial, y los tipos de tratamientos posibles antes de su disposición final son las reflejadas en la Tabla 1.4.

Espesamiento

El espesamiento consiste en aumentar el contenido de sólidos del lodo por eliminación de una parte de la fracción líquida contenida en el mismo. Se consigue reducir entre una y cuatro veces el volumen inicial del lodo y puede realizarse antes o después de la estabilización. El objetivo de esta fase es reducir al mínimo el volumen para facilitar su manejo, transporte y almacenamiento. Se suele realizar por centrifugado, flotación o filtrado. Esta fase puede tener lugar antes o después de la estabilización, a fin de reducir el volumen al máximo. En general, la concentración típica de sólidos secos totales de un lodo primario oscila en el intervalo 2-8%, mientras que la del lodo secundario presenta un intervalo típico de 0.83-1.16% (Metcalf y Eddy, 1995).

Tabla 1.4. Secuencia de operaciones seguida por los lodos y tipos de tratamiento.

OPERACIÓN	TIPOS DE TRATAMIENTO
1. Espesamiento	Espesamiento por gravedad, flotación, centrifugación, filtros banda por gravedad, tambor rotatorio.
2. Estabilización	Química, aerobia, anaerobia, térmica.
3. Acondicionamiento	Químico, térmico, elutriación.
4. Deshidratación	Eras de secado, lagunas, filtración a vacío, banda prensora, filtración a presión, centrifugación.
5. Desinfección	Pasteurización, compostaje, adición de cloro, radiación.

La reducción de volumen de lodo resulta beneficiosa para los procesos de tratamiento tales como la digestión, deshidratación, secado y combustión, tomando en consideración los siguientes puntos de vista:

- Disminución de la cantidad de calor necesario para los digestores.
- Necesidad de menos cantidad de combustible auxiliar necesario para el secado o incineración.
- Disminución de la capacidad de almacenamiento en tanques y por consiguiente de los equipos necesarios.
- Empleo de menor cantidad de reactivos químicos para el acondicionamiento del lodo.

Para llevar a cabo el espesamiento, los tipos de procesos que se pueden emplear son:

- a) Gravedad: El espesado por gravedad se realiza en un depósito cilíndrico terminado en forma cónica que dispone de una entrada para el lodo a espesar y dos salidas, una por la parte inferior para el fango espesado y otra en la parte superior para el sobrenadante o agua separada del fango. El sobrenadante que se origina retorna al decantador primario o a la cabeza de la planta.

El fango espesado que se recoge del fondo del tanque se bombea a los digestores o equipos de deshidratación. Los espesadores pueden ser estáticos o dinámicos.

- b) Flotación: La flotación es una operación de separación sólido-líquido, en la cual las materias en suspensión se separan debido a la menor densidad aparente de las mismas. Tiene como ventaja, frente al espesamiento por gravedad, la menor superficie y volumen del equipo para el mismo rendimiento, y la obtención, con lodos coloidales, de mayores concentraciones. La desventaja que presenta es un mayor coste de explotación y la no posibilidad de almacenamiento de los lodos en su interior. El procedimiento más usado es la flotación por aire disuelto, además de la flotación a vacío y la flotación por aireación (Metcalf y Eddy, 1995). En este proceso, se satura de aire una porción del agua residual separada del fango manteniéndola a una presión determinada. Cuando se despresuriza la disolución, el aire disuelto se libera en forma de burbujas finamente divididas que arrastra el fango hasta la superficie, desde donde es eliminado. Este tipo de espesamiento se utiliza para lodos muy ligeros, destacando los lodos secundarios obtenidos por el método de lodos activos, los lodos procedentes de la depuración de aguas de la industria papelera o los lodos que contienen aceites de emulsión, entre otros.
- c) Centrifugación. Su aplicación se suele limitar al espesado de fangos activados. Las centrifugas se utilizan tanto para espesar fangos, como para deshidratarlos. El tratamiento de espesado de lodos por centrifugación implica la sedimentación de las partículas de lodo gracias a la acción de la fuerza centrífuga. Los tipos de centrifugas más empleados actualmente para el espesado de lodos son:
- *La centrifuga de cesta*. La centrifuga de cesta tiene un funcionamiento discontinuo. El fango líquido se introduce en una cesta que gira alrededor de un eje vertical originando con ello la acumulación de los sólidos en las paredes. Cuando se alcanza el tiempo de retención de sólidos de la centrifuga se reduce la velocidad del giro, y se introduce un rascador que separa los sólidos. Este tipo de centrifuga se aplica con lodos blandos, sólidos finos que resultan difíciles de filtrar, o para sólidos de naturaleza variable. En condiciones normales, la utilización de polielectrolito consigue aumentar la concentración de la torta. Sin embargo, el coste energético y de mantenimiento puede ser importante.
 - *La centrifuga de camisa maciza*. La centrifuga de camisa maciza consiste en una camisa maciza dispuesta horizontalmente, con un extremo de forma troncocónica. El fango se alimenta a la unidad de forma continua, y los sólidos se concentran en la periferia. Un tornillo helicoidal, que gira a velocidad ligeramente distinta, desplaza el fango acumulado hacia el extremo troncocónico, donde se produce una concentración de sólidos adicional previamente a la descarga del fango.
- d) Filtros banda por gravedad. Los equipos desarrollados consisten en una banda que se desplaza sobre unos rodillos accionados por un motor de velocidad variable. El fango se acondiciona con polímeros, y se conduce a una cámara de alimentación situada en un extremo de la unidad, en

esta cámara se reparte de forma uniforme sobre la banda y el agua escurre. Durante el recorrido sobre la banda el fango es cortado utilizando cuchillas y el agua liberada, por los surcos formados, pasa a través de la banda. Este tipo de espesadores se ha empleado para el tratamiento de fangos crudos y digeridos y requieren la adición de polímeros (Metcalf y Eddy, 1995).

- e) Espesador de tambor rotativo. Consiste en un sistema de acondicionamiento del lodo activado. Se realiza una mezcla del lodo con un polímero en el tambor de mezcla y acondicionamiento. El lodo acondicionado pasa a una serie de tamices rotativos que separan los sólidos floculados del agua. Se han conseguido espesamientos de lodos activados del orden de 3-4 %. Las ventajas de este tipo de espesadores son el bajo mantenimiento necesario, el bajo consumo energético y el reducido espacio necesario.

Estabilización

La estabilización del lodo se lleva a cabo con el fin de reducir la presencia de organismos patógenos, eliminar olores desagradables, e inhibir, reducir y/o eliminar el potencial de fermentación de los mismos. Los lodos recién obtenidos poseen generalmente un alto contenido en materia orgánica cuya descomposición debe activarse a fin de que los materiales resultantes queden lo más estables posible, es decir, reduzcan su fermentabilidad. La estabilización del lodo obtenido es por tanto otro aspecto fundamental para el destino final de los lodos EDAR.

Los lodos obtenidos en los procesos de depuración de aguas residuales poseen generalmente una alta proporción de materia orgánica, cuya descomposición debe activarse a fin de que estos materiales queden en forma relativamente estable, evitando así riesgos de alteraciones posteriores que, entre otros inconvenientes, puede producir malos olores (Costa *et al.*, 1987). La estabilización puede conseguirse por vías distintas:

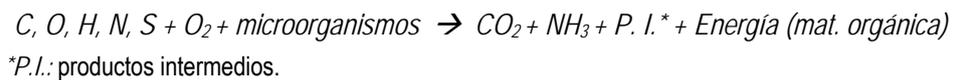
- a) Estabilización química:

Se lleva a cabo a través de la adición de productos químicos a los lodos, los cuales se inactivan en gran medida. La estabilización química de lodos se trata de una operación simple y con bajo coste pero posee un efecto temporal más limitado con respecto a los procesos de estabilización biológica. Habitualmente se utiliza hidróxido cálcico, que produce un considerable aumento del pH, eliminando los microorganismos patógenos. Con este procedimiento se favorece la liberación de amoníaco por lo que desde el punto de vista agrícola puede haber una reducción del valor fertilizante del lodo. La sustancia más usada es la cal, bien hidratada o bien cal viva que, debido al elevado pH (pH=12) que instaura en el lodo, impide la acción de las bacterias y la descomposición de la materia orgánica se detiene. Si por cualquier causa el pH desciende, el proceso de descomposición se reanuda, por lo que es un método poco utilizado. Los reactivos aportados no modifican la cantidad de materias biodegradables, sino que realizan una acción bactericida. Generalmente, disminuye la mayor parte de las bacterias patógenas (Smith, 1996).

b) Estabilización aerobia:

Consiste en la aireación prolongada de los lodos frescos para incrementar el crecimiento de microorganismos aerobios, con la finalidad de sobrepasar el periodo de síntesis de las células y llevar a cabo su autooxidación. El tejido celular es oxidado de forma aeróbica produciendo CO_2 , H_2O y NH_3 , siendo este último producto de la reacción oxidado posteriormente a NO_3^- . Durante este proceso de estabilización aerobia, los microorganismos metabolizan la materia orgánica presente en el lodo convirtiéndola en materia celular, cuando el sustrato orgánico se agota, los microorganismos comienzan a metabolizar su propio protoplasma, con el fin de obtener la energía necesaria para el mantenimiento de las reacciones endógenas de las células. Se basa en la oxidación microbiana de la fracción más lábil de los lodos, pero que tiene el inconveniente de que su contenido inicial en materia orgánica disminuye en una tercera parte. El proceso de digestión aerobia puede representarse por las siguientes reacciones:

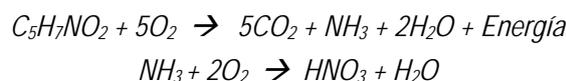
- **Etapa 1. Oxidación.** Se basa en la oxidación microbiana de la fracción más lábil de la MO para producir CO_2 , NH_3 y energía:



- **Etapa 2. Síntesis.** La energía producida en esta etapa es utilizada por los microorganismos aerobios para la síntesis de nuevos microorganismos.



- **Etapa 3. Respiración endógena.** En ausencia de materia orgánica que degradar, los microorganismos entran en fase de respiración endógena. Solo es posible oxidar entre el 70-80% del tejido celular; el tejido restante está formado por componentes inertes y compuestos orgánicos no biodegradables.



Podemos citar dos técnicas de digestión aerobia distinta; a temperatura ambiente (en frío) y la autotérmica (termofílica) (Costa *et al.*, 1987):

a.- La *estabilización en frío* supone la aireación de los lodos durante periodos que oscilan entre 15 y 50 días, obteniéndose un producto prácticamente estabilizado.

b.- El *proceso termofílico* utiliza el calor metabólico producido por la biodegradación de la propia materia orgánica del lodo para llegar a alcanzar temperaturas entre 45 y 65°C.

El éxito de la técnica autotérmica dependerá de una manera fundamental de la existencia de una alta proporción de materia orgánica oxidable y de modo complementario de la limitación, lo máximo posible, de las pérdidas de calor en el estanque de digestión. Se puede conseguir eliminaciones de

sólidos volátiles superiores al 79% con tiempos de residencia muy cortos (3-4 días). Como ventaja adicional puede citarse la importante destrucción de organismos patógenos, producida como consecuencia de las temperaturas desarrolladas.

c) Estabilización anaerobia:

En este proceso se somete a los lodos a una digestión anaerobia durante tiempos y temperaturas variables, generándose lodos cuyo contenido en materia orgánica es de un 50% menos que el material de partida. Es una estabilización muy difundida en estaciones de medio y gran tamaño, ya que el gas producido en la digestión (biogás), con un alto contenido en metano, puede utilizarse como fuente de energía.

La digestión anaerobia de los lodos ha sido universalmente aceptada como uno de los métodos más adecuados para obtener un producto final aséptico (Buyles, 2010). En este proceso la descomposición de la materia orgánica por las bacterias se realiza en ausencia de aire. Durante este proceso, la materia orgánica biodegradable es asimilada por una serie de microorganismos específicos. Parte de esta materia orgánica se emplea en la síntesis de nuevos microorganismos y el resto de materia orgánica sufre un proceso de degradación hasta llegar a la obtención de los productos finales, como el dióxido de carbono y el metano, principalmente. El proceso también transforma parte del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal, pudiendo aumentar éste último desde un 5% hasta más del 70% después de la digestión anaerobia (Hue, 1995).

El tratamiento de digestión anaeróbica permite la generación de biogás, que normalmente es utilizado para:

- La producción de la energía necesaria para el propio proceso, es decir, el calentamiento necesario del digester, así como además para obtener energía para el secado térmico del fango o deshidratación.
- También puede ser utilizado para la producción de energía por cogeneración, aunque es necesario un proceso de limpieza del mismo, donde se reduzca la cantidad de sulfuro de hidrógeno que pudiera contener, así como otros compuestos como los siloxanos.

El proceso de digestión anaerobia puede representarse por la secuencia de las siguientes reacciones:

- **Etapa 1. Hidrólisis:** En esta etapa los productos intermedios que se originan son aldehídos, alcoholes y ácidos de bajo peso molecular; actúan bacterias acidógenas y la reacción que se lleva a cabo es:



*P.I.: productos intermedios.

- **Etapa 2.** Acidogénesis: En esta etapa actúan bacterias acetógenas produciendo ácido acético. Otros productos finales que se obtienen son SH_2 y NH_3 . La reacción que se lleva a cabo es:



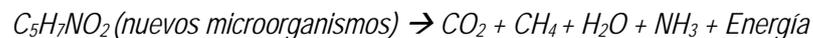
- **Etapa 3.** Metanogénesis: En esta etapa actúan bacterias metanógenas. La reacción que se lleva a cabo es:



La energía que se obtiene a través de las reacciones anteriores se emplea para la síntesis celular como se observa en la representación de la siguiente reacción:



Como se ha comentado anteriormente, en ausencia de materia orgánica a degradar, los microorganismos entran en fase de respiración endógena:



El proceso puede realizarse por diferentes métodos en tanques cerrados:

- **Digestión mesófila.** Los microorganismos mesófilos actúan a temperaturas entre los 12 °C y 35 °C, optimizándose el proceso entre los 29 °C y 33 °C.
- **Digestión termófila.** Los microorganismos termófilos trabajan a temperaturas comprendidas entre los 37 °C y 65 °C, con un óptimo en las proximidades de los 55 °C. Se aplica a residuos industriales agroalimentarios que se vierten a altas temperaturas.

Los factores del medio o parámetros clave del proceso de digestión anaerobia son:

1. **Temperatura.** Cuando la temperatura aumenta, las reacciones biológicas son más rápidas, hasta una temperatura máxima, lo que produce mayor eficacia en la operación y menores tiempos de retención. Por cuestiones económicas de suministro de energía, la mayoría de los digestores operan dentro del rango mesófilo. El proceso no es muy efectivo por debajo de los 20 °C.
2. **Condiciones de anaerobiosis.** La ausencia de oxígeno en el digestor es una condición fundamental para que las bacterias metanogénicas puedan realizar su actividad, ya que éstas son estrictamente anaerobias. La existencia de oxígeno puede ser mortal para las mencionadas bacterias. Esto implica la necesidad de un tanque de digestión cerrado que impida la entrada de oxígeno y facilite la salida del gas producido.
3. **El pH.** El rango óptimo de pH para la digestión anaerobia oscila en el intervalo 6,8 - 7,5. No obstante, el proceso se lleva a cabo satisfactoriamente en el intervalo 6,0 - 8,0, ya que bajo condiciones ácidas el proceso se paraliza.

4. Nutrientes. Las necesidades de nutrientes son muy inferiores a las del tratamiento aerobio ya que la producción de biomasa es mucho mas baja. En lo que se refiere a la relación C/N/P es de 100/0,5/0,1 que es la décima parte de la óptima para la digestión aerobia respecto al N y P.
5. Compuestos tóxicos. La existencia de altas concentraciones de Na^+ (alrededor de 8 g/l) y de NH_4^+ (3 g/l) suponen una gran toxicidad, si bien parece ser que los procesos pueden adaptarse y conseguir que la digestión se realice normalmente, incluso existiendo elevadas concentraciones de NH_4^+ . Del mismo modo, los metales pesados, así como los compuestos organoclorados son muy tóxicos para las bacterias metanogénicas. Los compuestos organoclorados son tóxicos incluso en muy pequeñas concentraciones.

Las principales ventajas de este sistema de este sistema de digestión anaeróbica son, entre otras, la reducción de la materia sólida, la reducción significativa del número de microorganismos patógenos y la producción de biogás, frente a los principales inconvenientes que queremos destacar, como el alto coste de los equipos, los tiempos altos de operación, la dificultad de agitación y la alta sensibilidad de los microorganismos a variaciones en los factores del medio, entre otros.

d) Estabilización térmica:

El fango generado en los procesos de depuración de aguas residuales está constituido por una reducida proporción de materia seca, acompañada de agua en proporciones variables. El agua presente en el fango se presenta de dos formas, libre o ligada. Esta última incluye el agua de hidratación coloidal, el agua capilar y el agua celular. Por medios mecánicos se puede eliminar el agua libre con un límite máximo del orden del 40%.

Para superar este valor hay que eliminar el agua no libre y romper la red coloidal de la forma ligada, mediante la aportación de energía térmica al fango. Este tratamiento se lleva a cabo mediante secadores y a través de cualquiera de los procesos físicos de transferencia de calor: por convección, por contacto o por radiación.

El secado térmico de fangos aporta la gran ventaja de reducir considerablemente el volumen final de fangos a manejar, permitiendo con ello o bien una minimización del impacto ambiental, cuando la única opción sea su envío a vertedero, al eliminar prácticamente los lixiviados y alargar su vida útil; o un aprovechamiento agronómica y forestal como enmienda orgánica, al reducir los costes de transporte y disposición final y facilitar su manejo en determinadas aplicaciones o una valorización energética para su aceptación en fábricas de cemento o para uso como combustible en otras instalaciones industriales.

Acondicionamiento

Proceso físico-químico cuyo principal objeto es la ruptura de la estabilidad coloidal para liberar parte del agua ligada a los coloides, preparándolos para la fase posterior de deshidratación que ha de permitir obtener un producto relativamente sólido o semisólido. Los procedimientos básicos utilizados son:

a) Acondicionamiento químico

El acondicionamiento químico permite reducir la humedad del fango, desde el 90-99% hasta el 60-85%, dependiendo de la naturaleza de los sólidos a tratar. El acondicionamiento químico conduce, por la aplicación de los fenómenos de coagulación y floculación, a la aglomeración de las partículas coloidales formando flóculos que facilitan la posterior filtración o centrifugación.

Los floculantes pueden ser inorgánicos como sales de hierro y sulfato de aluminio, solas o con adición de cal y productos orgánicos como los polielectrolitos. Los primeros aumentan la masa de sólidos de los lodos por formación de productos de reacción, tales como hidróxidos y carbonatos, mientras que los segundos no modifican apenas la composición de la fracción sólida precipitada. Las sales de hierro utilizadas son cloruro férrico, sulfato férrico, clorosulfato férrico y sulfato ferroso. Normalmente, se suele emplear Cl_3Fe como coagulante y CaO para ajustar el pH. Los productos orgánicos más utilizados actualmente son los polielectrolitos sintéticos. Están formados por largas cadenas macromoleculares ramificadas con grupos de carácter aniónico o catiónico. Los polímeros catiónicos son eficaces en los lodos con un elevado contenido en materia orgánica, mientras que los aniónicos se emplean en las suspensiones minerales. La dosis óptima de cada floculante varía según las características del lodo, siendo necesario realizar ensayos de laboratorio para obtener el valor de la resistencia específica a la filtración. A veces es necesario una combinación aniónica-catiónica para optimizar el proceso.

b) Acondicionamiento térmico

Proceso que consiste en calentar el lodo durante cortos períodos de tiempo bajo presión dando como resultado la coagulación de los sólidos y la rotura de la estructura del coloide. Como consecuencia de todo ello, el lodo es esterilizado, prácticamente desodorizado, deshidratándose fácilmente en filtros prensa o de vacío sin adición de productos químicos. Este tipo de tratamiento tiene mayor aplicación a los lodos biológicos, que pueden ser difíciles de estabilizar por otros medios. Su uso está limitado, en general, a grandes plantas debido a los altos costos de inversión. (Buyles, 2010). La ruptura de los enlaces entre el agua y la materia coloidal también se puede conseguir por vía térmica, mediante elevación de la temperatura o congelación, si bien hasta ahora el procedimiento de congelación resulta caro y ha tenido pocas aplicaciones.

El procedimiento más usual consiste en el calentamiento del lodo bajo presión entre los 160 °C y 210 °C durante un tiempo comprendido entre 30 y 60 minutos. Durante este proceso se producen transformaciones irreversibles, destruyéndose los geles coloidales al solubilizarse algunas materias en suspensión (como el almidón que se hidroliza formando azúcares) y precipitar otras (como la glucosa).

Con este tipo de tratamiento se reduce aproximadamente un 25 % de la DQO del lodo, y se obtiene de forma sencilla y sin necesidad de reactivos químicos, un material con muy buenas características para su posterior deshidratación y prácticamente esterilizado. El inconveniente de este método es la necesidad de protección contra olores y los elevados gastos de instalación.

c) Acondicionamiento físico

El acondicionamiento físico o elutriación es una operación unitaria en la cual se lava el fango con agua clara, para conseguir transferir ciertos componentes desde aquel a esta última. El lavado del fango digerido antes de su acondicionamiento químico permite eliminar ciertos componentes solubles, orgánicos e inorgánicos, que consumirían grandes cantidades de reactivos, por lo que permite acelerar el espesamiento.

Deshidratación

La deshidratación es la etapa cuyo objetivo es reducir el volumen de los lodos, tratando de obtener un material semisólido más fácil de manejar en su utilización posterior. Esta operación puede realizarse, en la actualidad, según los siguientes métodos:

- Naturales, mediante eras de secado o lagunas.
- Mecánicos, a través de filtración a vacío, filtración con banda prensora, filtración a presión o centrifugación.

En algunos países como Francia existen plantas específicas de secados de lodos, a los que van a parar los lodos estabilizados de muchas estaciones de depuración de aguas debido a que este proceso requiere de un consumo muy alto de energía y una tecnología muy específica, lo que lo hace inviable en la propia estación depuradora de aguas, sobre todo si es de tamaño mediano o pequeño. Algunas de las finalidades que se persiguen con la deshidratación son las siguientes:

1. Los costes de transporte del fango hasta el lugar de evacuación final son notablemente menores.
2. El fango deshidratado es más fácil de manipular que el fango líquido o espesado.
3. La deshidratación del fango suele ser necesaria antes de la incineración del fango para aumentar su poder calorífico.
4. Es necesaria la reducción de humedad para evitar malos olores y que el fango sea putrescible

Los lodos deshidratados según el grado de humedad se pueden dividir en diversos tipos tal y como se muestran en las Tablas 1.5 y 1.6.

El *secado en eras* es el primer sistema de deshidratación de lodos que se utilizó. El procedimiento consiste en la disposición de los lodos a secar sobre una superficie al aire libre dotada de un buen

drenaje. La capa de lodo que se deposita sobre el lecho de arena es de unos 20-30 cm. La superficie de las eras varía en función del clima de la zona. En ocasiones, en zonas húmedas, se construyen cubiertas con el fin de proteger los lodos de la lluvia. La torta de lodo se suele considerar deshidratada suficientemente cuando la humedad desciende por debajo del 65%. La extracción de la torta es manual en pequeñas superficies y mecánica en grandes, utilizando un puente rascador.

Tabla 1.5. Tipología de lodos según grado de humedad. Fuente: Metcalf y Eddy, 1995

TIPO DE LODO	% MATERIA SECA	OBSERVACIÓN
Pastoso	30-50	Permite su vertido al terreno
Seco	50-90	Lodos estabilizado y sin olor
Totalmente seco	> 90	Lodo estabilizado y sanitariamente seguro. Permite un almacenamiento de larga duración.

Tabla 1.6. Característica física de lodos según su contenido en agua. Fuente: Metcalf y Eddy, 1995

CONTENIDO EN AGUA (%)	FORMA DEL LODO
>85	Líquido. Fácil de bombear
75-65	Plástico y gelatinoso
65-60	Barro seco
40-35	Sólido permanente
15-10	Pulverulento

Los mecanismos de deshidratación de los lodos en las eras de secado son de dos tipos:

1. Percolación del agua a través del lecho de arena. Se elimina de esta forma del 20-55% de agua. Esta etapa se completa en 1 a 3 días.
2. Evaporación del agua debido a la transmisión de calor por radiación y convección. La velocidad de pérdida de agua por evaporación es menor que la de percolación y depende de la temperatura, humedad relativa y velocidad del aire.

El *secado mediante el empleo de lagunas* se puede emplear para deshidratación del fango digerido en lugar de las eras de secado. La mejor aplicación de las lagunas de secado se da en zonas con elevadas tasas de evaporación. La deshidratación por drenaje superficial y percolación está limitada por las cada vez más estrictas normas ambientales y de control de las aguas subterráneas, por lo que esta solución para el secado de fangos es más apropiado que las eras de secado. El fango digerido no acondicionado se descarga en la laguna de forma que se consiga una deshidratación uniforme del mismo. El espesor de la capa de fango suele variar entre 0,75 y 1,25 m. El principal mecanismo responsable de la

deshidratación es la evaporación. El fango se retira mecánicamente, con un contenido de sólidos que suele oscilar entre el 25 y el 30%. La duración del ciclo operativo varía entre varios meses o varios años.

La *filtración a vacío* es el procedimiento más antiguo y a su vez el más empleado para la deshidratación de los lodos. El agua es eliminada aplicando vacío a través de un medio poroso que retiene los sólidos y deja pasar el líquido. Se utilizan distintos medios filtrantes como el nylon, acero o papel. La unidad central es un tambor rotatorio que da vueltas en un tanque que contiene los lodos y dentro del cual está parcialmente sumergido. El tambor está formado por la unión de varios compartimentos estancos entre sí y recubiertos por la tela filtrante. El líquido es aspirado a través de la tela y el lodo va quedando retenido formando la torta. La descarga puede realizarse por insuflación de aire comprimido y rascador, por sistema de hilos o cadenas, por rodillo prensor o por sistema de tela saliente.

La *filtración con banda prensora* debe su desarrollo a la aplicación de los polielectrolitos sintéticos. Están formados por dos bandas de tela, entre las que se introduce el lodo. El líquido pasa a través de las telas y la torta sale por el extremo de la banda. La sequedad de la torta es inferior a la que se consigue en el filtro prensa, pero mayor que con un filtro de vacío.

La *filtración a presión* se trata de una técnica de carácter discontinuo, a pesar de lo cual se utiliza cada vez con más frecuencia ya que con ella se obtienen lodos muy deshidratados que facilitan su posterior destino (transporte y descarga más económica, facilidad en el secado térmico, autocombustión e incineración posteriores). Estos filtros consisten en una serie de placas con tela filtrante por ambos lados, van colocadas en posición vertical y son prensadas mediante un sistema hidráulico. Los lodos se introducen entre telas contiguas y el filtrado se recoge en los canales de las placas. Este método es muy utilizado en el campo de la industria química e incluso para la deshidratación de lodos residuales industriales; sin embargo, se emplea menos para la deshidratación los lodos urbanos (Rubinos, 2008).

La *centrifugación* se utiliza tanto para las operaciones de espesado como para las de deshidratación del lodo. La centrifugación supone la sedimentación de las partículas del lodo bajo la influencia de la fuerza centrífuga. En este proceso, la fuerza efectiva (peso-empuje) es muy superior a la fuerza de la gravedad, consiguiéndose un aumento de la concentración por compresión de las capas superiores del sedimento sobre las inferiores en régimen de compresión. Una centrífuga proporciona una aceleración de hasta cinco mil veces superior a la de la gravedad cuando gira a alta velocidad. Los tipos de centrífuga utilizados básicamente son la de camisa maciza y de cesta. El rendimiento viene definido por el cociente entre las materias sólidas que salen en el lodo centrifugado y las que había en el lodo de alimentación. Normalmente con lodos urbanos se consiguen rendimientos entre un 75-80%. No obstante, la utilización de polielectrolito consigue aumentar la concentración de la torta. La aplicación se realiza a la entrada de la centrífuga o dentro de ella. La cantidad de polielectrolito que se puede dosificar es de 5 kg/t de sólidos secos introducidos en la centrífuga.

En la tabla 1.7 se recogen los valores típicos de las concentraciones de sólidos obtenidas mediante diferentes operaciones de deshidratación.

Desinfección

La desinfección del fango está adquiriendo gran importancia como proceso adicional debido a la adopción de cada vez más normas restrictivas que serán de aplicación a la reutilización del fango y a su adición al suelo. Existen muchos medios para conseguir la eliminación de los organismos patógenos presentes en los fangos líquidos y deshidratados. Entre éstos figuran algunos de los procesos de estabilización descritos anteriormente (estabilización con cal, tratamiento térmico, digestión anaerobia y digestión aerobia mediante microorganismos termófilos). Asimismo, se puede utilizar la desinfección por radiación de alta energía, la adición de productos químicos (fundamentalmente cloro), la pasteurización o el compostaje como métodos de desinfección del fango.

Tabla 1.7. Valores típicos de las concentraciones de sólidos en función del método de deshidratación empleado. Fuente: Metcalf y Eddy, 1995

OPERACIÓN DE DESHIDRATACIÓN	CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS (%)	
	INTERVALO	TÍPICO
Filtración a vacío	15-30	20
Filtros banda	15-30	22
Filtros prensa	20-50	36
Centrifugación	10-35	22

La *pasteurización* se emplea comúnmente en Europa. En países como Alemania y Suiza constituye un proceso obligatorio para la desinfección de los fangos que se esparcen sobre los pastos durante las temporadas de crecimiento de primavera y verano (Metcalf y Eddy, 1995). En este proceso se somete al lodo a una temperatura de, al menos, 70°C durante un tiempo mínimo de 30 minutos, o a 55°C durante una hora. Se puede llevar a cabo mediante dos métodos que incluyen la inyección directa de vapor y el intercambio indirecto de calor. Sin embargo, debido a la frecuente obstrucción y formación de incrustaciones en los intercambiadores de calor se considera la inyección directa de vapor como un método más viable. No obstante, también es posible realizar la pasteurización del fango mediante la combinación de la digestión aerobia termófila y la digestión anaerobia, que constituyen el llamado método de digestión en dos fases.

El *compostaje* es un proceso en el que la materia orgánica sufre una degradación biológica en condiciones aerobias hasta alcanzar un producto final con una MO estable. El fango compostado adecuadamente es un material higiénico, sin patógenos, y libre de sustancias orgánica fitotóxicas. Aproximadamente entre un 20 y 30% de los sólidos volátiles se convierten en dióxido de carbono y agua. Conforme se produce la descomposición de la materia orgánica contenida en el fango, el compost se calienta hasta alcanzar temperaturas situadas en el intervalo de pasteurización (50-70°C), lo cual permite la destrucción de organismos patógenos entéricos. El compostaje en condiciones aerobias acelera la descomposición de la materia y produce un mayor aumento de la temperatura, suficiente para la destrucción de patógenos y también minimiza la producción de olores desagradables.

DESTINO FINAL DE LOS LODOS

Respecto al destino final de los lodos de depuradora, éste ha de estar perfectamente controlado para no causar contaminación, y ha de poseer los menores riesgos posibles para el medio ambiente, dando al mismo tiempo, el mejor uso a sus cualidades. La disposición final de estos materiales está estrechamente ligada a las disposiciones legales vigentes cuyo objetivo es minimizar los potenciales impactos medioambientales, consiguiendo el aprovechamiento de un recurso. Entre los destinos más utilizados para estos materiales (alguno de ellos, en la actualidad se encuentran fuera del régimen jurídico en la legislación actual), se pueden citar los siguientes:

- 1) *Incineración.* Puede ser una opción válida para productos como los lodos, en particular cuando dispongan de alguna característica especial que los haga ser considerados como valorizables energéticamente. Se trata de un tratamiento caro debido a su propia tecnología y a la necesidad de controlar perfectamente las emanaciones gaseosas y cenizas volátiles. Si los residuos a incinerar no son peligrosos, y pueden tener algún tipo de aprovechamiento, este sistema debe ser considerado como un desaprovechamiento de recursos. Interesa advertir que hoy en día existen tecnologías avanzadas para incinerar residuos, a pesar del encarecimiento que la puesta a punto de dichas tecnologías puede suponer, así como el incremento de los costes de los combustibles. En un primer momento se tiende a pensar en que la incineración de los lodos resulta poco interesante pues supone un desperdicio energético importante, además reduce solamente a la mitad el volumen de lodo y las cenizas deben de ser eliminadas, generalmente en vertederos (Girovich, 1996). Del mismo modo, el inconveniente del costo de energía podría quedar resuelto si se consiguiese realizar un estudio global de la instalación y diseñar un proceso completo que conduzca a la combustión de los lodos. En Japón, la legislación limita el transporte a vertedero de las cenizas que contengan metales pesados (como la procedente de incineradoras), ello ha conducido al desarrollo de la tecnología de "fusión de lodos". Este proceso vitrifica el lodo en una cámara de combustión a 1400°C, lo que estabiliza y disminuye al mínimo el volumen ocupado por el lodo, al tiempo que ofrece posibilidades para reutilizarlo como material de construcción (cemento, cerámica, escoria cristalizada...) (Magoarou, 2000).

- 2) *Depósito en vertederos controlados.* Este método de eliminación impide aprovechar los recursos contenidos en los lodos EDAR. En la actualidad, esta opción no está permitida por la UE debido a que los residuos biodegradables son considerados como materiales fermentables, su depósito en vertederos se va a ver impedida de manera paulatina. El depósito de los lodos en vertederos controlados se suele efectuar combinándolos con los residuos sólidos urbanos. Un vertedero controlado consiste en la extensión de capas de residuos que se cubren cada día, o a veces en intervalos menores, con otras de menor espesor de un material inerte, tierra o arcilla, que confiera a la capa de residuos una impermeabilización. Esta disposición da lugar a un proceso de digestión hasta que se produce la definitiva estabilización. Este procedimiento es aceptable desde el punto de vista medioambiental y es una solución asequible en aquellas ciudades que tengan un vertedero controlado de residuos urbanos, ya que la cantidad de lodos residuales será proporcionalmente poco importante en relación con los residuos sólidos urbanos que se produzcan. Es necesario, o mejor dicho

indispensable, que el lodo no tenga una humedad importante para que mantener la estabilidad de los terraplenes que conforman el mencionado vertedero.

- 3) *Aplicación en los suelos.* Los lodos son, en la mayor parte de casos una fuente de materia orgánica importante, no obstante deberá hacerse de forma racional y coherente para no provocar riesgos innecesarios. Es necesario considerar este empleo dentro de una tendencia clara para la sostenibilidad del mencionado suelo, dependiendo del tipo de suelo a aplicar y de las condiciones hidráulicas del entorno. Como se ha mencionado en varios apartados de esta introducción, debido al elevado contenido de materia orgánica que poseen los lodos, alrededor del 50% sobre peso seco, y a las considerables cantidades de macronutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, es conveniente la utilización de éstos como fertilizantes órgano-minerales.

Los lodos por su alto contenido en materia orgánica también pueden utilizarse como acondicionadores o enmendantes de suelos, lo cual permitirá a largo plazo mejorar las propiedades físicas de los suelos, contribuyendo a reducir su erosión, así como a la recuperación de zonas marginales improductivas (Guidi *et al.*, 1990; Logan y Harrison, 1995).

Otra posibilidad es su utilización como sustrato para la producción de plantas ornamentales y hortalizas. Para ello se requiere mejorar las características físicas del lodo, lo que se consigue mediante la técnica del compostaje (Pérez, 1999). También es posible el empleo de los lodos de depuradora para la formación y el establecimiento de suelos sobre escorias de minas (Dick *et al.* 1994), así como en la recuperación de suelos quemados (Villar *et al.*, 2004) y en silvicultura (Romero, 2002).

La aplicación de lodos en suelos supone un ahorro doble de energía: por una parte, la que se emplea para eliminar los lodos, y por otra parte, la necesaria para obtener fertilizantes de síntesis, cuyo coste se ha incrementado en los últimos años. Spinosa *et al.*, (2011) tras un análisis de los criterios establecidos por la Unión Europea respecto al manejo de lodos, concluye que el lodo debe ser utilizado en agricultura cuando sea posible o realizar otra gestión cuando sea necesario (por motivos de topografía, espacio, etc.).

- 4) *Recuperación de energía.* Desde el punto de vista energético se ha considerado a los lodos como punto de partida para la obtención de metano, fuel e hidrocarburos en general. Es una alternativa estudiada cada vez con más interés, aunque por el momento no es una solución económicamente viable. También se está utilizando el lodo como combustible auxiliar en ciertas instalaciones de coincineración, como es el caso de las cementeras. Esto supone un ahorro en el consumo de combustibles fósiles y la estabilización de las cenizas formando parte del clinker.
- 5) *Otros.* La recuperación de nitratos, fosfatos y determinados elementos metálicos a partir de los lodos residuales ha sido ensayada en plantas pilotos mediante distintas tecnologías, pero en la mayoría de los casos estos procesos no resultan rentables. Así mismo, también se ha estudiado la utilización del lodo como suplemento alimentario de la dieta animal, debido a su alto contenido proteico y de

vitamina B (Seoánez, 2000).

En Europa se están desarrollando algunas aplicaciones novedosas de los lodos como puede ser la utilización de éstos y de sus cenizas para elaborar piedra artificial, como material para asfaltado de carreteras y la utilización de la mezcla de lodos y arcilla para la confección de ladrillos para la construcción. También se han realizado estudios para utilizar los lodos en la creación de filtros de carbón activo (Pérez, 1999).

MARCO JURÍDICO RELATIVO A LODOS DE DEPURADORA

La gestión de lodos de depuradora tiene, con respecto a otros tipos de residuos, la peculiaridad de que ciertos usos están regulados por normas específicas, algunas de carácter agronómico, al existir la posibilidad de utilizarlos como abonos y enmiendas orgánicas en los suelos.

Normativa básica de referencia

Es preciso señalar, que la reciente ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, y que regula de un modo genérico la gestión de los residuos, contempla dentro de la definición de residuo a todos aquellos que figuran en el antiguo Catálogo Europeo de Residuos (C.E.R.) que actualmente constituye la Lista Europea de Residuos (L.E.R.) en función de la Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.

En el caso concreto de los lodos de EDAR, se encuentran contemplados en dicha lista e incluidos en diferentes subapartados del código 19, bajo la denominación general de residuos de las instalaciones para el tratamiento de residuos, de las plantas de tratamiento de aguas residuales y de la preparación de agua para consumo humano o agua para uso industrial. Concretamente, los residuos procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales se podrían incluir, en función de los tratamientos recibidos, en los siguientes apartados:

19 08: Residuos de plantas de tratamiento de aguas residuales no especificados en otra categoría.

En concreto, los lodos de depuradora procedentes de las estaciones de depuración de aguas residuales se corresponden con el código 190805 definido como "lodos del tratamiento de aguas residuales urbanas".

Normativa de referencia asociada a la gestión de los lodos de EDAR

La normativa de referencia a aplicar en función del tipo de gestión a llevar a cabo con los lodos de EDAR es la siguiente:

- 1) Utilización de lodos en agricultura: En este sentido, cabe mencionar la Directiva 86/278/CEE de 12 de

junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y en particular de los suelos para la utilización de los lodos con fines agrícolas. Esta Directiva, traspuesta a la normativa española mediante el Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre de 1990, establece las condiciones en que podrán ser aplicados los lodos de depuradora a los suelos agrícolas, condiciones tendentes a la protección del posible efecto nocivo sobre las aguas, el suelo, la vegetación, los animales y el hombre.

En la citada Directiva se establecen entre otros los siguientes requisitos:

- Nivel de tratamiento de los lodos.
- Frecuencia de controles de calidad de los lodos y suelos.
- Contenido máximo de metales pesados en los lodos.
- Contenido máximo de metales pesados en suelos.
- Cantidades máximas de lodos aplicables al suelo por hectárea y año en función del contenido en metales pesados de los lodos.
- Plazos de aplicación de lodos en distintos cultivos y aprovechamiento.

De este modo se prohíbe el empleo de lodos de depuradora sin tratar, salvo en los casos de inyección directa o enterramiento en el suelo, siempre que lo autoricen los Estados miembros. Así mismo, y con el fin de proteger la salud, prohíbe la aplicación en determinados cultivos, al tiempo que establece plazos para su aplicación en los cultivos autorizados. Dicha Directiva señala que la utilización de los lodos en agricultura debe realizarse teniendo en cuenta las necesidades de nutrientes de las plantas, limitando al mismo tiempo los contenidos en metales pesados y exigiendo análisis periódicos de los suelos y de los lodos. Finalmente, establece la exigencia de un control estadístico de los lodos de depuradora producidos, de las cantidades dedicadas a fines agronómicos así como de la composición y características de los lodos, tipo de tratamiento, destinatario y lugar de aplicación. Esta Directiva, se incorpora a derecho interno a través del Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre de 1990 el cual regula las condiciones en que podrán ser aplicados los lodos de depuradora a los suelos agrícolas, condiciones tendentes a la protección del posible efecto nocivo sobre las aguas, el suelo, la vegetación, los animales y el propio hombre. El fin de esta disposición es establecer un marco normativo que permita compaginar:

- la producción de los lodos de depuración y su utilización agraria en España
- la protección eficaz de los factores físicos y bióticos afectados por el proceso de producción agraria.

Como desarrollo de dicho Real Decreto, posteriormente se sancionó la Orden de 26 de octubre de 1993, sobre la utilización de lodos en agricultura. Actualmente se encuentra derogada por la disposición derogatoria única de la Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario (BOE, 2013). Este actual desarrollo normativo actualiza algunos requisitos de los ya establecidos en la derogada Orden del año 1993, tales como:

- Obligatoriedad del suministro de información de la estación depuradora al inicio de su funcionamiento

- Envío de una ficha semestral a la autoridad competente, de forma que permita controlar las cantidades dedicadas de lodos procedentes de EDAR a fines agronómicos.

Si los lodos de depuradora se aportan a zonas vulnerables, es de aplicación de manera complementaria la Directiva 91/676/CEE, traspuesta al derecho interno a través del Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias, estableciendo limitaciones en las cantidades anuales de nitrógeno orgánico.

Si se analiza la Tabla 1.8 en la que se presenta de forma comparativa las restricciones impuestas en varios países al contenido de metales pesados en lodos se observa que la normativa vigente en Estados Unidos (40 CFR Part 503 Sludge Rule) presenta algunas diferencias con la legislación europea destacando las siguientes:

- a) Se regula el contenido en lodos de cromo, arsénico, molibdeno y selenio, además de los seis metales regulados en la legislación europea.
- b) Se clasifican los lodos en dos categorías (Clase A y Clase B) según el grado de reducción del nivel de patógenos. Los lodos de Clase A se consideran seguros para el contacto directo y deben contener menos de 1000 coliformes fecales por gramo de peso seco o bien menos de 3 unidades de *Salmonella* en 4 gramos de peso seco.
- c) Se establecen normas específicas para la reducción del poder de atracción de vectores de transmisión de enfermedades (insectos, roedores, pájaros). Entre los procedimientos aprobados a este fin se incluyen la digestión aeróbica o anaeróbica, la estabilización alcalina, el secado térmico o la inyección en el terreno, todos ellos en condiciones definidas.
- d) Se permite comercializar como "Lodo de calidad excepcional" a aquel lodo de Clase A que cumpla con los niveles más restrictivos de metales pesados y haya sido sometido a uno de los procesos aprobados de reducción de vectores de enfermedad. El manejo de este lodo queda exento de muchos de los engorrosos procedimientos de control y seguimiento obligatorios para otros tipos de lodos.

Por el desarrollo normativo expuesto se pone de manifiesto la situación actual que justifica que la utilización de los lodos de EDAR con fines agronómicos, debe realizarse de forma controlada, ya que de lo contrario sería una potencial fuente de contaminación del suelo, agua y aire.

Como novedad, se puede destacar que existe una propuesta de directiva que incluye el contenido en cromo y que, para el resto de metales, el valor máximo admisible está en torno al valor mínimo del intervalo de la directiva anterior, como se muestra en la Tabla 1.9.

En el último borrador de directiva se proponen, además, valores límite de concentración de metales pesados en los lodos a medio y largo plazo como estrategia para fomentar la disminución progresiva de

sustancias peligrosas en los lodos desde el origen (Tabla 1.10). Así mismo, la propuesta de nueva directiva establece valores límite para ciertos compuestos orgánicos y dioxinas (Tabla 1.11). En lo que a parámetros analíticos se refiere, podemos comprobar que los valores límite de concentraciones de metales pesados en el lodo de EDAR, cuyo fin sea la aplicación al suelo, en la nueva directiva es más restrictivo. No obstante, si el productor de lodos de EDAR no utilizables en agricultura, entiende que el residuo no es peligroso deberá demostrar que no reúne las condiciones señaladas en la normativa vigente en materia de residuos.

Tabla 1.8. Límites máximos autorizados de metales pesados en lodos de varios países (mg/kg materia seca); n.e.: no especificado;

METALES	DIRECTIVA UE	ESPAÑA	ALEMANIA	EEUU
CADMIO	20-40	20-40	5-10	39
COBRE	1.000-1.750	1.000-1.750	800	1.500
NÍQUEL	300-400	300-400	200	420
PLOMO	750-1.200	750-1.200	900	300
ZINC	2.500-4.000	2.500-4.000	2.000-2.500	2.800
MERCURIO	16-25	16-25	8	17
CROMO	n.e	1.000-1.500	900	1.200
SELENIO	n.e	n.e	n.e	36
MOLIBDENO	n.e	n.e	n.e	18
ARSÉNICO	n.e	n.e	n.e	41

Tabla 1.9. Valores límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a uso agrícola.

METALES	VALORES LÍMITE (mg/kg materia seca)	
	Directiva 86/278/CEE	Propuesta Directiva
Cadmio	20-40	10
Cromo	-	1.000
Cobre	1.000-1.750	1.000
Mercurio	16-25	10
Níquel	300-400	300
Plomo	750-1.200	750
Zinc	2.500-4.000	2.500

2) Vertido al mar: La Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas prohíbe desde el 31 de diciembre de 1998 la evacuación de los lodos de depuradora a aguas de superficie. Dicha directiva está traspuesta mediante el Real Decreto Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas (BOE, 1995).

3) Depósito en vertedero: El vertido de residuos está regulado de forma genérica por la Ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, que incorpora a nuestro derecho interno la Directiva Comunitaria 2008/98/CE. Esta ley pretende la protección del medio ambiente coordinando la política de residuos con la política económica, industrial y territorial. No obstante, también es de aplicación el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, que incorpora al derecho interno la Directiva 1999/31/CE, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos; en éste se fija un régimen concreto para la eliminación de los residuos mediante su depósito en vertedero y se establecen tres categorías de vertederos en función de los tipos de residuos admisibles: vertederos de residuos peligrosos, vertederos de residuos no peligrosos y vertederos de residuos inertes, conforme a lo que establece la Decisión del Consejo de 19 de diciembre de 2002, sobre admisibilidad de residuos. Asimismo, se define una nueva categoría de residuo denominada “residuos biodegradables” que incluye a los lodos de depuradoras municipales que hayan sido previamente tratados y que no se consideren peligrosos, aunque se pretende reducir gradualmente, hasta el año 2016, a menos del 35% la cantidad total de residuos biodegradables que se depositan en vertederos respecto a la generada en el año 1995.

4) Incineración: Con la aprobación de la Directiva 2000/76/CE, relativa a la incineración de residuos, se ha fijado en el ámbito de la Unión Europea los requerimientos aplicables a este tipo de gestión de residuos. El objetivo de la Directiva es limitar los efectos negativos sobre el medio ambiente, especialmente la contaminación causada por las emisiones en la atmósfera, el suelo y las aguas superficiales y subterráneas, así como los riesgos para la salud humana derivados de la incineración y coincineración de los residuos. El Real Decreto 653/2003 de 30 mayo sobre incineración constituye la transposición de la Directiva 2000/76/CE a derecho interno. Los valores han sido actualizados en la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 24 de noviembre de 2010 sobre las emisiones industriales.

Tabla 1.10. Valores límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria a medio y largo plazo.

METALES	VALORES LÍMITE (mg / kg materia seca)	
	MEDIO PLAZO (Horizonte 2015)	LARGO PLAZO (Horizonte 2025)
Cadmio	5	2
Cromo	800	600
Cobre	800	600
Mercurio	5	2
Níquel	200	100
Plomo	500	200
Zinc	2.000	1.500

Tabla 1.11. Valor límite de concentración de compuestos orgánicos y dioxinas en los lodos destinados a su aplicación al suelo.

COMPUESTO ORGÁNICO	ABREVIATURA	INTERVALO DE CONCENTRACIÓN EN LOS FANGOS (mg / kg materia seca)	PROPUESTA DIRECTIVA (mg / kg materia seca)
<i>Halogenados Orgánicos</i>	AOX	-	500
<i>Sulfonados de alquilbenceno</i>	LAS	50-15.000	2.600
<i>Ftalatos</i>	DEHP	1-100	100
<i>Nonilfenoles</i>	NPE	100-3.000	50
<i>H. aromáticos policíclicos</i>	PAH	1-10	6
<i>Policloruros de bifenilos</i>	PCB	1-20	0,8
Dibenzofuranos (ng/kg m.s)	PCDD/F	0,1-1	100
<i>Dibenzodioxinas y dibenzofuranos</i> (ng/kg m.s)	PCDD/F	0,1-1	100

ESTIMACIONES DE PRODUCCIÓN Y DESTINO FINAL DE LOS LODOS

Conviene señalar que en España, se va a producir un aumento en la generación de los lodos de depuradora en los próximos años, debido al notable incremento en la depuración de aguas residuales urbanas que se producirá como consecuencia del gran número de estaciones de depuración construidas en los últimos años o en construcción en la actualidad. Este incremento se deriva de la aplicación de la Directiva Comunitaria 271/91, que establece que antes del 31 de diciembre del año 2005 debía llevarse a cabo la depuración, al menos primaria, de las aguas residuales de todos los núcleos de población superiores a 2.000 habitantes equivalentes. De este modo, se diseñó el Plan Nacional de Lodos de Depuradora (PNLD), que abarcaba el período 2001-2006, con el objetivo de proteger el medio ambiente y, especialmente, la calidad del suelo gestionando adecuadamente los fangos, así como el logro de los siguientes objetivos ecológicos:

- I. Reducción en origen de la contaminación de los fangos.
- II. Caracterización de los lodos de depuradora generados en España, antes de 2003.
- III. Valorización de al menos el 80% de los lodos, antes de 2007:
- IV. Valorización en usos agrícolas del 25% de los lodos, previamente compostados.
- V. Valorización en usos agrícolas del 40% de los lodos tratados anaeróbicamente o sometidos a otros tratamientos.
- VI. Valorización energética del 15% de los lodos y correcta gestión ambiental del 100% de las cenizas de incineración de lodos
- VII. Reducción a un máximo del 20% los lodos de depuradora depositados en vertedero, antes de 2007.

- VIII. Creación de un sistema estadístico y bases de datos sobre lodos y su gestión, que junto con la información del Registro Nacional de Fangos, se integre en el futuro Inventario Nacional de Residuos.

En Diciembre de 2002, se aprobó el Plan General de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia que abarca el período de 2001 a 2010. En dicho Plan se preveía la valorización agrícola y ambiental de los lodos de depuradora como mejor alternativa dadas las condiciones edáficas y agrícolas de la Región, por lo que se descarta la eliminación de fangos mediante incineración debido al mayor impacto ambiental que supone esta operación, el mayor consumo energético y a la conveniencia de promover su destino como “mejorante de suelos” motivado por el considerable déficit de materia orgánica en los suelos del territorio regional debido al avance de los procesos de desertificación. A este respecto se sigue la programación establecida en el PNLD en el que se preveía llegar a un máximo de evacuación a vertedero del 20% de las aproximadamente 130.000 Tm de fango que previsiblemente se alcanzarían en la Región de Murcia en el año 2010. La acumulación de fangos de depuradora procedentes de plantas de tratamiento urbanas supone un problema medioambiental importante.

Para dar una idea de la magnitud que tiene a nivel mundial el problema, basta señalar que entre 1992 y 2000 la producción de fango en la Unión Europea se situó alrededor de los ocho millones de toneladas de materia seca (Magoarou, 2000) y una cantidad similar de fango se produjo en los Estados Unidos durante el año 2000 (Englande y Reimers, 2001). Así mismo, debido a la construcción de un gran número de nuevas plantas de tratamiento, la producción anual de China se espera que alcance los cuatro millones de toneladas de materia seca en los próximos años (Lee *et al.*, 2002).

En la tabla 1.13 se pueden observar las previsiones en la evolución de la producción y destino de los lodos de depuradora en la Unión Europea. Es de interés precisar que el Plan Nacional de Lodos de Depuradora 2001-2006 evaluaba en unas 800.000 t/año de materia seca la producción de lodos en el conjunto de España referida a 1998, asignando a la Región de Murcia una cantidad de 32.740 t, equivalente a un 4% sobre ese total. Así mismo, se estima que el 22% de los lodos se depositaron en vertedero, un 51% se destinó a usos agrícolas y un 4% fueron incinerados, según datos estatales. El mencionado plan proyectaba para el año 2005 una cantidad de 1.547.000 t/año de materia seca elevándose la correspondiente a la Región de Murcia a 37.000 t/año. Observando la tabla 1.13 podemos observar un incremento del aprovechamiento agrícola del fango (alrededor del 65%), así como de la valorización energética del mismo en detrimento del depósito en vertedero que quedaría relegado a la última posición para la gestión y usos previstos de los lodos a finales del año 2005.

También se debe reseñar que la producción de lodos de depuradora ha sido hasta mediados de la pasada década muy limitada en la Región de Murcia debido a que las mayores plantas en funcionamiento eran de depuración por lagunaje, proceso en el que se produce un almacenamiento de los lodos durante varios años y una completa digestión y mineralización de los mismos. Los escasos fangos producidos han sido tradicionalmente utilizados en la agricultura que presenta, debido a las condiciones edáficas y agronómicas de la Región, una demanda constante de fertilizantes y enmiendas orgánicas. Sin embargo, el incremento en la producción de fangos, al incorporarse a partir de ahora nuevas y grandes plantas de tratamiento biológico, y la mayor exigencia ambiental en su manejo, determinan que los aspectos relativos

a la gestión y eliminación de fangos sean una cuestión importante a considerar en el marco del Plan General de Saneamiento. Para conseguir todos los objetivos citados anteriormente se hace necesaria la caracterización de los fangos cuyo fin es verificar la adecuación para un posible aprovechamiento agrícola y, en función de los contaminantes determinados, adentrarse en el conocimiento de las posibles fuentes de contaminación que permitan establecer programas de prevención.

Tabla 1.12. Producción y uso agrícola de lodos de depuradoras de aguas residuales urbanas en España. Fuente: Registro Nacional de Lodos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2012).

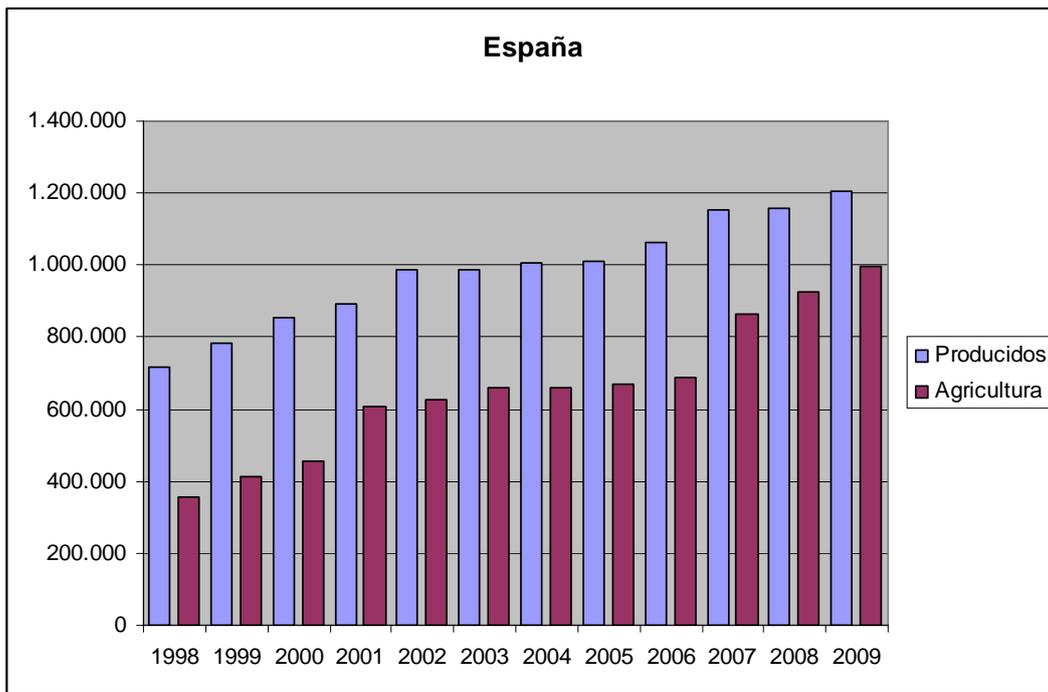


Tabla 1.13. Tendencia en la producción y destino de los lodos en la UE. Fuente: Hall y Dalimier, 1996.

		1995	2005	PREVISIÓN (*)	MOTIVOS
Producción	(millones de toneladas/año en materia seca)	6.5	10.1	I	Directiva 91/271/CEE
DESTINOS	Vertedero	4.0	1.7	D	Directiva 99/31/CE
	Incineración	1.1	3.8	I	Aumento de producción y desaparición de otros destinos
	Agricultura	3.7	4.5	I	Reciclaje, aumento de producción.
	Mar	6	-	S	Directiva 91/271/CEE
	Otros	6	Mínimo	D	-

(*) I: incremento, D: descenso; S: suspensión.

UTILIZACIÓN AGRÍCOLA DE LODOS DE DEPURADORA

Visto lo anterior, podemos indicar que los lodos EDAR pueden llegar a ser adecuadas enmiendas orgánicas para suelos, siendo ello posible tanto para uso agronómico (mejorar la fertilidad y productividad del suelo), como desde una perspectiva puramente ambiental, con ánimo de recuperar los suelos degradados para evitar procesos de mayor calado, como la desertificación.

Sin embargo, hemos de reconocer que el uso posible de lodos EDAR como enmiendas orgánicas de suelos no está exento de ciertos riesgos; la mayoría de materiales orgánicos de nueva generación (y los lodos no son una excepción), pueden contener elementos que no son deseables dentro de una enmienda orgánica, tales como exceso de algún nutriente problemático para el equilibrio de la biota del suelo, exceso de sales disueltas, contenido en metales pesados que pueden actuar como tóxicos, otro tipo de compuestos orgánicos perjudiciales, o microorganismos patógenos indeseables. Hay estudios que describen cómo la aplicación de residuos orgánicos en los suelos puede incrementar la cantidad de moléculas orgánicas más o menos tóxicas, como compuestos bifenilos policlorados (PCB) que pueden causar graves problemas convirtiendo el suelo en un sumidero y fuente de contaminación (De Matos, 2009). Además, los residuos orgánicos como los lodos EDAR pueden ser fuente de metales pesados y de patógenos (virus y bacterias) que pueden transmitirse a través de las aguas o a la atmósfera (Venglovsky *et al.*, 2006). Entre los patógenos, las bacterias de los géneros *Salmonella*, *Clostridium*, *Brucella*, *Streptococcus*, *Escherichia*, *Mycobacterium*, *Yersinia*, *Listeria*, *Campylobacter*, *Bacillus*, los protozoos del género *Cryptosporidium*, *Eimeria* y *Toxoplasma*, y algunos virus son los más preocupantes (Burton y Turner, 2003).

Hemos de señalar que son muchas las técnicas disponibles para evaluar el impacto de la aplicación de residuos orgánicos en los suelos, pero ninguna por si sola puede proporcionar una visión global de las consecuencias de esta práctica. Tal vez lo importante es disponer de una serie de parámetros de diversa índole (de tipo agronómico y de tipo ambiental), que refleje la bondad o peligrosidad de esa enmienda orgánica, y la posible valorización agrícola de esos residuos orgánicos (Domene *et al.*, 2008; Moreira *et al.*, 2008; Natal da Luz *et al.*, 2008).

Un aspecto importante dentro del estudio de las enmiendas orgánicas es la estabilización de su materia orgánica. Los lodos, por lo general han sufrido ya una digestión clara en la planta de tratamiento (como se verá con posterioridad), pero a veces, podría interesar una mayor estabilidad de la materia orgánica contenida en ellos; el proceso de compostaje es, por ejemplo, una de las posibilidades que tenemos (biotecnología de bajo coste), para estabilizar de una manera más controlada la MO contenida en la enmienda orgánica, además de sanearla de posibles microorganismos patógenos u otras sustancias fitotóxicas. El proceso de compostaje es acorde con los principios jerárquicos marcados por la legislación en materia de gestión de residuos, anteponiéndose el reciclaje de residuos frente a otros tipos diferentes de gestión, además de producir un doble beneficio, tanto ambiental como agrario, debido por una parte a la recuperación de recursos sin alteración relevante del equilibrio ecológico, y por otra, al efecto que se deriva de su aplicación en suelos áridos y semiáridos degradados, que observan una acelerada y preocupante disminución de su contenido en materia orgánica.

Podemos por tanto asumir que, si las características de los lodos EDAR son apropiadas, tanto directamente como después de un proceso de compostaje, dichos lodos se podrían usar como enmienda orgánica para suelos. Sin embargo, aunque la opción favorable desde el punto de vista económico y ambiental de los lodos es su utilización como enmienda agrícola, es necesario considerar que estos materiales tienen riesgos de contaminación del medio ambiente, especialmente de los suelos donde se aplican, por lo que las dosis de aplicación deben fijarse en función de las características agronómicas y edafológicas del suelo, de la presencia de patógenos, de las semillas que contienen y de las exigencias nutricionales de los cultivos (Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015; Ingelmo *et al.*, 2008).

Otras posibilidades de gestión para los lodos son la valorización energética y la eliminación en vertedero autorizado, si bien además de que esta última opción conlleva ciertos inconvenientes tales como la producción de lixiviados, olores y emisión de gases, la Unión europea lo ve como la peor de las opciones posibles, y limitará su entrada en vertedero. No debemos olvidar que la eliminación simple de un residuo constituye una pérdida de energía y por tanto debemos intentar su recuperación con el fin de mantener el equilibrio ecológico general. Por ello, el aprovechamiento de residuos orgánicos como los lodos, dentro de enmienda orgánica, poseerá una doble perspectiva ya que consigue, en su medida, frenar la degradación del medio ambiente y conseguir el aprovechamiento de los recursos.

En la mayoría de los sistemas de cultivo tradicionales es necesario aportar al suelo materia orgánica procedente de estiércoles u otros residuos orgánicos para mantener en éste unos niveles aceptables de humus. Esta aportación es especialmente importante en regiones áridas y semiáridas, donde las condiciones climáticas favorecen la degradación de la materia orgánica del suelo. La pérdida de este componente del suelo lleva asociados diversos problemas como erosión acelerada, deterioro de las propiedades físicas, químicas, físico-químicas y biológicas del suelo.

En nuestro país, donde existen graves problemas de erosión (en más de 13% de la superficie española este problema está calificado como muy grave) y donde la mayoría de los suelos cultivados presentan serias deficiencias de materia orgánica, la incorporación de los lodos a los suelos, volviendo a integrar la materia en el ciclo natural, parece ser el método de gestión más adecuado, siempre que se realice de forma racional y bajo riguroso cumplimiento de la legislación vigente. En el caso de suelos degradados, la incorporación de lodo incrementa particularmente su fertilidad y mejora las propiedades físicas. La capacidad de retención de agua y el porcentaje de formación de agregados estables aumenta proporcionalmente a la cantidad de lodo incorporada.

Los lodos además de materia orgánica y nutrientes esenciales para las plantas, también contienen elementos potencialmente tóxicos no sólo para las plantas, sino también para los animales y el hombre, consumidores de dichas plantas (Krebs *et al.*, 1998; Rodríguez, 2007). Por tanto es muy importante realizar una caracterización previa de los lodos de depuradora que se utilicen como enmiendas de los suelos, evitando con ello cualquier riesgo derivado de su uso, así como, realizar un seguimiento analítico de los suelos y cultivos de la zona donde se esté realizando la aplicación.

Se ha expuesto toda una problemática compleja en torno a los residuos producidos en las plantas de

tratamiento de aguas residuales, productoras de lodos EDAR. A continuación, vamos a exponer otra problemática diferente a la de estos residuos, pero con un gran interés para el medio ambiente. La problemática a la que nos referimos es aquella que afecta a los suelos degradados que existen en grandes zonas del área mediterránea. Aunque esta problemática parezca ajena a la de los residuos orgánicos señalados con anterioridad, hemos de indicar que están íntimamente ligadas entre sí, ya que esta Memoria está relacionada con la utilización de la materia orgánica contenida en los residuos como medio para mejorar la fertilidad de los suelos degradados.

El suelo es un recurso natural no renovable, al menos en una escala de tiempo limitada. Tenemos por tanto la obligación de mantenerlo y conservarlo para las presentes y futuras generaciones. Esto implica la necesidad de adaptarlo a diversos usos (agricultura, bosque, suelo urbano, industria...), pero siempre tendiendo hacia una gestión sostenible de dicho recurso natural, de manera ordenada y controlada (Aller, 2001). El suelo está formado por material inorgánico (arena, limo y partículas arcillosas), materia orgánica, agua, gases y organismos vivos (lombrices, insectos, algas, bacterias, hongos, etc.), entre los que se produce un intercambio continuo de moléculas mediante procesos físicos, químicos y biológicos. De ahí, se deduce que para poder establecer la calidad de un suelo es imprescindible, el estudio de todo tipo de propiedades (físicas, químicas, biológicas y microbiológicas). Sin embargo, para que un suelo evolucione favorablemente en cuanto a su fertilidad y productividad natural y realice todas las funciones necesarias para su correcto comportamiento, es necesario que mantenga una calidad adecuada, y aquí entra en juego su contenido en materia orgánica. Dicha materia orgánica está íntimamente unida a la fertilidad del suelo, y por desgracia, en muchos de ellos los procesos de degradación que se dan en los mismos hacen que pierdan gran parte de esa materia orgánica. Una adecuada estrategia para solucionar o paliar en parte este problema es aportar a los suelos materia orgánica exógena y para ello, los lodos EDAR podrían constituir una base adecuada.

Es importante destacar la relevancia de los microorganismos y de su actividad en la calidad de un suelo y, por tanto, en su conservación y mantenimiento, así como en su recuperación cuando se encuentre sometido a procesos degradativos. Los microorganismos ejercen una gran influencia en numerosas reacciones de oxidación, hidrólisis y degradación de la materia orgánica, que a su vez tienen un claro reflejo en los ciclos del carbono, nitrógeno, fósforo y otros elementos (Balloni y Favilli, 1987), estableciendo con ello las condiciones idóneas para el desarrollo de una cubierta vegetal estable, imprescindible para que un suelo posea una calidad adecuada y por supuesto mantenga una fertilidad natural conveniente. Indiscutiblemente, la acción que ejercen los microorganismos se va a ver influenciada por las propiedades físicas existentes (un buen microhábitat conlleva un buen desarrollo microbiano), o las químicas, pero eso realza aún más la importancia del estudio de la actividad microbiana, dentro del como se decía, contexto de la calidad, conservación o recuperación de suelos. En todo este contexto, el empleo como materia orgánica exógena para suelos de enmiendas orgánicas jóvenes, basadas, por ejemplo, en lodos de EDAR o compost debe ser contemplado, ya que su empleo supone para los suelos un gran aporte de biomasa microbiana con todo lo que ello conlleva.

Hasta hace pocos años, el empleo de turbas y estiércoles eran las fuentes naturales para introducir materia orgánica en el suelo, y mantener con ello un adecuado equilibrio que permitiese conservar así

mismo su fertilidad. Sin embargo, debido a la mecanización de la agricultura de una parte y a la escasez de turbas por otra, ya no es factible en zonas como el sudeste español sólo recurrir a las fuentes de materia orgánica tradicionales. La fracción orgánica de algunos de los residuos de origen urbano, y entre ellos los lodos de EDAR, puede constituir una adecuada fuente de materia orgánica para suelos. Pero como ahora se indicará, este empleo no debe ser en ningún caso aleatorio, sino que se debe realizar conociendo claramente qué material orgánico es el que tenemos, y en qué condiciones debe ser usado para no originar problemas en lugar de beneficios. Si conseguimos poder reciclar con éxito los lodos EDAR en el suelo estaremos alcanzando un doble objetivo: por una parte, se consigue una eliminación racional de materiales como los residuos, los cuales pueden ser muy problemáticos de no conseguir esa eliminación; por otra, si en el suelo actúan como una adecuada fuente de materia orgánica, podremos recuperar la fertilidad perdida en suelos sometidos a procesos de degradación.

Los residuos orgánicos como los lodos de depuradora se han propuesto como un método para mantener los niveles de materia orgánica en los suelos agrícolas (García *et al.*, 1992c; Boyle y Paul, 1989). Por otra parte, la aplicación agronómica adecuada de estos residuos orgánicos ha demostrado ser un medio seguro y eficaz para la recuperación de los nutrientes de las plantas (particularmente N y P) y, simultáneamente, las propiedades físicas y microbiológicas (Ayuso *et al.*, 1996a; Hernández *et al.*, 1991; Parr *et al.*, 1989)

Las características de los lodos producidos en una EDAR dependen no sólo del origen del efluente de que se trate, sino también de la tecnología y tipo de depuración, del tratamiento final que se les dé y de la época del año. Las principales características de los lodos son:

- 1) Su contenido en materia seca, que influye en su tratamiento, transporte y utilización posterior.
- 2) La cantidad de materia orgánica y de elementos fertilizantes que contienen, los cuales condicionan su utilización como abono.
- 3) El contenido en materias indeseables y tóxicas, que pueden limitar su utilización y exigir la adopción de medidas de precaución en su eliminación.

CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS DESDE EL PUNTO DE VISTA AGRONÓMICO

Materia orgánica

Los lodos procedentes de una depuradora contienen generalmente un elevado contenido de materia orgánica y este hecho es el que hace que se considere a estos subproductos como una fuente de materia orgánica para los suelos. Debido al origen de los mismos, la mayor parte de su materia orgánica es muy bioactiva, por lo que su empleo en suelos áridos es enormemente interesante. El empleo de lodos de depuradora como enmienda de suelos, presenta como aspectos beneficiosos, las mejoras asociadas a un aumento general de la materia orgánica y, más concretamente al aumento en su nivel de humus estable; estas mejoras son muy importantes en un gran número de propiedades físicas, químicas, físico-químicas y

biológicas del suelo (Mezger *et al.*, 1987; Clapp *et al.*, 1995; Bartolí *et al.*, 1992; Medina, 2006) lo que se traduce en un incremento de su productividad.

No obstante es preciso señalar, que tanto la materia orgánica que forma parte de los suelos, como la de los lodos de depuradora presenta una composición compleja (Moreno *et al.*, 1997). La materia orgánica del suelo se suele dividir en dos grupos: la fracción no húmica y el humus (Allison, 1973). La fracción no húmica está constituida por residuos de plantas y animales más o menos alterados, la biomasa microbiana del suelo y sustancias orgánicas de composición definida tales como proteínas, glúcidos, aminoácidos, grasas, ceras y ácidos orgánicos de bajo peso molecular. El humus es una mezcla de sustancias orgánicas muy complejas y sin composición definida, estable a la degradación y que tiene una naturaleza coloidal. Dicha mezcla se puede dividir a su vez, en función de su solubilidad en álcalis y ácidos, en otras tres fracciones: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y la humina.

La materia orgánica que se incorpora a los suelos sufre una serie de transformaciones en las que intervienen formas vivas y no vivas (Smith y Doran, 1987). En primer lugar, la materia orgánica sufre un proceso de descomposición hasta la formación de compuestos orgánicos sencillos, que posteriormente se mineralizan de forma más o menos rápida (Gráfico 1.2).

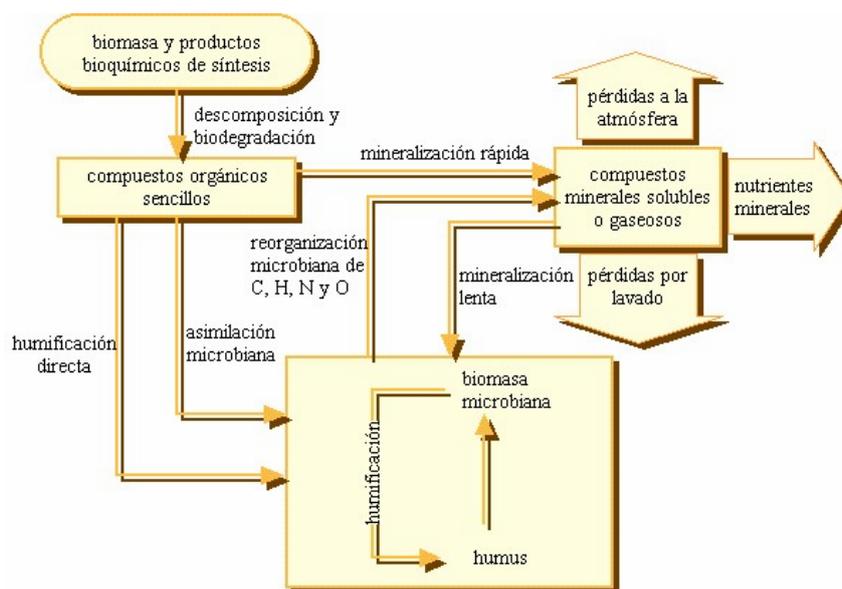


Gráfico 1.2. Transformaciones de la materia orgánica en el suelo.

Durante el proceso de mineralización, la sustancia se transforma desde una forma orgánica a otra inorgánica, como resultado de la acción de los microorganismos. El carbono orgánico no mineralizado de forma rápida, sigue un proceso de transformaciones, mediante los cuales pasa a formar parte de la biomasa microbiana o queda estabilizado como sustancia húmica.

La biomasa microbiana hace referencia a los microorganismos los cuales constituyen un agente de la humificación, mediante la metabolización de los compuestos orgánicos o a través de la actividad

enzimática extracelular que ellos mismos sintetizan. El proceso de humificación implica cambios en la complejidad de la materia orgánica que hace aumentar su resistencia a la biodegradación. Existen procesos de humificación directa de compuestos orgánicos sencillos mediante procesos de condensación para dar grandes moléculas de sustancias húmicas. El producto final, en ambos casos, son los ácidos fúlvicos (solubles a pH ácido y básico), ácidos húmicos (precipitables a pH ácido) y humina (insolubles a pH ácido y básico).

Nutrientes

Los lodos poseen la mayoría de nutrientes necesarios para las plantas; pero su poder fertilizante varía de acuerdo con la procedencia, los procesos de depuración y tratamientos finales a que han sido sometidos (Costa *et al.*, 1987). Las características fertilizantes de los lodos se podrían expresar en función de sus contenidos en macronutrientes (N, P, K) aunque la presencia de niveles notables de distintos micronutrientes es otra fuente de valor fertilizante, por tanto la adición de lodo a los suelos resulta eficaz ya que mejora considerablemente sus niveles nutricionales produciéndose un mejor desarrollo del cultivo y una disminución en los costes de fertilización, ya que la obtención del lodo de depuradora es más barata que la de fertilizantes comerciales.

Asimismo, es importante señalar, que una característica destacada que presentan los lodos de depuradora en su uso como fertilizantes es la liberación gradual de los nutrientes que contienen, lo que supone que el incremento de la fertilidad de un suelo se mantiene en cultivos sucesivos. Así, trabajos desarrollados por Ayuso *et al.* (1992) ponen de manifiesto que la aplicación de un lodo aerobio a dos suelos de diferente textura en comparación con los mismos suelos fertilizados de forma inorgánica, implica, no sólo un incremento de la productividad del suelo, sino que después del cultivo conserva un nivel de nutrientes disponibles para la planta superior al testigo y a los suelos tratados con fertilizantes inorgánicos.

En la mayoría de los sistemas de aplicación al terreno, el fango de depuradora proporciona suficientes nutrientes para el buen crecimiento de las plantas, aunque en algunas aplicaciones, el contenido en fósforo y sobre todo en potasio del fango puede resultar demasiado bajo para satisfacer las demandas específicas de las plantas. En la tabla 1.14 se muestran los contenidos típicos en nutrientes de los fangos de depuradora comparados con los contenidos de los fertilizantes comerciales.

Tabla 1.14. Comparación entre los niveles de nutrientes de los fertilizantes comerciales y el fango de depuradora.

	NUTRIENTES (%)		
	NITRÓGENO	FÓSFORO	POTASIO
Fertilizantes para uso agrícola típicos	5	10	10
Valores más frecuentes en fangos de depuradora	3,3	2,3	0,3

Nitrógeno

El contenido en nitrógeno de los lodos de depuradora es realmente elevado, encontrándose en su mayor parte en forma orgánica, lo cual hace que no todo este nutriente sea inmediatamente asimilable por la planta. Se estima que tan solo el 30% del total se encuentra en forma amónica (Dowdy y Larson, 1975). La cantidad de nitrógeno mineralizable depende del tratamiento final sufrido por el lodo y de las condiciones climatológicas que se den en la zona de aplicación. Así, los lodos anaerobios poseen un mayor porcentaje de nitrógeno en formas no hidrolizables que los estabilizados aeróbicamente (Saña, 1980).

La incorporación de nitrógeno es siempre un factor a tener en cuenta cuando se adiciona materia orgánica al suelo, tanto por el valor nutricional para las plantas como por su interacción con la actividad microbiana. El nitrógeno orgánico se mineraliza al mismo tiempo que la materia orgánica del suelo, aunque a un ritmo diferente. Los lodos poseen, además de nitrógeno orgánico, un contenido variable de nitrógeno soluble, tanto amoniacal como nítrico (Gráfico 1.3).

El nitrógeno soluble y el nitrógeno orgánico fácilmente mineralizable estarán a disposición del cultivo sobre el que se aplica, mientras que el resto se mineralizará a lo largo de varios años sucesivos. Por otro lado, este elemento, que condiciona el desarrollo y rendimiento de los cultivos, puede ocasionar graves perjuicios en el medio ambiente. Por ello, la mayoría de los países que han establecido recomendaciones para la utilización agrícola de los lodos aconsejan aportar anualmente la cantidad de lodo equivalente a la de nitrógeno necesaria y suficiente para el desarrollo óptimo de los cultivos, minimizando la contaminación de las aguas subterráneas ocasionada por un exceso de nitratos aplicados al suelo.

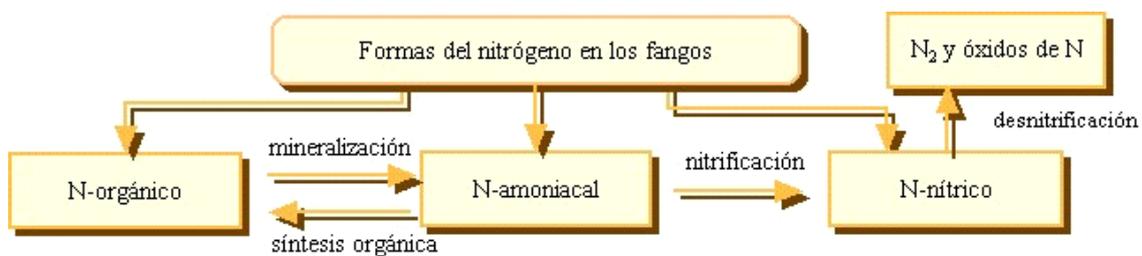


Gráfico 1.3. Procesos de transformación del nitrógeno en los lodos.

Fósforo

Los lodos pueden considerarse una buena fuente de fósforo, procedente en su mayor parte de los detergentes (polifosfatos) que existen en las aguas residuales. En los últimos años, el contenido de fósforo en los lodos ha aumentado debido a la procedencia de las aguas residuales urbanas, es decir, debido a un mayor contenido de aguas residuales industriales, al incremento en el uso de detergentes, etc. Este incremento también se debe al aumento de los tratamientos encaminados a reducir al máximo el contenido en fósforo de las aguas tratadas, causa fundamental de los fenómenos de eutrofización.

Más que el contenido total de fósforo interesa conocer su disponibilidad para las plantas, es decir, el contenido en fósforo inorgánico (Kelling *et al.*, 1977). El porcentaje medio de fósforo en los lodos, expresado como P_2O_5 , es del 2 al 5%, convirtiéndose en disponible el primer año alrededor del 50% (Bayes *et al.*, 1987; McDonald *et al.*, 1994).

El fósforo es absorbido por la planta en forma de $H_2PO_4^-$ y HPO_4^{2-} (Gráfico 1.4). La capacidad de absorción de este elemento queda supeditada en gran parte, a su mineralización, la cual dependerá fundamentalmente de la relación C/P. También la temperatura y el pH ejercen una marcada influencia en la absorción de fósforo, de forma que ésta se reduce con las bajas temperaturas y con pH elevados.

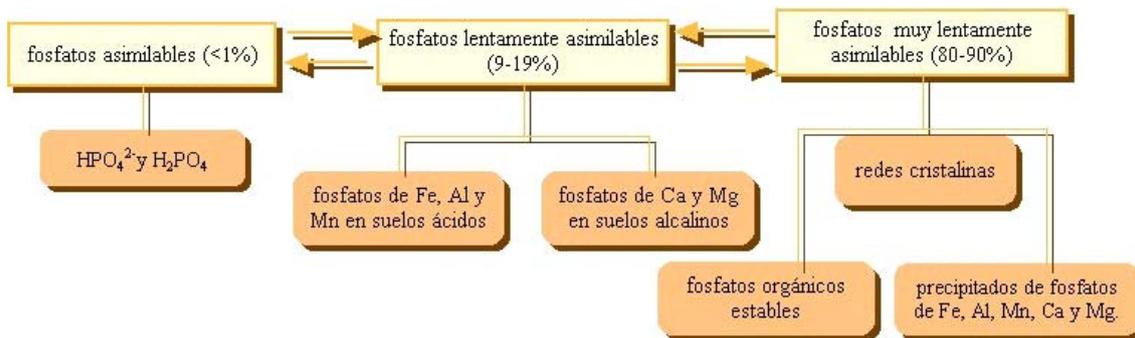


Gráfico 1.4. Clasificación de los compuestos de fósforo en el suelo.

Potasio

El potasio es un elemento cuyo contenido en los lodos es bajo en comparación con los otros dos macronutrientes, oscilando entre el 0.1-0.4% (Cabre *et al.*, 1990). Sin embargo, al encontrarse principalmente como cloruro, es muy soluble y fácilmente disponible para la planta. Cuando el lodo se utiliza como abono, es necesario en muchas ocasiones, el suministro adicional de fertilizantes inorgánicos que contengan este nutriente o estiércoles, que son normalmente más ricos en potasio que los lodos. En el suelo parte del potasio se encuentra inmovilizado, como componente de minerales primarios, la fracción más activa se encuentra en los minerales secundarios y una pequeña porción se encuentra adsorbida a la materia orgánica.

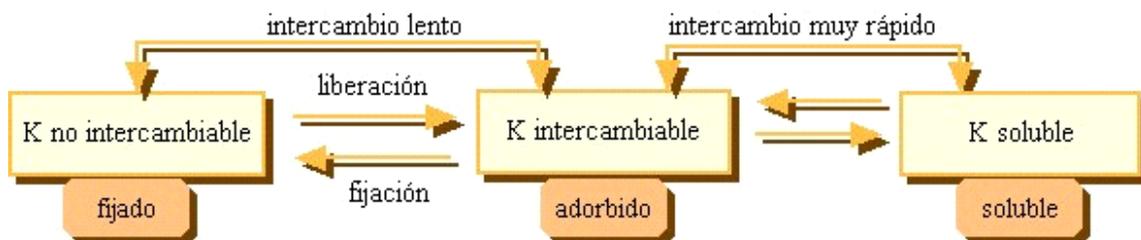


Gráfico 1.5. Equilibrio entre las diversas formas de potasio en el suelo.

Micronutrientes

Se denomina micronutrientes a aquellos elementos químicos esenciales para las plantas y que son requeridos en cantidades relativamente pequeñas; principalmente estos son: hierro, cobre, manganeso, zinc, boro, molibdeno y cloro. Los lodos poseen cantidades variables de algunos de estos micronutrientes que pueden resultar útiles cuando el suelo carece de ellos. Además, las propiedades quelatantes de la materia orgánica que se incorpora con el lodo pueden favorecer la biodisponibilidad de estos elementos para la planta.

Los contenidos de Fe y Zn en los lodos de depuradora suelen ser elevados y su comportamiento en el suelo implica un alto grado de biodisponibilidad (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Silviera y Sommers (1977) consideran al Cu como un elemento fuertemente inmovilizado por la materia orgánica y de relativamente baja disponibilidad en el suelo. En lo que respecta al Mn, las interacciones que se producen entre este elemento y la materia orgánica condicionan una menor biodisponibilidad de este elemento en el suelo.

RIESGOS POTENCIALES DE UTILIZACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA EN SUELOS

Las principales características de los lodos que pueden actuar como factores limitantes de su aplicación en el sector agrícola son las siguientes:

- a) Salinidad.
- b) Contenido excesivo de nutrientes.
- c) Microorganismos patógenos.
- d) Contenido en metales pesados.
- e) Sustancias orgánicas tóxicas.

Salinidad

Es un factor a tener muy en cuenta, puesto que la cantidad de aniones (SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , etc.) y cationes (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , etc.) que van a estar solubles en un suelo al que se le ha aplicado lodo va a ser muy importante, sobre todo en aquellos con una limitada capacidad de drenaje. Así, se puede producir una disminución en la capacidad de germinación de las semillas y el ritmo de crecimiento de la planta, a la vez que la estructura del suelo puede verse seriamente alterada. Cabe destacar que la relación entre el contenido de cationes Na^+ , Mg^{2+} y Ca^{2+} es un parámetro muy adecuado para evaluar efectos negativos sobre el suelo.

Contenido excesivo de nutrientes

Un aporte demasiado elevado al suelo de nitrógeno y de fósforo, puede provocar una contaminación de las aguas subterráneas por la elevada concentración de nutrientes solubles. Esto es debido a que las

fracciones inorgánicas de nitrógeno y fósforo, constituyen aproximadamente la mitad del aporte total de nutrientes al suelo por el lodo. Este efecto se puede ver agravado, si la aplicación al suelo se realiza fuera del período correspondiente a la mayor demanda fisiológica del cultivo o si el lodo no está suficientemente estabilizado, pudiendo crear problemas de nutrición para la planta, si el residuo no ha alcanzado la relación C/N óptima (Ross *et al.*, 1991). El aporte de potasio no suele plantear problemas puesto que su contenido es bajo en los lodos.

La relación C/N es un aspecto muy importante a tener en cuenta ya que los microorganismos del suelo presentan una relación C/N permanente de 10, por lo que cuando se adicionan materiales con un alto contenido en carbono, el nitrógeno va a ser un factor limitante y la degradación de la materia orgánica se ralentiza (Ayuso, 1995). En cuanto a un posible aumento del contenido en materia orgánica en los suelos, no resulta perjudicial, por la gran falta de ésta que presentan los suelos del sureste español. De todos modos, una materia orgánica estabilizada no causará problemas para los cultivos, ni efectos contaminantes en suelos y acuíferos, siempre que se aporte en las dosis adecuadas.

Microorganismos patógenos

Desde el punto de vista agrícola es un factor importante a tener en cuenta, puesto que es interesante conocer la cantidad de microorganismos y su capacidad de supervivencia, con el fin de prever las posibles contaminaciones por ingestión de partes comestibles de plantas que hayan podido estar en contacto con los lodos (Wong y Lai, 1996).

La supervivencia en el suelo de patógenos es muy variable, puesto que va desde pocos días a varios años. Los principales tipos de patógenos presentes en los lodos son (Robert y Winkler, 1991):

- Virus de diferentes tipos (Hepatitis, Adenovirus y Entero virus). Estos pueden llegar a ser muy peligrosos, aunque se presentan en número más bien reducido.
- Bacterias pertenecientes a distintos géneros (Salmonela, Shigela, Mycobacterium, Vibrio, Pseudomonas, Klebsiella y Escherichia), tomada esta última, por convenio, como organismo indicador.
- Protozoos.
- Hongos.
- Nematelmintos y platelmintos.

Las cantidades de microorganismos presentes en un lodo varían según el grado de tratamiento del agua. Cuanto más efectivo sea el proceso de tratamiento, menor será el grado de incidencia de los organismos patógenos. En la Tabla 1.15 se describen las condiciones adecuadas en las que deben realizarse determinados tratamientos para conseguir una efectiva reducción en el contenido de los mencionados microorganismos patógenos. De todos modos, la supervivencia va a depender de distintos factores como son la temperatura, humedad, cantidad de materia orgánica del suelo, luz, así como del tipo de suelo, puesto que la movilidad de bacterias, parásitos y virus a través del suelo, depende de su textura y del grado de saturación.

Tabla 1.15. Condiciones de operación para una efectiva reducción de organismos patógenos.
Fuente: Smith, 1996.

PROCESO DE ESTABILIZACIÓN	CONDICIONES DE OPERACIÓN
Pasteurización	Mínimo de 30 minutos a más de 70°C.
Compostaje	Temperatura >60
Tratamiento Térmico	Al menos 30 minutos a más de 180°C.
Digestión anaerobia mesófila	Mínimo de 12 días a 35±3°C
Digestión anaerobia termófila	Al menos 10 días a una temperatura entre 55-60°C.
Estabilización química	Adición de cal hasta pH>12, suficiente para que no disminuya durante 2 h.
Radiación β	Más de 1 Mrad.

Contenido en metales pesados

La concentración de metales pesados en los lodos va a ser variable según la procedencia del agua residual y el tratamiento realizado en la estación depuradora. Además de ellos, cabe destacar la posible presencia de otros elementos no metálicos (metaloides) de efecto igual o incluso más perjudicial, tales como arsénico, bromo, bismuto, selenio y yodo. En la tabla 1.16, construida a partir de datos bibliográficos, se recoge el intervalo en el que se encuentran algunos de los metales pesados presentes en los lodos de depuradora.

Tabla 1.16. Rango de concentración de metales pesados (mg kg⁻¹) presentes en los lodos de depuradora. Fuente: Zufiaurre *et al.*, 1998

METALES PESADOS (mg / kg)	INTERVALO	MEDIA
Cadmio	1.0 - 34	4.3
Cobalto	11 - 2490	14
Cromo	10 - 90000	785
Cobre	48 - 17000	909
Manganeso	18 - 7100	909
Níquel	2 - 5300	217
Plomo	13 - 26000	520
Zinc	101 - 49000	2194

El problema de la incorporación de los metales pesados al suelo radica principalmente en que algunos pueden ser muy móviles y asimilables por las plantas por lo que pueden provocar efectos tóxicos en las mismas o se pueden acumular en sus tejidos con lo cual se presenta un riesgo de contaminación de los eslabones sucesivos (animales y hombre) de la cadena trófica.

Su presencia hace que se alteren procesos fisiológicos esenciales del metabolismo de la planta. No obstante, entre los vegetales, la tolerancia a los metales pesados varía en gran medida de unas especies a otras, pudiendo éstos pasar a formar parte de la cadena alimenticia y llegar, en última instancia, al

hombre. Si las plantas no se consumen, vuelven a restituir nuevamente esos elementos en el suelo en formas relativamente asimilables, por lo que se verificará en el curso de los años una acumulación continua de metales pesados con posibilidad de un creciente efecto nocivo (Walter, 1995). La solubilidad y disponibilidad de metales pesados para la planta está influenciada por numerosos factores, siendo uno de los más importantes el pH del suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Por esta razón el pH del suelo es un factor limitante en la aplicación de los lodos en los suelos agrícolas.

Sustancias orgánicas tóxicas

Aunque son numerosos los compuestos orgánicos, potencialmente tóxicos, identificados en los lodos (Tabla 1.17), éstos se encuentran generalmente en pequeñas cantidades, siendo su persistencia, en determinados casos, bastante elevada. Los plaguicidas son los componentes más frecuentes. Muchos de ellos se metabolizan en mayor o menor grado durante el proceso de depuración de las aguas residuales y es por ello que los más recalcitrantes o persistentes permanecen en los lodos.

Las principales razones por la que estos compuestos se consideran tóxicos son debidas a que la mayoría son liposolubles, así como a que son poco biodegradables. Su bioacumulación dentro de la cadena alimentaria debida a su gran afinidad lipídica, podría causar efectos negativos en animales e incluso en el propio hombre.

Estos compuestos pueden sufrir tres tipos de reacciones de degradación por las que pueden salir del medio: biodegradación, degradación química y fotoquímica. La degradación biológica es bastante lenta y se produce muy a largo plazo. En el suelo, se puede llegar a producir una degradación química que implicaría procesos hidrolíticos y oxidativos. Además, estos compuestos orgánicos pueden fijarse a componentes del suelo, pudiendo temporalmente quedar inactivos, ello podría repercutir en la propia degradación de la estructura del suelo, por alteración de sus componentes fijadores (arcillas y materia orgánica).

Un aspecto relevante en lo que a conservación del medio ambiente se refiere, es la protección y conservación del suelo. El suelo constituye uno de los medios receptores de la contaminación más sensibles y vulnerables (BOE, 2005). Ya en la Cumbre de Río, en 1992, se reconoció la importancia de la protección de los suelos y de sus usos potenciales en el contexto de un desarrollo sostenible, en particular contra la contaminación procedente de acciones o actividades de origen antrópico. En condiciones naturales, un suelo posee vegetación clímax que va a depender del clima y de las propias características de ese suelo. Entre las características del suelo, la que tiene un papel más importante en la conformación de la cobertura vegetal es la materia orgánica la cual, a su vez incide positivamente en la estabilidad estructural y la capacidad de retención hídrica del mismo.

En el Sureste español un hecho evidente es la disminución del contenido de materia orgánica del suelo por el uso intensivo del mismo, esta disminución altera su equilibrio químico y biológico originando una merma en las características físicas, químicas y biológicas. La disminución de las condiciones adecuadas para el desarrollo vegetal ha sido y es de tal intensidad que su productividad ha llegado a ser nula dando

lugar a la desertificación del mismo, por tanto se hace necesaria emprender acciones encaminadas a la prevención de su degradación y conseguir su regeneración.

Tabla 1.17. Principales contaminantes orgánicos presentes en los lodos.

CONTAMINANTE	RAZÓN DE IMPORTANCIA
Plaguicidas	Generalmente hidrocarburos clorados. Se encuentran a través de la cadena alimentaria
Bifenilos policlorados	Usados en transformadores eléctricos, pinturas, plásticos, insecticidas y otros productos industriales. Solubles en grasas y sujetos a biomagnificación.
Alifáticos halogenados	Usados en extintores de incendios, refrigerantes, plaguicidas y en propulsores de "sprays". Pueden dañar el sistema nervioso central y el hígado.
Éteres	Usados principalmente como disolventes de polímeros plásticos. Cancerígenos potentes.
Esteres de ftalato	Usados en la producción del PVC y termoplásticos. Pueden ser teratogénicos y mutagénicos en concentraciones bajas.
Aromáticos monocíclicos (exceptuando fenoles, cresoles y ftalatos)	Usados en la manufactura de productos químicos, explosivos, tintes y pigmentos, así como disolventes fungicidas y herbicidas. Depredadores del sistema nervioso central y pueden dañar los riñones y el hígado.
Fenoles	Usados principalmente como intermediarios en la producción de polímeros sintéticos, materiales colorantes, pigmentos y en disolventes fungicidas y herbicidas. La toxicidad aumenta con el grado de cloración
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	Usados como materiales colorantes, intermedios químicos, plaguicidas, herbicidas, fuel y gasolinas. Cancerígenos.
Nitrosaminas	Usadas en la producción de compuestos químicos orgánicos y caucho. Cancerígeno potente en animales.

La fertilidad de un suelo es directamente proporcional al contenido en materia orgánica que posee debido a entre otros factores, que mejora la estabilidad, aumenta su porosidad, facilita el intercambio de fases gaseosa y acuosa, así como mejora la capacidad de cambio catiónico incrementando con ello la fijación de nutrientes, manteniéndolos durante mas tiempo a disposición de la vegetación. Por tanto, una de las vías más importantes de recuperación de suelos consiste en la incorporación de materia orgánica con el objeto de reestablecer las funciones que ella ejerce sobre el suelo bien de manera directa o indirecta.

En la actualidad las fuentes tradicionales de materia orgánica, como estiércoles o turbas, son cada vez mas escasas y/o costosas además de no ser todas ellas apropiadas para la recuperación de suelos degradados por el efecto combinado que podrían provocar en el mismo. A este respecto se hace necesaria la búsqueda de materiales orgánicos nuevos cuyo coste no sea elevado y se produzcan de manera constante. En esta búsqueda de materiales orgánicos hay que destacar como importante fuente de materia orgánica la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos así como los lodos de depuración de aguas residuales. Estos residuos cumplen las premisas de bajo coste y producción constante.

Actualmente, la comunidad científica reconoce que la materia orgánica (MO) es el principal factor que controla las propiedades del suelo y los principales ciclos biogeoquímicos. Sin embargo, la construcción

del concepto de materia orgánica del suelo ha sufrido cambios a lo largo del tiempo (De Matos, 2009). Manlay *et al.* (2007) describen la relación entre la MO del suelo y la sostenibilidad de los sistemas de cultivo en tres periodos históricos: húmico, mineral, y ecológico.

La Unión Europea aprobó hace pocos años la “Estrategia Temática para la Protección del Suelo”, preámbulo de una nueva Directiva. En ella, se considera la pérdida de materia orgánica como una de las principales amenazas para la degradación del suelo, y se señala que aquellos materiales orgánicos como los lodos, adecuadamente pretratados y con limitado contenido en elementos peligrosos, constituyen una fuente inestimable de materia orgánica, tanto para suelos agrícolas como para aquellos degradados necesitados de recuperación.

EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE LODOS SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Algunos efectos beneficiosos que pueden ser esperados cuando se aplican materiales orgánicos (enmiendas orgánicas) al suelo se describen a continuación, sin olvidar por supuesto, la posibilidad de que haya efectos que no sean positivos debido a contaminantes anteriormente comentados.

Efecto sobre las propiedades físicas

En primer lugar hay que señalar que los lodos EDAR pueden contener cantidades elevadas de agua, por lo que su reciclado en los suelos afectará a la humedad de los mismos, y a los procesos en los que dicha humedad intervenga. Este aspecto es independiente que para su aplicación al suelo, en función del nivel de humedad del lodo se podrá hacer de una u otra forma, y ello condiciona sin duda los efectos físicos sobre la capa arable del suelo (destrucción de macroagregados, cambios estructurales, etc.).

Asimismo, la materia orgánica de los lodos reduce la densidad aparente de los suelos (Mbagw, 1992) y aumenta su porosidad. Influye positivamente sobre la formación y estabilidad de los agregados en el suelo, aunque este efecto disminuye a medida que se mineraliza la materia orgánica incorporada (Pagliai *et al.*, 1981). La riqueza en materia orgánica de los lodos y su carácter coloidal mejora el balance hídrico del suelo y aumenta la capacidad de retención hídrica, lo que permite al suelo resistir mejor los periodos de sequía (Hortensine y Rothwell, 1972).

Efecto sobre las propiedades físico-químicas

La capacidad de intercambio catiónico es una propiedad importante del suelo, que repercute en la calidad del mismo, debido a que:

1. Controla la disponibilidad de nutrientes para las plantas.
2. Interviene en procesos de floculación-dispersión de las arcillas y, por tanto, en el desarrollo de la estructura y estabilidad de agregados.

3. Determina el papel del suelo como depurador natural, permitiendo la retención de elementos contaminantes incorporados al suelo.

En los suelos tratados con materiales orgánicos y mas concretamente con lodos de depuradora se produce un aumento de la capacidad de intercambio catiónico, debido a la presencia de iones calcio y de sales básicas que ejercen un efecto tampón (Hernando, 1988).

Parámetros como el pH no se suele ver alterado en los suelos donde los lodos son reciclados (Jindo *et al.*, 2012). Las cantidades adicionadas no son tan grandes como para elevar o disminuir de manera apreciable este parámetro; por lo general, los lodos mantienen valores de pH dentro de la neutralidad, y ello hace que su efecto no sea definitivo. Este hecho es de interés debido a que un cambio a la baja del pH de los suelos, motivado por la adición de lodos al mismo, condicionaría la asimilabilidad de diferentes elementos por las plantas.

Los lodos contienen a veces una apreciable cantidad de sales, cuya medida indirecta se comprueba a partir de la conductibilidad eléctrica. Los contenidos en sales de los lodos suelen ser muy variables, ya que dependen de la propia calidad de las aguas de entrada, y la acumulación de las mencionadas sales que acaban en los lodos.

Efectos sobre propiedades químicas y nutricionales

El efecto más significativo que se produce sobre un suelo cuando se le adicionan residuos orgánicos como los lodos EDAR es el aumento de su contenido en materia orgánica. Conocemos la relación existente entre materia orgánica (carbono orgánico) y fertilidad de los suelos, por lo que parece claro que habrá un efecto positivo sobre dicha fertilidad con la entrada en los suelos de enmiendas orgánicas como los lodos EDAR (Sepúlveda-Varas *et al.*, 2011; Jindo *et al.*, 2011). El empleo de esos lodos como enmienda también pueden influir sobre las propias sustancias húmicas existentes en el suelo (García, 2012). La entrada en el suelo de una enmienda orgánica formada por materia orgánica joven hace que aumenten las estructuras tipo alifático dentro de sustancias húmicas, comparadas con aquellas sustancias húmicas procedentes de suelos que no han sido enmendados. Podemos pues afirmar que las enmiendas orgánicas como los lodos contribuyen a aumentar los contenidos totales de sustancias húmicas en los suelos donde se reciclan, pero dichas sustancias húmicas no son iguales que las encontradas en suelos nativos, sino que disponen de estructuras más lábiles, las cuales sin duda sufrirán cambios en el suelo con el tiempo de presencia en el mismo (Jindo *et al.*, 2011).

Un aspecto que hoy en día tiene importancia, cuando se reciclan en el suelo lodos de depuradora, es la posibilidad de incrementar en el suelo la fijación de C cuando lodos son adicionados al suelo, parte del C aportado, aun siendo un C labil, puede incorporarse a los coloides minerales del suelo (en particular, a las partículas mas finas del mismo, arcillas), haciendo muy poco atacable y mineralizable ese C por los microorganismos (Sepúlveda-Varas *et al.*, 2011). Este aspecto, muy estudiado en la actualidad, puede considerarse como un valor añadido al efecto positivo que puede esperarse en los suelos cuando en los mismos se reciclan lodos EDAR como enmienda orgánica.

Mediante la incorporación de la materia orgánica al suelo se introducen también los nutrientes que ésta contiene, liberándose de forma gradual durante el proceso de descomposición de la misma. Los materiales orgánicos aportan el nitrógeno y fósforo mayoritariamente en forma orgánica, mientras que el resto de nutrientes son aportados en su mayor parte en forma inorgánica. Respecto al contenido de micronutrientes y de elementos contaminantes que se incorporan con los materiales orgánicos al suelo, estos sufren una serie de reacciones pudiendo quedar de forma más o menos disponible para las plantas. En consecuencia, los suelos enmendados con lodos de depuradora tienden a tener mayores cantidades de materia orgánica, superiores concentraciones de macronutrientes, elevados contenidos en micronutrientes y elementos traza no esenciales, su pH puede verse incrementado o disminuido y la actividad de microorganismos del suelo puede ser diferente (Alloway y Jackson, 1991).

En cuanto a las propiedades nutricionales que contienen en general los lodos EDAR, hemos de indicar que a pesar de que el aspecto quizás más relevante de dichos lodos es su elevado contenido de su materia orgánica (lo cual derivaría en los efectos favorables motivados de dicha materia orgánica exógena), no es despreciable el contenido nutricional de muchos de los lodos EDAR (macronutrientes como N, derivado de su origen proteico, así como P y en menor medida, K), e incluso su contenido en micronutrientes, que a veces son muy necesarios para la funcionalidad de suelos y de las plantas que sobre los mismos se instalan. Es por ello que los lodos podrían ser considerados como “Fertilizantes Orgánicos”, lo cual es de interés, además debido a que dichos nutrientes serían de asimilación lenta en función de sus propias características; en el caso del N, por ejemplo, la mayoría de dicho elemento es de carácter orgánico, lo que hace que se pierda poco por lixiviación o volatilización.

Sobre las propiedades microbiológicas y bioquímicas

Las poblaciones microbianas del suelo están constituidas por la microfauna (nematodos, protozoos y rotíferos), algas microscópicas, arqueas, bacterias y hongos. Al conjunto de todos ellos se le denomina microorganismos. El aporte de lodos al suelo favorece el desarrollo de las poblaciones microbianas autóctonas del suelo, debido a la mejora de las propiedades físicas y a la disponibilidad de una fuente de carbono fácilmente biodegradable. Este aumento se traduce a su vez en un incremento de las enzimas y metabolitos. Las enzimas son las responsables de la mayor parte de reacciones que intervienen en los procesos de mineralización e inmovilización de los nutrientes en el suelo y por tanto están en relación con la disponibilidad de los mismos para la planta (Perucci, 1990). Algunos de los metabolitos liberados por los microorganismos, moléculas de bajo peso molecular procedentes de la degradación de la materia orgánica, pueden influir de forma positiva y directa sobre el crecimiento vegetal (Albuzio *et al.*, 1989). También es importante indicar que parte de estas enzimas quedarán protegidas de la degradación e inactivación, al quedar unidas a la fracción húmica de la materia orgánica incorporada (enzimas inmovilizadas), mediante formación de complejos tipo enzima-humus.

Los efectos perjudiciales de varios metales pesados sobre los procesos del suelo mediados por los microorganismos del suelo han sido revisados y discutidos en detalle por varios investigadores (Mühlbachová y Simon, 2003, Baath 1989; Giller *et al.* 1998). De forma general, se puede observar una

disminución en la mineralización y fijación del carbono, en la transformación del N, las actividades enzimáticas y en la descomposición del mantillo en suelos contaminados con metales pesados. Otros efectos comunes de la contaminación del suelo por metales pesados son una disminución tanto en el número de microorganismos (unidades formadoras de colonias, UFC), como de la biomasa microbiana, o un aumento de la resistencia de los microorganismos. El efecto de los metales pesados sobre los microorganismos del suelo va a depender de su biodisponibilidad la cual a su vez es función de diversas características del suelo como son: el contenido de materia orgánica y de arcillas, la capacidad de intercambio catiónico y el pH. Estos factores influyen en la capacidad de formación de complejos con los metales pesados y en su inmovilización. A pesar de ello la toxicidad relativa de los metales pesados, tales como el Cd, Zn, Cu y Pb, es la misma independientemente del tipo de suelo (Baath, 1989).

Los microorganismos del suelo varían en cuanto a su resistencia a los efectos tóxicos de los metales pesados. Las actividades enzimáticas del suelo pueden servir como indicadores de contaminación por metales pesados ya que generalmente se han observado grandes correlaciones entre bajas actividades enzimáticas y altas concentraciones de metales pesados. Otras propiedades del suelo relacionadas con el tamaño de la biomasa microbiana o con su actividad sirven de indicadores de los efectos tóxicos de los metales pesados.

Los avances recientes de las técnicas microbiológicas no dependientes de cultivo, es decir de técnicas de la biología molecular como las que sirven para el análisis de biomarcadores (ácidos nucleicos y ácidos grasos fosfolipídicos) han permitido identificar cambios en la estructura de la comunidad microbiana del suelo a consecuencia de la contaminación del mismo por metales pesados. Estos estudios han contribuido a incrementar el conocimiento sobre poblaciones microbianas sensibles que son afectadas negativamente por los metales pesados, pero también han demostrado que los metales pesados favorecen el desarrollo de especies tolerantes que pueden sobrevivir y adaptarse debido a sus características genéticas.

EFFECTOS DE LA APLICACIÓN DE LODOS SOBRE LAS PLANTAS

Existen gran cantidad de trabajos de investigación, cuyos resultados demuestran que la aplicación de los lodos residuales urbanos produce una mejora en el rendimiento agrícola. Así se ha constatado que los suelos enmendados con lodos residuales mejoran el crecimiento y producción de cultivos vegetales (Strerret *et al.*, 1982, 1983; Harrison y Staud, 1986; Bryan y Lance, 1991; McBride, 2002) y de plantas ornamentales (Fitzpatrick y Carter, 1983; Fitzpatrick y Farell, 1984). El mencionado efecto positivo proviene de la propia materia orgánica que se introduce con los lodos, además de elementos nutricionales que contienen, y que benefician al crecimiento vegetal. Asimismo, no se descarta factores positivos derivados de un posible efecto fitohormonal; compuestos orgánicos o metabolitos incorporados en lodos de depuradora pueden actuar como fitohormonas para las plantas, y favorecer su crecimiento (Jindo *et al.*, 2011).

Sin embargo, tampoco faltan las excepciones en este mismo sentido. De hecho, aplicaciones continuadas de lodos sobre las tierras de cultivo pueden producir una acumulación de metales pesados a niveles

tóxicos para las plantas (Rehab y Wallace, 1978; Hinesly *et al.*, 1983; Chang *et al.*, 1992; Mortved, 1987; Medina, 2006). La acumulación de metales pesados en los cultivos puede suponer un riesgo para la salud humana (Springer, 2011; Chaney, 1990). Este hecho ha llevado a imponer límites sobre la cantidad y frecuencia de la aplicación de los lodos sobre las tierras de cultivo. En general, el aumento de concentración de un elemento potencialmente tóxico en los tejidos de plantas que crecen en suelos con lodos cargados de este elemento, no suele ser proporcional a la cantidad de elemento añadido. Las diferentes especies vegetales y aún sus distintas variedades difieren en la tolerancia a estos elementos. Suelen acumularse con preferencia en las hojas, tallos, raíces y más en los tejidos viejos que en los jóvenes. Por el contrario, las semillas los concentran en menor proporción (Costa *et al.*, 1987).

Algunos metales pesados tales como el Cu, Zn, Mn y Fe son esenciales para las plantas, por lo que niveles bajos de los mismos producen síntomas de deficiencia en las plantas. Sin embargo, estos mismos elementos en concentraciones elevadas resultan tóxicos para la plantas al igual que el resto de metales pesados. En general, las plantas son más resistentes a un incremento en la concentración de metales pesados que a un insuficiente contenido de un determinado micronutriente. Esto supone un riesgo para los eslabones subsiguientes de la cadena alimentaria (animales y humanos), ya que plantas comestibles aparentemente sanas, pueden presentar una fuerte acumulación de metales pesados.

El exceso de metales pesados tiene efectos más o menos directos sobre el metabolismo de los vegetales: puede causar el cierre de los estomas e inhibir la transpiración; también puede ir asociado a fenómenos de marchitamiento y turgencia; inhibe la fotosíntesis no solo por el cierre de los estomas, sino por los daños que causa en los cloroplastos. Otro de los síntomas de toxicidad inducida por metales pesados es la clorosis y su efecto negativo sobre la actividad nitrogenasa. La reducción de la actividad fosfatasa y la interferencia con la respiración mitocondrial, parecen ser las causas más frecuentes de la disminución del crecimiento de las plantas debido a los metales pesados. Sin embargo, las diferentes especies vegetales no tienen una misma sensibilidad a un exceso de metales pesados. Spotswood y Raymer (1973) establecieron la siguiente secuencia: leguminosas > remolacha > manzano > cereales.

Por su capacidad de adaptación a las variaciones químicas de su entorno, algunas plantas se convierten en reservas intermedias de elementos pesados procedentes del suelo y en parte de las aguas y el aire, pudiendo pasar dichos elementos a los animales y al hombre. Moreno (2010) afirma que las plantas pueden ser receptores pasivos de metales pesados, pero también pueden ejercer un control sobre la absorción o eliminación de algunos metales mediante reacciones fisiológicas apropiadas.

La forma en que se encuentran los metales dentro de los tejidos vegetales tiene una influencia decisiva en la transferencia de los metales a otros organismos. Los elementos más nocivos para las plantas, los animales y el hombre son: As, B, Cd, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Zn y Cu. De éstos, el Cd posee una toxicidad muy elevada, por lo que es uno de los elementos más a tener en cuenta a la hora de aplicar al suelo o a las plantas productos con altos contenidos en este elemento. El Cd, Cu, Ni, Zn y Mo son elementos que las plantas pueden acumular, creando problemas en la cadena alimentaria; el Cu, Ni y Zn pueden provocar fitotoxicidad a elevados niveles en los suelos. El Cu no es esencial para los animales, siendo especialmente tóxico para los rumiantes. El B, Mo y As son peligrosos para las plantas y para los

animales; el Hg y el Pb no suelen presentar problemas, puesto que sus formas minerales en el suelo son relativamente insolubles; en caso de que pasen a las plantas se suelen acumular en las raíces, pero sus concentraciones en ellas no son peligrosas para los animales.

Haciendo referencia a determinados metales pesados que tienen una función como micronutrientes de las plantas, es importante señalar que, el cromo no debe ser un factor limitante pues la mayoría de las plantas toleran niveles relativamente altos. Además, se encuentra en pequeña proporción en forma soluble ya que cuando se añade como cromo trivalente es insolubilizado en forma de óxido o hidróxido. De todas formas, sería conveniente realizar un análisis previo de los lodos y del suelo para determinar posibles riesgos para el medioambiente los animales y el propio hombre. El plomo, no esencial biológicamente, reduce con rapidez su solubilidad presentando escasa fitotoxicidad. Sus formas solubles en la solución del suelo reaccionan con las arcillas, materia orgánica, carbonatos y sulfatos por mecanismos de cambio catiónico, precipitación y quelación. En los lodos este metal se encuentra precipitado con los fosfatos que éstos contienen. Su absorción puede también reducirse por técnicas de encalado del suelo. El zinc es esencial para plantas y animales, por eso su abundancia en los lodos los hace muy útiles para nutrición vegetal. En el suelo es adsorbido por las superficies de arcillas y óxidos y complejo por la materia orgánica. El aumento del pH del suelo reduce la capacidad para asimilarlo y si la cantidad de fósforo es elevada, pueden producirse deficiencias de zinc. El cadmio es extremadamente peligroso para los animales y el hombre y es absorbido en los coloides del suelo principalmente como ion de cambio. Es más móvil en medio ácido que en condiciones alcalinas, y debido a que se adsorbe en las arcillas del suelo, no se mueve rápidamente en el perfil, por lo que aparece concentrado en los horizontes superficiales. El cobre es esencial para las plantas y no para los animales; en particular los rumiantes son sensibles a sus efectos tóxicos. En el suelo se encuentra asociado a los óxidos hidratados de hierro y manganeso y formando complejos con la materia orgánica; presenta poca movilidad y tiende a concentrarse en los horizontes superiores. El níquel es rápidamente absorbido por las plantas y no se le conoce una función esencial en ellas. Los lodos pueden aportarlo en cantidades importantes, considerándose fitotóxicos cuando sobrepasan las 50 ppm, por lo que ha de prestarse atención a la concentración biodisponible resultante en el suelo.

En ciertos casos, concretamente para los lodos de digestión anaerobia, se ha observado un efecto depresivo sobre la germinación del grano, atribuido al desprendimiento de amoníaco (Hinesly *et al.*, 1983; Costa *et al.*, 1987); efecto que podría atenuarse por secado del lodo. La inhibición de la germinación está relacionada con el pH del suelo que regula el desprendimiento de NH_3 a partir de las sales de amonio y se manifiesta, sobre todo, a pH superior a 7,5. El nitrógeno amoniacal libre es tóxico para la planta cuando su concentración sobrepase los 2,5 mg/litro.

El déficit de oxígeno en el suelo, causado por una biodegradación intensa de la materia orgánica constituye asimismo una causa de toxicidad inmediata, ya que da lugar a condiciones anaerobias en las raíces de las plantas, con la consecuente formación de sulfuros.

METALES PESADOS COMO CONTAMINANTES DEL SISTEMA SUELO-PLANTA

A continuación vamos a exponer algunos aspectos de interés sobre los metales pesados y sus efectos negativos sobre el sistema suelo-planta- si bien los lodos EDAR disponen de compuestos tanto de carácter orgánico como inorgánico, los cuales pueden comportarse como contaminantes a determinadas dosis, los metales pesados y su concentración en dichos lodos son los que más preocupan por que aparecen casi siempre, y por su efecto sobre suelos y planta, pudiendo incluso en ocasiones llegar hasta la cadena trófica.

Los metales pesados se pueden definir como aquellos elementos tales que por sus efectos tóxicos y persistencia son considerados como contaminantes ambientales. En la actualidad los elementos considerados como más peligrosos son el Cd, Pb, Hg, Cu, Zn, Sb, Cr y As. El contenido de los metales pesados puede ser un factor limitante para la aplicación de residuos biodegradables en suelos agrícolas (McBride, 2002).

Entre los metales pesados más comúnmente encontrados están Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, y Pb. Algunos de ellos como el Cu y el Zn son elementos esenciales para la planta y su deficiencia puede provocar problemas en los cultivos, mientras que si se encuentran en exceso implican riesgos de toxicidad. Los otros, no tienen funciones fisiológicas reconocidas y su presencia en el suelo siempre será un riesgo potencial, ya sea para las plantas o para los consumidores (Costa *et al.*, 1987). Por ello en todos los países que utilizan los residuos biodegradables como enmienda orgánico-mineral, se ha legislado su uso para no producir daños ambientales mayores de los que se pretenden remediar (Cuevas y Walter, 2004). A la hora de evaluar la peligrosidad de los metales pesados hay que considerar su disponibilidad para entrar en la cadena alimentaria, principalmente a través de las plantas, y su persistencia o bioacumulación dentro de los organismos o en el medioambiente.

Dinámica de los metales pesados en el suelo

Los metales pesados una vez incorporados al suelo sufren diferentes procesos de naturaleza física, química o biológica que provocan su fraccionamiento o especiación en el suelo. Los metales pesados se podrán distribuir bajo diferentes formas en el suelo: i) como carbonatos, fosfatos, sulfatos o cloruros; ii) como hidróxidos y óxidos; iii) en forma de complejos insolubles con la materia orgánica; iv) retenidos en las posiciones de cambio de los coloides del suelo y por último, una parte residual del contenido total de un determinado metal permanecerá fijado en los minerales del suelo (gráfico 1.6).

Las formas más biodisponibles son las que se encuentran en la solución del suelo y las que se hallan adsorbidas en los coloides del mismo. Entre las diferentes formas en que queda un metal pesado en el suelo existe un equilibrio dinámico sobre el que influirán ampliamente las condiciones del medio y el tipo de planta y microorganismos que subsistan en el mismo.

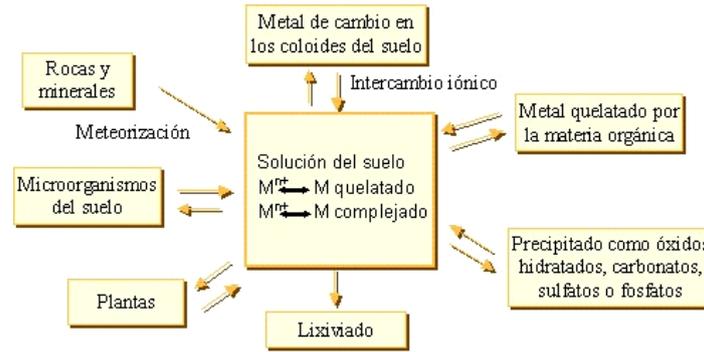


Gráfico 1.6. Equilibrios entre las distintas formas de los metales en el suelo.

Los procesos que experimentan los metales pesados una vez incorporados al suelo son los que siguen a continuación.

Disolución

Este proceso supone la permanencia de los metales pesados en la solución del suelo como cationes libres o complejados con ligandos inorgánicos y orgánicos. La solubilidad de cada uno de los metales pesados va a depender de su especiación química, de las condiciones redox del suelo y de su pH. En la fase líquida del suelo, los compuestos orgánicos y el agua son las sustancias más abundantes, por lo que las reacciones más comunes que se producen son las de hidrólisis y las de complejación orgánica. Estas reacciones son sensibles al pH y están influenciadas por la relación entre el tamaño y la carga del catión, es decir, por su potencial iónico.

Transporte o movilización

El transporte de los metales pesados disueltos tiene lugar a través de dos mecanismos: por difusión y por flujo másico o lixiviación, es decir, se mueven conjuntamente con la solución del suelo. La migración de los metales a lo largo del perfil es preferentemente descendente y rara vez se presentan de forma natural fenómenos de acumulación superficial, siendo en el caso de que se produzcan, de origen antropogénico. Un aspecto sumamente interesante, el cual incide claramente en todo lo expuesto anteriormente, es el conjunto de características del suelo: pH, condiciones redox y, fundamentalmente, su capacidad de intercambio catiónico; las citadas características van a influir en la movilidad de los metales en el perfil del suelo. De esta manera, en suelos ácidos (con pH inferior a 6.5) elementos como el Zn, Mn, Fe, Co y B son fácilmente lixiviados, pero si el pH se eleva por encima de 7 su movilidad queda interrumpida porque precipitan.

Inmovilización

Es un proceso de gran trascendencia en el suelo por cuanto supone la retención de los metales en el mismo y por tanto que no se encuentren biodisponibles para las plantas y los microorganismos. Los procesos de inmovilización pueden ser diversos:

- Precipitación como óxidos, oxohidróxidos, carbonatos, fosfatos y sulfatos.
- Adsorción en los coloides del suelo.
- Complejación por la materia orgánica insoluble.
- Absorción por las plantas.

La adsorción es una de las formas de retención más importantes en el suelo, sobre todo la que se produce en la interfase sólido-líquido. Afecta principalmente a especies iónicas involucradas en este tipo de procesos (Senesi y Sposito, 1984). El intercambio catiónico, permite la atracción electrostática de metales como cationes sobre la superficie cargada negativamente de los coloides del suelo de una forma reversible. Otros mecanismos de adsorción en la interfase sólido-líquido incluyen las fuerzas de Van der Waals, enlaces por puente de hidrógeno, fuerzas ión-dipolo, etc. En general, la textura del suelo, su pH, su contenido en materia orgánica y tipo de minerales arcillosos influyen en la adsorción de metales.

Asimilabilidad y absorción de los metales pesados por las plantas

La asimilabilidad de un metal pesado va a depender sobre todo de factores del suelo, pero también del metal en sí y del tipo de planta. Ésta absorbe los metales a partir de la solución del suelo, ya sea en forma iónica o compleja, por lo que las características del suelo que influyen en su concentración en dicha solución van a determinar la biodisponibilidad de ese elemento. Estas características influyentes del suelo son:

1. El contenido de materia orgánica: posee una capacidad de intercambio catiónico y de quelatación de metales importante, por lo que su contenido va a influir en la biodisponibilidad de los mismos. La materia orgánica promueve el desarrollo microbiano, lo cual lleva consigo la síntesis de sustancias bioquímicas que pueden solubilizar elementos, o al contrario, se puede producir una retención o bioacumulación de elementos en las estructuras celulares de los microorganismos.
2. El pH del suelo: cuanto menor sea éste, mayor será el riesgo de que los metales pasen a la planta. Lindsay (1979) comprobó que una unidad de incremento en el pH hace descender hasta 100 veces los niveles de Cd, Cu, Ni y Zn en la solución del suelo.
3. La textura: un alto porcentaje de arcilla frente a las otras fracciones del suelo hace que se incremente la capacidad de intercambio catiónico del suelo y de adsorción de los metales por lo que las concentraciones de éstos en la solución del suelo decae.
4. Otros factores: la temperatura y la aireación condicionan la absorción de metales por las plantas. La última influye de dos maneras distintas: por una parte, una aireación adecuada incrementa la actividad metabólica de las raíces y por lo tanto la absorción del elemento; por otra, las condiciones de oxidación creadas por la aireación hacen disminuir la solubilidad de muchos elementos.

Como se puede observar en la Tabla 1.18, el Zn muestra una alta movilidad en condiciones ácidas y oxidantes y muy baja en condiciones neutras-alcálinas y reductoras; el Cd presenta movilidad media en cualquier situación, excepto en condiciones reductoras, en las que prácticamente permanecería inmóvil. El Pb, sin embargo, presenta baja movilidad o muy baja movilidad en cualquiera de las condiciones (Ross, 1994).

Tabla 1.18. Movilidad relativa de los metales traza en función del pH y del potencial redox del suelo.
Fuente: Ross, 1994

MOVILIDAD RELATIVA	CONDICIONES DEL SUELO			
	OXIDANTE	ÁCIDO	NEUTRO-ALCALINO	REDUCTORA
Muy alta	-	-	-	-
Alta	Zn	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	-	-
Media	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd	Cd	Cd	-
Baja	Pb	Pb	Pb	-
Muy baja o inmóvil	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr	Al, Se, Pt, Cr	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

La absorción de metales por las plantas generalmente se produce a muy bajas concentraciones en la solución del suelo. Además, puede ser selectiva para un ión en particular y darse una acumulación de determinados iones en contra de un gradiente de concentración. También existe la posibilidad de que la presencia de un elemento incremente o disminuya la absorción de otro. La intensidad con la que se produce la absorción de metales pesados depende también de la especie de planta y de su etapa de desarrollo. La vía principal de entrada de metales pesados a la planta es la raíz, pero se puede producir una incorporación de metales por otros tejidos, como la absorción de los metales presentes en la atmósfera que se produce a través de las hojas. La absorción radicular de elementos traza puede realizarse por dos mecanismos: pasivo o no metabólico y activo o metabólico (Moreno, 2010). La absorción pasiva consiste en el movimiento de los iones hacia las raíces en virtud de fenómenos difusivos desde una zona de mayor concentración hacia otra de menor, y de flujo de masa que es la transferencia de un ión por el movimiento del agua provocado por la succión de la misma a nivel radicular. La absorción activa implica unos requerimientos energéticos y metabólicos, pues se produce en contra de un gradiente de concentración. Las raíces de las plantas pueden producir compuestos con propiedades quelantes de los elementos metálicos. Los agentes quelantes influyen en la absorción de un elemento ya que disminuyen la posibilidad de reacción de ese elemento con la fase sólida del suelo.

CONDICIONES PARA EL RECICLADO DE LODOS EDAR EN EL SUELO

La problemática que se plantea, en la actualidad con relación a los residuos urbanos de origen orgánico, principalmente lodos de depuración urbana, pasa por dar a estos materiales la salida racional más coherente, conjugando tanto los aspectos técnicos, medioambientales y económico-sociales. De no

hacerlo, la acumulación incontrolada de estos subproductos causaría focos de infestación no admisibles bajo ningún concepto (Costa *et al.*, 1991b). Pero no es sólo la mencionada problemática creada en torno a los residuos orgánicos, sino que existen problemas añadidos que afectan a gran parte de los suelos del área mediterránea y, en particular, a las zonas del sudeste español. Éstas son, como ya se ha comentado, la degradación y desertificación que existe en muchos suelos, debido fundamentalmente a acciones antrópicas agresivas que se han producido durante años, y a la adversa climatología. Todo esto conduce a una paulatina disminución de la fertilidad natural de los suelos, y a un escaso nivel de materia orgánica (García *et al.*, 1996 y 1997).

A la vista de lo indicado hasta ahora, la solución a estos problemas pasa por emplear como fuente de materia orgánica aquella contenida en los lodos EDAR, consiguiendo de este modo, por una parte, la mejora de la fertilidad en estos suelos y, por otra, la eliminación racional de los residuos mediante su reciclado en los mismos. Sin embargo, interesa hacer ahora una serie de advertencias que hay que tener presente para poder centrar la temática que aquí se está exponiendo.

Cuando hablamos de usar lodos de depuración urbana nos referimos a aquellos originados exclusivamente en las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, no en las industriales. Pero aun así, pueden contener contaminantes tanto inorgánicos (sales diversas, nitratos en exceso, o metales pesados), como otros compuestos indeseables de carácter orgánico (AOX, LAS, etc...). Por tanto, si los lodos no resultan contaminados en condiciones no apropiadas para su reciclado en el suelo, además de haber sufrido adecuados procesos de estabilización de su materia orgánica, podrán ser empleados en agricultura o rehabilitación de suelos como enmiendas orgánicas sin ningún riesgo, y con el beneficio consabido que reporta al suelo toda adición de materia orgánica:

- Mejora de las propiedades físicas del suelo.
- Aumento del contenido en materia orgánica y nutrientes.
- Clara mejora de su fertilidad biológica y bioquímica.
- Como consecuencia de su empleo se consigue una Calidad del Suelo adecuada para que éste sea soporte de vegetación estable.

Además de lo indicado en torno al tema de estabilización de estos materiales orgánicos, nos encontramos con la problemática relativa a los propios productos que se emplean hoy en día como enmiendas orgánicas. Interesa advertir que son muy heterogéneos, por lo que necesitan de controles periódicos y exhaustivos para tener un buen conocimiento de los mismos y ejercer un adecuado control sobre ellos. Existe por tanto en todo este tema una vertiente positiva y otra negativa que hay que sopesar para tomar una postura coherente, pero de ninguna forma el empleo de estos materiales ha de suponer un *DESAJUSTE MEDIOAMBIENTAL* para ninguno de los ecosistemas que pueda verse implicado en dicho empleo.

La postura más adecuada a este tema es fomentar el uso racional de estas fuentes de materia orgánica que pueden ser adicionadas al suelo con garantía. En este sentido, aquellas de origen urbano, o las que

sin serlo cumplan los condicionamientos de no contaminación expuestos con anterioridad, pueden constituir un conjunto de enmiendas orgánicas económicas, así como una buena solución para:

- A. Una Agricultura Sostenible, donde el empleo de fertilizaciones orgánicas permita un menor consumo de fertilizantes minerales, así como de otros agroquímicos debido a su efecto de biocontrol.
- B. Estrategias contra la degradación y desertificación de suelos, permitiendo así la conservación de un recurso natural clave para el mantenimiento de la vida.

Como conclusión de todo lo aquí expuesto, hay que dar un SÍ CON CONDICIONES al reciclado en el suelo de materiales orgánicos como los aquí estudiados. Su empleo nunca debe ofrecer problemas para los suelos donde se adicionan, y mucho menos constituir riesgo alguno para la planta, animales y hombre. Su uso debe por tanto ofrecer garantías suficientes en el sentido anteriormente mencionado. Por ello hay que tener presente las siguientes consideraciones para un adecuado empleo de este tipo de materiales orgánicos:

- ✓ Mejorar los procesos de generación de residuos de origen urbano, con el fin de procurarles la MEJOR CALIDAD, y por tanto la menor contaminación posible, metales pesados, etc. Separación de efluentes (urbanos e industriales) en el caso de los lodos de las plantas de depuración de aguas residuales contribuirá positivamente en este sentido.
- ✓ Necesidad de realizar análisis de control de calidad más exhaustivos que los que actualmente se exigen para aquellos residuos orgánicos que vayan a ser reciclados en el suelo.
- ✓ Rechazo claro para ser reciclados en el suelo de todos aquellos residuos que puedan originar en los suelos riesgos de contaminación a corto, medio y largo plazo.
- ✓ Realización, en particular cuando su empleo sea en agricultura, de procesos de estabilización para el saneamiento de estos materiales orgánicos, bien ejecutados y controlados. El compostaje se revela muy útil en este aspecto.
- ✓ Necesidad de ofrecer información concisa, tanto sobre características de los residuos que pueden ser empleados como enmiendas de suelos, como de sus formas de empleo.
- ✓ Obligatoriedad de establecer controles de seguimiento coherente, eficaces, y sobre todo reales, sobre aquellos suelos que son enmendados con este tipo de materiales, ofreciendo las recomendaciones al usuario de este tipo de productos.

CAPÍTULO II.

OBJETIVOS

JUSTIFICACIÓN

El desarrollo económico y demográfico de las últimas décadas, ha puesto de manifiesto un problema que apenas había merecido la atención hasta los años setenta: la limitación de los recursos naturales. En la actualidad, el interés por preservar los escasos recursos que disponemos es elevado, es por lo que se pone de manifiesto la necesidad e importancia del aprovechamiento de la mayor parte de los residuos y subproductos para resolver los problemas producidos en el ambiente que nos rodea. Considerando que la producción de residuos es consecuencia directa de la actividad humana, para evitar riesgos sobre el medio ambiente, estos materiales se deben tratar de forma adecuada para su aprovechamiento o bien su eliminación ha de realizarse de modo controlado.

Hay que señalar que, en la Región de Murcia, la depuración de aguas residuales es cada vez mayor debido, entre otros aspectos, a la escasez de agua que padece. Dicha depuración, origina una gran cantidad de lodos residuales, que poseen alta carga orgánica. Ante este hecho de importante relevancia existe un creciente interés por el aprovechamiento de estos residuos con fines agrícolas y en la recuperación de suelos degradados. Con la utilización de los lodos de depuradora se obtiene un doble beneficio, debido a que se eliminan los posibles factores de contaminación que su acumulación podría ocasionar, a la vez que se aprovechan los compuestos orgánicos y los nutrientes que poseen, lo que se traduce en una mejora de diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y un ahorro importante en el consumo de fertilizantes inorgánicos. Los lodos de depuradora poseen una composición muy adecuada para estas aplicaciones, aunque también presentan problemas que pueden limitar su uso, de hecho el empleo de los lodos como enmiendas de suelos supone un vector de entrada de metales pesados en el sistema suelo-planta y como consecuencia de esto en la cadena trófica. Desde el punto de vista medioambiental, el aprovechamiento agrícola de los lodos es una de las alternativas que mayores ventajas presentan, para lo cual es fundamental la caracterización de estos materiales y el seguimiento de los suelos receptores una vez enmendados.

OBJETIVOS

A la vista de lo expuesto el **objetivo general** que se plantea es *"realizar un estudio exhaustivo sobre las características fundamentales de los lodos EDAR generados en la Región de Murcia, que han sufrido un proceso de estabilización diferente en función de su tratamiento (aerobio o anaerobio), analizados desde un punto de vista agronómico y ambiental, considerando para ello parámetros de índole física, química y bioquímica, con vistas a su posible aprovechamiento agrícola o incluso, para evitar procesos degradativos y de desertificación en suelos de zonas áridas y semiáridas desde una perspectiva exclusivamente ambiental. Así mismo, se realizan ensayos de ecotoxicidad y fitotoxicidad de estos lodos de manera que ayude a comprender mejor el comportamiento que podrían experimentar una vez adicionados al suelo"*.

Los objetivos específicos de esta Tesis necesarios para contribuir a alcanzar el objetivo general descrito anteriormente son los siguientes:

- *Conocimiento exhaustivo de las características físicas y químicas, así como de los contenidos de su materia orgánica, de los lodos de depuradora que se producen en 30 EDAR de la Región de Murcia, a fin de conocer sus opciones como enmiendas orgánicas de suelos.*
- *Estudio de los contaminantes inorgánicos (metales pesados), así como diversos compuestos orgánicos considerados tóxicos (bifenilos, LAS, PAH,s, nonifenoles), para poder dilucidar si serían aptos para ser reciclados en los suelos, como enmienda orgánica para los mismos.*
- *Estudio de procesos degradativos en la materia orgánica de los lodos EDAR mediante parámetros indicativos de la actividad y la biomasa microbiana de los mismos, tanto de índole "general", tales como la respiración de suelo, el contenido de adenosín trifosfato (ATP) y de carbono de la biomasa microbiana, como de índole "específico" entre los que citaremos a diversas actividades enzimáticas (oxidoreductasas e hidrolasas).*
- *Determinación de parámetros referidos a su problemática microbiológica ligada a microorganismos patógenos contenidos en los lodos estudiados. Esta fase del estudio se considera de interés debido a la importancia que el grado de higienización de los lodos puede tener en un futuro.*
- *Estudio de la ecotoxicidad de los residuos, empleando un bioensayo de luminiscencia con la bacteria *Photobacterium phosphoreum*. Asimismo, evaluación de la fitotoxicidad de los lodos mediante ensayos de germinación de dos especies vegetales de diferente grado de sensibilidad a los efectos de la contaminación: cebada (*Hordeum vulgare* L.) y berro (*Lepidium sativum* L.).*

De manera complementaria y al igual que ocurre con el Programa de Caracterización de Lodos de Depuradoras Generados en España publicado por el Ministerio de Medio Ambiente en 2009 y el Plan Nacional de Lodos de Depuradora integrado dentro del Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015, con esta memoria se pretenden alcanzar los siguientes objetivos:

- Mejorar el conocimiento sobre la composición de los lodos de las depuradoras de aguas residuales en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y por ende, del Estado Español (metales pesados, parámetros agronómicos, patógenos y contaminantes orgánicos).
- Utilizar los conocimientos derivados de esta Tesis para la revisión del Plan Nacional de Lodos de Depuradora integrado dentro del Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015.

- Evaluar la situación actual en referencia a la producción y gestión de lodos en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia con especial atención a las características de los mismos cara a la futura revisión de la Directiva de Lodos.

CAPÍTULO III.

DISEÑO EXPERIMENTAL Y MATERIAL EMPLEADO

El Anexo V del Plan Nacional Integrado de Residuos PNIR 2007-2015 publicado por el anterior Ministerio de Medio Ambiente en diciembre de 2006 se trata del II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2007-2015 el cual expone que respecto a la evolución de la valorización agrícola de los lodos en el periodo 2001-2005 destacar que en el año 2005 el 65% de los lodos de depuradora se destinaron a uso agrícola, una parte de ellos compostados.

Del mismo modo, el mencionado Plan Nacional de lodos de Depuradora afirma que el contenido en algunos metales (Ni, Pb, Zn y Cr) de dichos lodos de depuradora aplicados al suelo ha disminuido y las cantidades destinadas a valorización agrícola en los últimos años pasaron, de 606.119 toneladas (referidas al año 2001) a 725.433 toneladas (referidas al año 2005), lo que significa, en términos porcentuales un notable incremento, y de ahí que el porcentaje de lodos de depuradora aplicados a la agricultura en el año 2005 representa el mencionado 65% del total generado; no obstante el reconocimiento de que ha habido en el tiempo una mejora en lo que respecta a la calidad de lodos que se generan (motivado posiblemente, de una parte, por la calidad del influente, así como por los sistemas de depuración empleados), y que como se verá con posterioridad a través de este estudio, aún han mejorado más en calidad en los últimos 5 años, se hace necesario mejorar el control de las aplicaciones agrícolas de lodos de depuradora.

Por todo lo anterior, en 2005 se inició un programa de caracterización de lodos de depuradoras. El cual fue diseñado y elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente en colaboración con las Comunidades Autónomas y la Asociación Española de Saneamiento. Su coordinación la llevó a cabo el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) y los trabajos de laboratorio se realizaron en sus propias instalaciones en colaboración con el Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) y el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). En este estudio elaborado por el Ministerio se han incluido 66 depuradoras, representativas de las diversas condiciones y tipos existentes. Los parámetros analizados son los agronómicos, metales pesados, compuestos orgánicos y microbiológicos. También se está recogiendo información sobre los tratamientos de las aguas y de los lodos en las propias depuradoras.

Los primeros resultados que se obtuvieron indicaban que los contenidos de los metales pesados de los lodos de depuración analizados eran relativamente bajos, en general cumplían los límites para usos agrícolas que figuraron en los borradores de posible revisión de la Directiva 86/278/CEE. Con este estudio se pretendía definir, de manera esencial los tipos de depuradoras (en función de sus características técnicas y ecológicas), la eficacia de los tratamientos, facilitando la identificación de los que proporcionan mejor calidad (bajo contenido en metales, buen contenido en nutrientes, bajo nivel de contaminantes orgánicos), los contaminantes más frecuentes y su concentración.

Este mismo estudio pretendía poner de manifiesto que sólo cabe contemplar el uso agrícola de los lodos de depuradora de mejor calidad, y el resto, si no hay posibilidades de rebajar su nivel de contaminantes, iría destinado a otras formas de valorización (valorización energética, incineración u otras), de forma que se minimice el vertido final, además se daba cumplimiento al objetivo ecológico del I Plan Nacional de Lodos de Depuradora, artículo 2.2b.

Queremos hacer notar que en todos los estudios realizados a nivel nacional, la proporción de depuradoras de tratamiento de aguas residuales para la Comunidad Autónoma de Murcia ha sido muy bajo (en los últimos estudios sólo se ha considerado la depuradora de Murcia Este, que si bien es grande, representa una parte muy pequeña de los lodos generados en la región).

Todo lo expuesto anteriormente pone de manifiesto la necesidad de realizar estudios mas profundos a la hora de aportar cuanto más conocimientos mejor que hagan a las administraciones correspondientes, ejercer una toma de decisiones para el uso agrícola de lodos de depuradora, con las mejores opciones de orientar dicho uso desde una perspectiva positiva. Su reciclado en los suelos debe evitar cualquier riesgo que pueda ser establecido sobre un recurso natural como el suelo, o sobre el agua que se pueda ver implicada en este tipo de aportes, o para la atmósfera que así mismo, puede estar implicada por la volatilización de compuestos orgánicos derivada de la mencionada aplicación.

A la hora de la presentación de los resultados de la presente Tesis doctoral, se ha considerado por coherencia con la publicación mencionada anteriormente a nivel nacional, la presentación de alguno de los datos de manera similar a ésta. Estudios como el aquí propuesto, sobre la casi totalidad de lodos que se están produciendo en las estaciones de depuración de aguas de la Región de Murcia, región fundamentalmente agrícola, se considera útil en los momentos actuales.

PROCEDENCIA Y ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.

Con esta memoria se propone caracterizar de forma exhaustiva una amplia variedad de lodos producidos en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), de manera que puedan ser representativos de los que actualmente se producen en la Región de Murcia. Se pretende, con la caracterización planteada y llevada a cabo, que nos sea útil para conocer las características de estos materiales orgánicos. No obstante somos conscientes de la importante influencia que va a tener la calidad del agua que esté tratando la EDAR en las características de los lodos generados. También se han considerado para la elaboración del presente trabajo lodos procedentes de estaciones depuradoras de diferente tamaño, ya que es un aspecto clave dentro de nuestra diferenciación de calidad entre los lodos producidos.

Hay que tener presente que a un suelo degradado se debe aportar indudablemente materia orgánica, ya que de no ser así se espera que sufrirá una disminución de su fertilidad y productividad, y sin duda una creciente degradación; pero también es cierto que dicha materia orgánica debe reportar beneficios al suelo donde se adicione, y no problemas.

Para llevar a cabo este estudio, se han seleccionado un total de 30 EDAR dentro de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, las cuales producen prácticamente el 90% del total de lodos que se producen en la Comunidad Autónoma. Los criterios de selección de las EDAR han atendido fundamentalmente a razones de ubicación (ver mapa en Figura 3.1); también se ha considerado su sistema de tratamiento y se ha tenido también en cuenta el influente que recogen. Interesa señalar que la elección de depuradoras y de los lodos a muestrear se ha realizado acorde con el criterio de ESAMUR (Ente de Saneamiento de la Región de Murcia), a fin de que el estudio cuente con los condicionantes

necesarios para los objetivos pretendidos. Como resultado de la aplicación de dichos criterios para seleccionar las EDAR del presente trabajo se han agrupado en 5 zonas diferentes señaladas a continuación:

- Zona 1: 9 depuradoras situadas en el entorno del municipio de Murcia
- Zona 2: 7 depuradoras en el entorno del municipio de Cartagena y el Mar Menor.
- Zona 3: 5 depuradoras situadas desde Archena hasta Yecla;
- Zona 4: 5 depuradoras situadas en la zona de Lorca-Águilas;
- Zona 5: 4 depuradoras en la comarca del Noroeste. (Bullas, Caravaca, Calasparra, Cehegín y Moratalla)

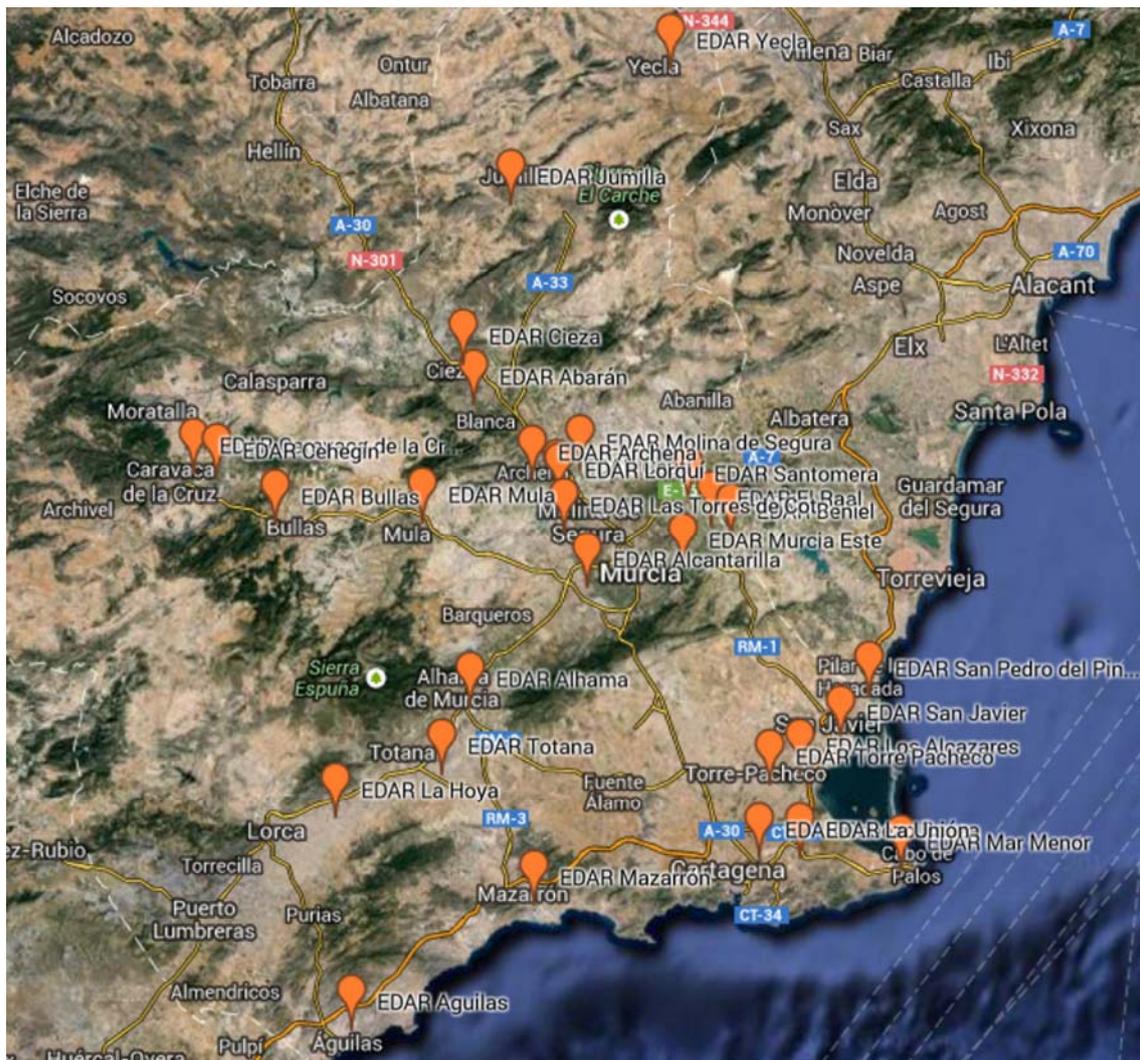


Figura 3.1. Mapa de localización de las EDAR de la Región de Murcia seleccionadas en este estudio.

Como puede observarse en la Tabla 3.1., las operaciones de estabilización de los lodos más empleadas en la mayoría de estaciones de depuración de aguas residuales es el tratamiento aerobio (aireación prolongada), encontrándose en 21 frente a las 30 estudiadas, seguida de la digestión anaerobia. No obstante, como podemos observar en los datos de toneladas de lodos producidos, con el tratamiento de digestión anaerobia se obtienen casi el 50% del total de la cantidad de lodos. Cabe destacar que la

aireación prolongada se trata de un sistema que económicamente es muy viable para estaciones depuradoras de pequeño tamaño, si bien dista bastante de ser uno de los mejores tratamientos que pueda acondicionar lodos desde un punto de vista higiénico.

Tampoco la digestión anaerobia ofrece una completa seguridad en lo referido a higienización de lodos, pero de manera indiscutible, acondiciona (desde un punto de vista de la estabilidad) en mayor grado los lodos que la aireación prolongada. Además la digestión anaerobia puede incidir en los contenidos de materia orgánica y de nutrientes como el N en los lodos obtenidos.

Se puede observar en la Tabla 3.1 que todas las EDAR recogen aguas de tipo urbano y, de manera genérica, tienen una mezcla con aguas procedentes del tejido industrial próximo asociado a la urbe. Este incremento debido a la carga por la actividad industrial asociada va desde una carga baja en un tercio de las depuradoras estudiadas, hasta una carga elevada en algo más del 25% de las mismas. El resto cuenta con una carga industrial media.

Todo esto hace suponer que los lodos generados por las diferentes EDAR contarán con contenidos fundamentalmente en metales pesados con diversa proporción ya que este tipo de contaminantes es inherente a las aguas industriales.

DESCRIPCIÓN DE LAS ESTACIONES DEPURADORAS.

En el anexo I se puede encontrar la descripción, en forma esquemática, sobre las líneas de agua, de fangos y de gas, en su caso, correspondiente a las estaciones de depuración de aguas residuales de donde proceden los lodos objeto de estudio, referidas a los años durante los cuales se desarrolló el objeto de la presente Tesis Doctoral.

Las fichas empleadas en el anexo I se han extraído del estudio denominado "AGLOMERACIONES URBANAS DE MÁS DE 2.000 H-E A 31 DE DICIEMBRE DE 2008" de noviembre de 2009 realizado por el Servicio de Estudios y Planificación Hidrológica de la Dirección General del Agua perteneciente a la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia.

MUESTREO Y PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS

Los muestreos de lodos EDAR se han realizado en tres periodos diferentes de tiempo:

- noviembre de 2009
- febrero de 2010
- mayo de 2010

Tabla 3.1. Estaciones de depuración consideradas.

ZONA	EDAR	Aguas (*)	Sistema tratamiento lodos	Tn Lodos (2009)	Destino lodos
I	Alcantarilla	U+A	Digestión anaerobia	3.843	Compostaje
I	Beniel	U+M	Aireación prolongada	841	Compostaje
I	Ceutí	U+M	Aireación prolongada	1.453	Compostaje
I	El Raal	U+B	Aireación prolongada	1.083	Agricultura
I	Las Torres C.	U+M	Aireación prolongada	4.126	Agricultura
I	Lorquí	U+A	Aireación prolongada	4.384	Compostaje
I	Molina	U+A	Digestión anaerobia	7.118	Compostaje
I	Murcia este	U+B	Digestión anaerobia	30.594	Comp. + Agr.
I	Santomera	U+M	Aireación prolongada	1.279	Compostaje
II	Cabezo Beaza	U+M	Digestión anaerobia	11.005	Compostaje
II	La Unión	U+B	Aireación prolongada	1.716	Agricultura
II	Los Alcázares	n.d.(**)	Aireación prolongada	n.d.	Compostaje
II	Mar Menor	U+B	Aireación prolongada	1.393	Compostaje
II	San Javier	U+B	Aireación prolongada	1.455	Agricultura
II	San Pedro	U+B	Aireación prolongada	1.823	Agricultura
II	T. Pacheco	U+M	Aireación prolongada	1.992	Compostaje
III	Abarán	U+B	Aireación prolongada	1.634	Compostaje
III	Archena	U+M	Aireación prolongada	2.207	Compostaje
III	Cieza	U+M	Aireación prolongada	4.240	Compostaje
III	Jumilla	U+A	Aireación prolongada	7.392	Compostaje
III	Yecla	U+M	Aireación prolongada	2.975	Agricultura
IV	Águilas	U+B	Aireación prolongada	2.699	Compostaje
IV	Alhama	U+M	Aireación prolongada	2.333	Compostaje
IV	La Hoya	U+A	Digestión anaerobia	4.023	Compostaje
IV	Mazarrón	U+B	Aireación prolongada	3.313	Compostaje
IV	Totana	U+M	Aireación prolongada	3.652	Agricultura
V	Bullas	U+A	Aireación prolongada	664	Agricultura
V	Caravaca	U+A	Aireación prolongada	4.812	Compostaje
V	Cehegín	U+B	Aireación prolongada	2.048	Compostaje
V	Mula	U+A	Aireación prolongada	4.327	Agricultura

(*) **U+A**: Urbana + carga industrial alta; **U+M**: Urbana + carga industrial media; **U+B**: Urbana + carga industrial baja.

(**) No definido.

Realizando un estudio en diferentes épocas del año nos permite conocer si para alguno o algunos de los parámetros que han sido determinados, existe una variabilidad estacional. A priori, se puede pensar que la gran mayoría de dichos parámetros no se verán alterados por la mencionada variabilidad estacional, pero su comprobación la consideramos imprescindible. Todos los muestreos de lodos se han realizado de manera que fuese representativo el lodo contenido en el recipiente con respecto al total de lodo que se genera en la mencionada estación.

El protocolo de trabajo consistió en la recogida, en cada una de las estaciones depuradoras objeto de estudio, y posterior llenado de un recipiente de tamaño suficiente para albergar alrededor de unos 20 kg de lodo, se procedió a homogeneizar la cantidad recogida y posterior llenado de un recipiente de 2 litros de capacidad, de cristal opaco. De este recipiente, es del que se han realizado todas las analíticas. Además, sendos recipientes de vidrio con 2 litros del lodo, que se muestreó en febrero y en mayo de 2010, se conservaron para la realización de análisis de compuestos orgánicos. Además, las muestras recogidas se secaron en estufa a 105°C para determinar la humedad y posteriormente se molieron para realizar los diferentes análisis. Por tanto todos los valores mostrados en esta Memoria están referidos a peso seco de muestra.

ANALITICA DE LAS MUESTRAS

Las técnicas analíticas empleadas para la determinación de los parámetros anteriores están reflejadas en el Anexo II de la presente memoria. El conjunto de parámetros, analizados para la caracterización de lodos con el fin de conseguir el objetivo propuesto, se puede agrupar en los bloques que se muestran en la Tabla 3.2.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico se realizó utilizando el software SPSS 15.0 (Statistical Package for the Social Sciences). Se realizó un resumen estadístico donde se tabularon los valores de la media y la desviación estándar de cada una de las variables medidas en todas los lodos EDAR seleccionados. Así mismo se mostraron en histogramas la frecuencia de los datos por rangos de valores.

El análisis de varianza se utiliza para contrastar la hipótesis de que varias medias son iguales. El procedimiento ANOVA de un factor genera un análisis de varianza para una variable independiente. En nuestro caso se realizaron dos ANOVA de un factor, uno respecto al tiempo y otro respecto a la zona geográfica de la EDAR. Además de determinar que existen diferencias entre las medias, es posible que se desee saber qué medias difieren. Para ello se realizan los contrastes post hoc que se denominan también test de comparaciones múltiples. En este estudio se eligió el test de Tuckey que determina las diferencias honestamente significativas (en inglés HSD) entre las medias que se están analizando y a un nivel de significación de $p < 0.05$.

Tabla 3.2. Conjunto de parámetros medidos en lodos EDAR

TIPO DE PARÁMETRO	PARÁMETRO
Parámetros físicos	<ul style="list-style-type: none"> • Humedad
Parámetros físico-químicos	<ul style="list-style-type: none"> • pH • Conductividad Eléctrica
Parámetros agronómicos, macro y micronutrientes	<ul style="list-style-type: none"> • Materia Orgánica • Carbono Orgánico Total (COT) • Nitrógeno total (N) • Fósforo total (P) • Potasio total (K) • Hierro total (Fe) • Magnesio total (Mg) • Manganeso total (Mn) • Calcio total (Ca) • Sodio total (Na) • Aluminio total (Al) • Azufre (S) • Boro total (B). • Aniones: Nitratos, Cloruros, Sulfatos y Fosfatos
Microcontaminantes orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> • Sulfonato de Alquilbenceno Lineal (LA's) • Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAH's) • Nonilfenol y Nonilfenoletoxilados (NPE's) • Di (2 - Ethilhexil) – Ftalato (DEHP's) • Compuestos Orgánicos Halogenados (AOX's) • Bifenilos policlorados (PCB's)
Metales pesados	<ul style="list-style-type: none"> • Zinc (Zn) • Cadmio (Cd) • Níquel (Ni) • Cromo (Cr) • Plomo (Pb) • Cobre (Cu) • Mercurio (Hg) • Metales solubles en agua.
Parámetros microbiológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Respiración microbiana • Carbono de biomasa microbiana • Contenido en <i>adenosin 5'-trifosfato</i> (ATP)
Bacterias patógenas	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Escherichia coli</i> • <i>Salmonella sp.</i>
Parámetros bioquímicos	<ul style="list-style-type: none"> • Actividad Deshidrogenasa • Actividad Ureasa • Actividad Proteasa - BAA • Actividad Fosfatasa • Actividad β-glucosidasa
Ensayos de toxicidad	<ul style="list-style-type: none"> • Ecotoxicidad: bioluminiscencia • Fitotoxicidad: germinación

El análisis factorial es una técnica de reducción de datos que sirve para encontrar grupos homogéneos de variables a partir de un conjunto numerosos de variables. Esos grupos homogéneos se forman con las variables que correlacionan mucho entre sí y procurando, inicialmente, que unos grupos sean independientes de otros. El análisis factorial es, por tanto una técnica de reducción de la dimensionalidad de los datos. Su propósito último consiste en buscar el número mínimo de dimensiones o factores

capaces de explicar el máximo de información contenida en los datos. Por tanto este análisis nos va permitir agrupar los diferentes lodos estudiados en función de las puntuaciones obtenidas en los dos factores principales o componentes principales. Cada uno de estos dos factores es función de las variables que se han medido en cada uno de los lodos en nuestro caso: variables químicas, físico-químicas, agronómicas, macro y micronutrientes.

CAPÍTULO IV.

EVALUACIÓN DE RESULTADOS

PARÁMETROS FÍSICOS

El único parámetro físico determinado dentro de la caracterización de los lodos objeto de la presente memoria es la humedad. Es el que se ha considerado más significativo y útil para la posible finalidad de los lodos producidos, es decir, la utilización posterior como enmienda orgánica de los mismos mediante su reciclado en los suelos. La humedad es fundamental dentro de esa aplicación, tanto por su aporte de agua al suelo, como por la necesidad de tener dicho parámetro presente a la hora de la facilidad o no de su incorporación al suelo receptor. Otros parámetros físicos como la densidad aparente y real o la porosidad, se han considerado de menor interés que la humedad a la hora de establecer un estudio realista sobre estos materiales orgánicos. De igual forma, los efectos sobre la física de los suelos donde, en un momento dado, puedan ser aportados, dependerá fundamentalmente de la humedad con la que se incorporen, por lo que dicho parámetros es una de las claves en este sentido.

Humedad

Los lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales se caracterizan por su elevado contenido en humedad que desde un punto de vista de su valorización como enmienda del suelo, dicho elevado contenido en humedad supone un verdadero inconveniente por la elevación de los costes de transporte además de ser necesario el uso de maquinaria idónea para su aplicación. No obstante resulta más factible asumir estos inconvenientes ya que resultaría más ineficiente emplear energía para secar lodos, con el fin de eliminar el mencionado exceso de humedad. El tratamiento que siguen normalmente en las plantas de depuración, y que en el mejor de los casos, supone la utilización de filtros o sistemas de centrifugación, con los que generalmente se generan lodos con un contenido en humedad todavía muy elevado.

La humedad de los lodos estudiados, como podemos observar en la tabla 4.1, no se trata de un parámetro que se vea afectado por la variación estacional, ya que depende fundamentalmente del sistema que tenga la propia estación para generar el lodo final. Por tanto es necesario asumir que, si se quieren reciclar en los suelos estos materiales orgánicos, éstos contarán con un elevado contenido en humedad. Eso va a suponer la adición de agua a los suelos (de cada 100 kg de lodos incorporados, más del 80% normalmente va a ser agua). Como es natural, eso no puede ser considerado ningún problema en ambientes semiáridos, donde precisamente un recurso como el agua se considera escaso, y su adición a un suelo sólo debería de ser visto como un beneficio al mismo. Sin embargo, es importante tener en cuenta que el agua que acompaña a un lodo podría ser considerada en un momento dado, como un “primer extracto acuoso” de ese material orgánico, que puede incorporar aquellos compuestos más solubles de los que contienen los lodos; en algunos casos, dichos compuestos pueden suponer un problema ya que se incluiría en esa fracción todas las sales, que podrían aportar salinidad al suelo receptor, además de algún otro contaminante orgánico soluble, e incluso la parte más fácilmente asimilable de un metal pesado.

Tabla 4.1. Valores de humedad (%) de los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1er muestreo	2º muestreo	3er muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	81,59	83,89	80,97	82,15
I	BENIEL	75,97	76,56	79,14	77,23
I	CEUTI	81,58	84,39	86,86	84,28
I	EL RAAL	70,06	76,85	74,42	73,78
I	LAS TORRES C.	83,8	83,68	82,29	83,26
I	LORQUI	81,07	84,15	82,51	82,58
I	MOLINA	80,25	80,76	79,79	80,27
I	MURCIA ESTE	71,51	80,74	78,74	77
I	SANTOMERA	79,29	85,95	86,08	83,77
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>78,35 ± 1,60 aA</i>	<i>81,89 ± 1,13 aA</i>	<i>81,20 ± 1,28 aA</i>	<i>80,48 ± 1,22</i>
II	CABEZO BEAZA	77,28	80,39	78,54	78,74
II	LA UNION	82,56	86,68	86,36	85,2
II	LOS ALCAZARES	78,94	84,42	80,57	81,31
II	MAR MENOR	85,47	85,66	84,93	85,35
II	SAN JAVIER	75,93	77,89	77,55	77,12
II	SAN PEDRO	80,86	84,44	83,36	82,89
II	T. PACHECO	80,99	85,77	86,72	84,49
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>80,29 ± 1,22 abA</i>	<i>83,61 ± 1,22 aA</i>	<i>82,58 ± 1,41 aA</i>	<i>82,16 ± 1,23</i>
III	ABARAN	85,18	84,95	85,56	85,23
III	ARCHENA	85,47	85,42	85,4	85,43
III	CIEZA	83,01	85,26	86,48	84,91
III	JUMILLA	82,42	85,24	82,83	83,5
III	YECLA	81,5	84,45	78,54	81,5
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>83,52 ± 0,78 abA</i>	<i>85,06 ± 0,17 aA</i>	<i>83,76 ± 1,44 aA</i>	<i>84,11 ± 0,74</i>
IV	AGUILAS	82,71	82,52	87,91	84,38
IV	ALHAMA	86,14	87,35	84,17	85,89
IV	LA HOYA	76,46	77,9	78,26	77,54
IV	MAZARRON	80,62	79,8	84,82	81,75
IV	TOTANA	81,28	83,35	82,44	82,36
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>81,44 ± 1,57 abA</i>	<i>82,18 ± 1,62 aA</i>	<i>83,52 ± 1,58 aA</i>	<i>82,38 ± 1,42</i>
V	BULLAS	87,96	96,89	88,55	91,13
V	CARAVACA	84,43	83,9	82,95	83,76
V	CEHEGIN	81,82	82,15	82,78	82,25
V	MULA	86,19	85,78	82,13	84,7
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>85,10 ± 1,31 bA</i>	<i>87,18 ± 3,32 aA</i>	<i>84,10 ± 1,49 aA</i>	<i>85,46 ± 1,96</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>81,08 ± 0,75</i>	<i>83,57 ± 0,71</i>	<i>82,72 ± 0,64</i>	<i>82,46 ± 0,64</i>

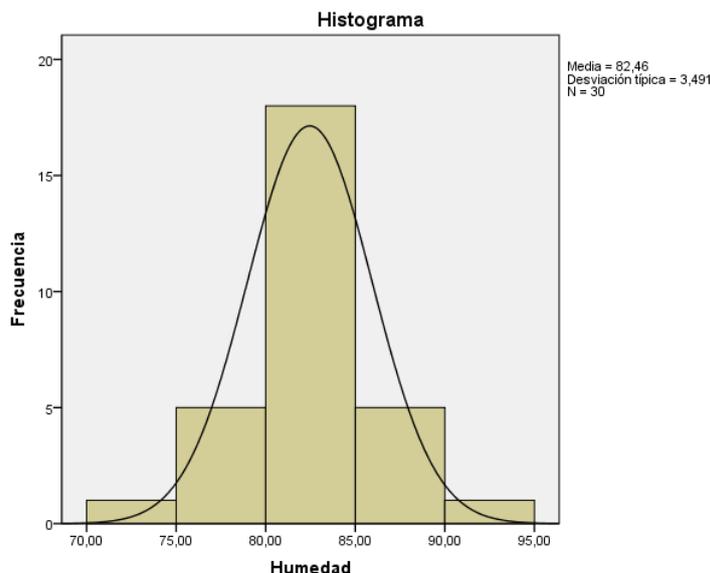


Figura 4.1. Histograma y distribución normal de los valores de humedad (%) en los lodos estudiados.

Como se destacó anteriormente, los lodos empleados para llevar a cabo este estudio fueron muestreados en fresco, por tanto las humedades determinadas en los mismos fueron las que corresponde a esos lodos, tal cual los encontraríamos si quisiésemos manejarlos. Hay que destacar que se han encontrado valores de humedad bastante semejantes independientemente del proceso que los generaba, encontrándose un 60% de los lodos estudiados con una humedad en torno al 80-85 % (Figura 4.1). La media de humedad de todos los lodos estudiados se encuentra en un valor de 82,46%. El valor determinado es la humedad con la que los lodos suelen salir de las plantas de tratamiento donde se generan, y la que hay que asumir con mayor normalidad para estos materiales orgánicos. La depuradora de Bullas es la única que presenta lodos con una humedad superior al 91%, tratándose éstos de residuos demasiado líquidos para el propósito de reciclarlos en el suelo. Así mismo, se detectó 73,78%, como valor mínimo de humedad el que se determinó en el lodo de El Raal.

Como se ha indicado anteriormente, la concentración en materia seca de un lodo, que llamamos deshidratado, suele estar en el entorno del 20 % (algo mayor si se emplean filtros prensa en la fase final del proceso), es decir que el mayor constituyente de este lodo es el agua. Hay una opción que hoy en día se contempla por parte de algunas depuradoras, y es la obtención de pellets con los lodos, secándolos, y a este respecto, consideramos que la información aportada ahora es importante.

El elevado grado de humedad de un lodo se divide en dos clases o categorías: humedad libre y humedad ligada. La humedad libre representa el agua que no está asociada con los sólidos que forman los lodos y se elimina fácilmente. La humedad libre, constituye la mayor parte del contenido en agua del lodo y puede considerarse que termodinámicamente se comporta como agua pura, esta agua se puede eliminar por espesamiento o acondicionamiento (Sánchez *et al.*, 2000). La humedad ligada representa una pequeña proporción del agua total del lodo, no obstante su masa es mayor que la parte sólida del lodo, y termodinámicamente no se comporta como agua pura.

PARÁMETROS FÍSICO - QUÍMICOS

Los parámetros a destacar dentro de este epígrafe son el pH y la conductividad eléctrica (CE). Las propiedades físico-químicas del suelo, en particular, su pH y la conductividad eléctrica, tienen una influencia notable sobre aspectos tan fundamentales como la cantidad y actividad del conjunto de poblaciones microbianas que se encuentran en dicho suelo, así como sobre las concentraciones de sustratos capaces de activar síntesis enzimáticas, e incluso, sobre el flujo de los nutrientes inorgánicos en ese suelo, y en consecuencia, sobre sus propiedades microbiológicas y bioquímicas (García *et al.*, 1996). De igual modo, y como se discutirá posteriormente, el pH tiene asimismo incidencia sobre la adsorción de posibles contaminantes y nutrientes del suelo por las plantas.

pH

El pH es un indicador importante a la hora de caracterizar los lodos de depuradora, servirá para poder determinar, aquellos que pueden ser empleados como enmiendas orgánicas para los suelos puesto que su influencia en dicho suelo cuando se adicionen al mismo será grande, tanto por producir en algunos casos efectos beneficiosos como en otros perjudiciales.

Resulta interesante comprobar si el proceso de depuración de aguas residuales incide de alguna manera sobre los mencionados parámetros. El valor del pH de un suelo es importante, puesto que este parámetro influye en muchos de los procesos que en él tienen lugar, afectando en ocasiones a la disponibilidad de los elementos necesarios para la nutrición de las plantas, así como a la capacidad de intercambio catiónico del suelo, y a su actividad microbiana.

Se considera, además, un factor decisivo en la disponibilidad de los metales pesados para las plantas, una disminución en el pH de un suelo incide en una mayor disponibilidad y absorción de elementos por las plantas, y ello puede ser peligroso si se trata, por ejemplo, de elementos como los metales pesados. Hay datos que señalan que una disminución de una unidad de pH en los suelos, como la derivada por la adición a dicho suelo de una enmienda orgánica con un pH ácido, moviliza hacia la planta 14 veces más algunos de los metales pesados que se pueden considerar como "peligrosos". Esto vuelve a ratificar la importancia de este parámetro.

Los resultados obtenidos de la medida de pH junto con el análisis estadístico realizado con respecto a las medias de cada una de las zonas y la de cada muestreo se muestran en la Tabla 4.2 y la frecuencia y distribución de los datos en la figura 4.2.

En general en los lodos producidos en las zonas II, III y V se observa valores medios de pH (neutro-alcalino) significativamente mayores en el segundo y tercer muestreo que en el primer muestreo (pH ácido). Se observan también diferencias significativas entre los valores medios de pH de los lodos de la zona I y los de la zona 5, siendo los de esta última zona ligeramente ácidos mientras que los de la zona I neutro-alcalinos.

Como se puso de manifiesto en el epígrafe de analíticas de las muestras los valores de pH se han obtenido a través de la medición en el extracto acuoso (relación 1:5, lodo: agua) de los diferentes lodos estudiados. Dichos valores de pH para la mayoría (73%) de los lodos estudiados variaban entre 6,4 y 7, es decir, un total de 22 depuradoras presentan estos valores de pH ácido-neutro.

Hay otras 2 depuradoras que producen lodos con valores de pH entre 7,4 y 7,6, y otras 2 depuradoras, en concreto Murcia Este y Molina de Segura con valores de pH de sus lodos cercano a 8 (básico).

En el entorno del pH neutro-básico, como le sucede a la gran mayoría de los suelos de la Región de Murcia (Romero, 2002), consideramos que estos lodos pueden ser reciclados sin el menor problema. Aunque varios autores han mencionado la influencia del pH sobre la actividad biótica del suelo (Beyer *et al.*, 1992; Beyer *et al.*, 2001), no se han encontrado variaciones en este parámetro suficientemente grandes como para establecer diferencias que pudiesen afectar a dicha actividad biótica; el rango detectado en los lodos analizados hace pensar que cuando se reciclen en los suelos como los de esta Región, los cuales tienen normalmente valores entre 7-8, no van a alterar dicho valor, por lo que la actividad microbiológica del suelo no sufrirá incidencia alguna.

Conductividad eléctrica

Uno de los parámetros más interesantes a tener en cuenta cuando se estudia la calidad de un lodo es la conductividad eléctrica (CE), la cual es sinónimo de la salinidad existente en dicho lodo; su valor representa una estimación de los contenidos en iones de las muestras. La conductividad depende de la movilidad de los iones disueltos y de la temperatura a la que se realiza la medida. Debido a la problemática de salinidad que tienen muchos de los suelos de la Región de Murcia, los cuales pueden ser potenciales receptores de lodos de depuradora, este parámetro tiene una importancia fundamental.

Hemos de señalar que si bien, tanto para lodos EDAR como para otras enmiendas que se utilizan actualmente en agricultura, su salinidad debe de conocerse y asumirse, con el propósito de aplicar dosis adecuadas que nunca supongan una salinización de los suelos receptores. No es un parámetro que lo hayan tenido presente las diversas legislaciones; sin embargo, pensamos que es hora de comenzar a cambiar este criterio, y a valorar en su justa medida la importancia de la determinación de la salinidad en nuestras enmiendas orgánicas. Los resultados de CE de los lodos considerados se muestran en la Tabla 4.3 y la Figura 4.3

Los valores medios de conductividad eléctrica de los diferentes lodos según la zona de las estaciones depuradoras y la fecha del muestreo no son significativamente diferentes, a excepción de los valores medios de zona 4 obtenidos durante el segundo y tercer muestreo que disminuyen significativamente respecto al primer muestreo y a los lodos obtenidos en el resto de zonas estudiadas. Procede indicar que esta variación puede ser debida a la variación de las características del agua residual tratada en esa época.

Tabla 4.2. Valores de pH de los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	7,1	7,69	7,61	7,47
I	BENIEL	7,45	7,5	7,33	7,43
I	CEUTI	5,83	7,12	7,07	6,67
I	EL RAAL	7,33	7,36	6,93	7,12
I	LAS TORRES C.	6,64	7,03	7,17	6,95
I	LORQUI	6,56	7,17	6,63	6,79
I	MOLINA	7,64	8,55	8,18	8,12
I	MURCIA ESTE	7,66	7,76	8,05	7,91
I	SANTOMERA	6,73	6,98	7,01	6,91
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,99 ± 0.21 bA</i>	<i>7,46 ± 0.16 bA</i>	<i>7,33 ± 0.18 aA</i>	<i>7,26 ± 0.17</i>
II	CABEZO BEAZA	6,85	7,08	7,3	7,08
II	LA UNION	5,9	6,86	6,83	6,53
II	LOS ALCAZARES	6,53	7,02	7	6,85
II	MAR MENOR	6,51	6,99	7,03	6,84
II	SAN JAVIER	6,53	7,08	7,03	6,88
II	SAN PEDRO	6,73	7,34	7,19	7,09
II	T. PACHECO	6,68	7,16	7,02	6,95
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,53 ± 0.12 abA</i>	<i>7,08 ± 0.06 abA</i>	<i>7,06 ± 0.06 abB</i>	<i>6,89 ± 0.07</i>
III	ABARAN	6,58	6,91	7,09	6,86
III	ARCHENA	6,32	7,15	6,62	6,7
III	CIEZA	6,62	7,33	7,32	7,09
III	JUMILLA	6,07	7,23	6,86	6,72
III	YECLA	5,95	6,4	7,09	6,48
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,31 ± 0.13 abA</i>	<i>7,00 ± 0.17 abB</i>	<i>7,00 ± 0.12 aB</i>	<i>6,77 ± 0.10</i>
IV	AGUILAS	6,79	6,83	6,81	6,81
IV	ALHAMA	5,76	6,9	6,98	6,55
IV	LA HOYA	7,27	6,43	6,6	6,77
IV	MAZARRON	6,69	6,81	6,87	6,79
IV	TOTANA	6,64	6,85	7	6,83
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,63 ± 0.24 abA</i>	<i>6,76 ± 0.08 aA</i>	<i>6,85 ± 0.07 aA</i>	<i>6,75 ± 0.05</i>
V	BULLAS	6,01	6,8	6,97	6,59
V	CARAVACA	6,37	7,42	7,03	6,94
V	CEHEGIN	5,96	6,18	7,28	6,47
V	MULA	6,11	7,34	6,67	6,71
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,11 ± 0.09 aA</i>	<i>6,94 ± 0.29 abB</i>	<i>6,99 ± 0.13 aB</i>	<i>6,67 ± 0.12</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,59 ± 0.10</i>	<i>7,11 ± 0.08</i>	<i>7,09 ± 0.07</i>	<i>6,94 ± 0.07</i>

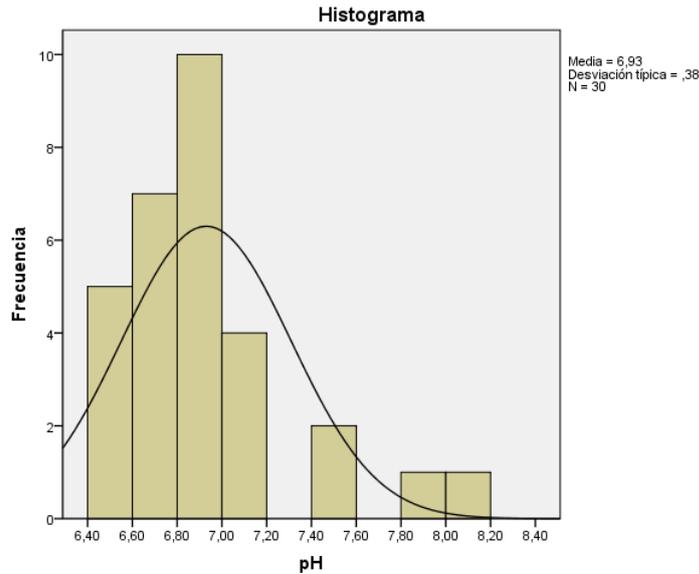


Figura 4.2. Histograma y distribución normal de los valores de pH en los lodos estudiados.

Podemos observar en la Figura 4.3 que los valores de conductividad eléctrica están en la mayoría (86,6%) de los lodos por debajo de 6 mS cm^{-1} , siendo los lodos procedentes de la EDAR del Mar Menor, la única que presenta un elevado valor de CE cercano a 11 mS cm^{-1} , quizás por tratar aguas que debido a su ubicación, cercanas a la laguna de agua salada, tienen precisamente un valor elevado en éste parámetro.

Del mismo modo se puede observar que hay gran disparidad de valores de conductividad entre los lodos caracterizados, lo cual parece lógico en función del tipo de aguas que tratan. Consideramos que se debe asumir que la variabilidad de este parámetro se debe a la calidad de las aguas de entrada a la depuradora, mucho más que al tratamiento de depuración de las mismas.

Las variaciones estacionales que se han observado también están dentro de lo que se podía esperar, ya que puede depender de aspectos puntuales debido a vertidos precisamente estacionales. De esta manera se puede citar como ejemplo, aquellas depuradoras que recogen aguas procedentes de empresas agroalimentarias, y que en función de determinadas campañas pueden alterar el valor de la CE de sus lodos.

Como vemos en los datos que hemos presentado en la Figura 4.3, existen valores más elevados de conductividad eléctrica por encima de la media detectada, que es de $4,83 \text{ mS cm}^{-1}$ en algunos lodos generados en estaciones depuradoras cuyo sistema de depuración no tiene porqué ser obsoleto, por lo que el nivel de salinidad de sus lodos sólo es achacable a las aguas residuales que reciben y no al proceso de depuración seguido. La razón de esos datos de CE posiblemente se deba a que dichas estaciones depuradoras recogen y tratan aguas industriales y urbanas con elevada conductividad.

Tabla 4.3. Valores de conductividad eléctrica (mS cm^{-1}) de los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	5,08	5,32	6,48	5,63
I	BENIEL	5,08	5,32	6,48	5,63
I	CEUTI	2,43	5,04	3,62	3,7
I	EL RAAL	4,16	5,02	5,28	4,82
I	LAS TORRES C.	4,66	5,29	4,96	4,97
I	LORQUI	4,16	5,02	5,28	4,82
I	MOLINA	3,16	5,91	4,25	4,44
I	MURCIA ESTE	5,76	4,63	5,1	5,16
I	SANTOMERA	4,66	5,29	4,96	4,97
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,35 ± 0.36 aA</i>	<i>5,20 ± 0.12 bA</i>	<i>5,16 ± 0.33 bA</i>	<i>4,90 ± 0.21</i>
II	CABEZO BEAZA	8,56	5,86	7,77	7,4
II	LA UNION	4,37	4,35	5,09	4,6
II	LOS ALCAZARES	4,47	5,7	5,56	5,24
II	MAR MENOR	11,98	10,33	11,1	11,14
II	SAN JAVIER	4,72	4,68	4,89	4,76
II	SAN PEDRO	4,63	6,48	7,06	6,06
II	T. PACHECO	3,1	4,43	4,21	3,91
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>5,98 ± 1.19 aA</i>	<i>5,98 ± 0.79 bA</i>	<i>6,53 ± 0.90 bA</i>	<i>6,16 ± 0.93</i>
III	ABARAN	4,07	6,54	6,22	5,61
III	ARCHENA	5,52	5,54	5,5	5,52
III	CIEZA	4,04	4,41	4,64	4,36
III	JUMILLA	3,61	4,76	4,49	4,29
III	YECLA	5,56	6,65	5,45	5,89
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,56 ± 0.41 aA</i>	<i>5,58 ± 0.45 bA</i>	<i>5,26 ± 0.32 bA</i>	<i>5,13 ± 0.34</i>
IV	AGUILAS	2,46	0,93	1,35	1,58
IV	ALHAMA	4,86	1,91	1,79	2,85
IV	LA HOYA	3,11	1,82	2,11	2,35
IV	MAZARRON	6,32	2,02	1,04	3,13
IV	TOTANA	2,78	1,21	0,91	1,63
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,91 ± 0.73 aB</i>	<i>1,58 ± 0.21 aA</i>	<i>1,44 ± 0.23 aA</i>	<i>2,31 ± 0.31</i>
V	BULLAS	5,21	7	5,07	5,76
V	CARAVACA	4,22	8,51	5,54	6,09
V	CEHEGIN	4,02	3,78	4,16	3,99
V	MULA	4,25	4,28	6,83	5,12
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,43 ± 0.27 aA</i>	<i>5,89 ± 1.12 bA</i>	<i>5,40 ± 0.56 bA</i>	<i>5,28 ± 0.56</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,70 ± 0.34</i>	<i>4,93 ± 0.37</i>	<i>4,91 ± 0.38</i>	<i>4,84 ± 0.33</i>

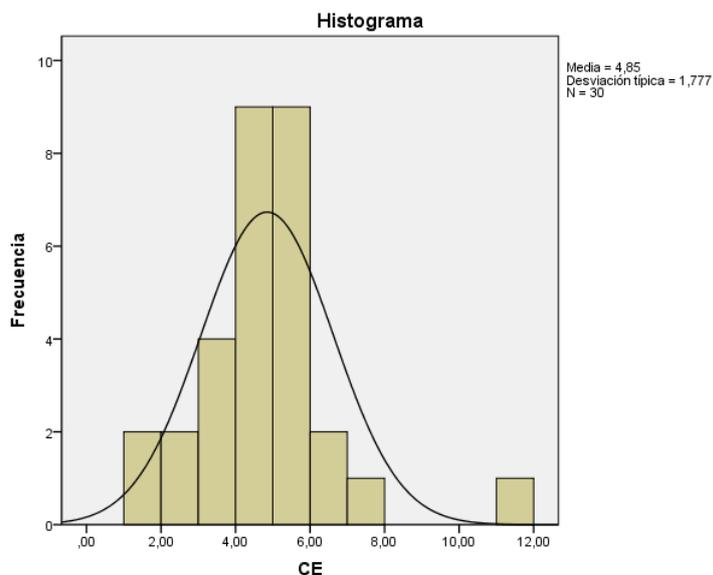


Figura 4.3. Histograma y distribución normal de los valores de conductividad eléctrica (mS cm^{-1}) en los lodos estudiados.

El valor de este parámetro va a condicionar las dosis de este tipo de materiales, cuando se adicionen al suelo, si no queremos correr riesgos de salinizar los suelos donde se adicionan, en particular cuando los valores de CE superen valores de 7-8 mS cm^{-1} . Si las dosis son las adecuadas, la contribución a la salinización de nuestros suelos no existirá, y es precisamente ese aspecto el que hay que tener presente. Un elevado valor de conductividad eléctrica en suelos ($>2,0 \text{ dS m}^{-1}$) indica un inadecuado medio para el crecimiento vegetal en el suelo, lo que puede implicar que no puedan establecerse en el mismo ciertas especies vegetales (Antolín *et al.*, 2010).

Además del efecto negativo sobre las plantas, García y Hernández, (1996), establecieron que los cloruros, y en menor grado, los sulfatos, interfieren sobre la vida microbiana del suelo donde se adicionan, tanto sobre su actividad metabólica general, como sobre poblaciones específicas de microorganismos. Este hecho incide aún más en la importancia de tener presente este parámetro cuando se realicen adiciones de materiales orgánicos a los suelos, los cuales puedan incorporar salinidad.

PARÁMETROS AGRONÓMICOS

Este tipo de parámetros es de especial importancia para nuestro estudio. Si lo que queremos es conseguir enmiendas orgánicas, no sólo interesa conocer las propiedades del lodo que pueden provocar riesgos para los suelos receptores, también es clave conocer qué características les pueden conferir un interés como enmienda, que les hagan presuponer un beneficio para los suelos donde se adicionen. Nuestro criterio pasa por la convicción de que al suelo debe de ir aquello que no solo no perjudique, sino que proporcione un beneficio para la fertilidad de dicho suelo. Y en ese sentido, este tipo de parámetros tiene mucho que decir.

En este apartado hemos incluido el carbono (C) y la Materia Orgánica (MO) junto a los macro y micronutrientes, ya que en agronomía, y más cuando se trata de posibles enmiendas orgánicas, el contenido de C y MO son más importantes que los contenidos nutricionales. Además, en este apartado se incluye, no sólo el contenido en macro y microelementos “totales”, sino que también hemos analizado aquella fracción de estos elementos que es inmediatamente asimilable por las plantas porque se solubiliza de inmediato en la solución del suelo (elementos extraídos con agua). Asimismo, hemos determinado los aniones que existen en los lodos estudiados, con ánimo de conocer algunas de las especies químicas más comunes de esos elementos.

Carbono orgánico total y materia orgánica

De nuevo, interesa matizar que, de cara al empleo como enmienda orgánica de los lodos de depuradora, el estudio de la materia orgánica, y el carbono, se considera básico. Mediante el uso de estas enmiendas orgánicas se tiene la intención de aplicar C orgánico al suelo, y por ello parece lógico conocer desde ese punto de vista qué pueden aportar materiales como los lodos EDAR considerados en esta Memoria.

El carbono orgánico total (COT), está constituido por todos aquellos compuestos orgánicos susceptibles de ser oxidados en los diferentes procesos de mineralización. Por esta razón se puede decir que englobará a todas las fracciones orgánicas carbonadas. Las variaciones de este parámetro pueden informar de las transformaciones experimentadas por el carbono orgánico en los lodos, tales como procesos de mineralización y humificación. La determinación en nuestro estudio del COT es considerada clave, ya que el lodo de depuradora contiene gran cantidad de dicho carbono orgánico.

La disminución del COT es un indicador de la mineralización de la materia orgánica (MO) que están sufriendo los lodos hecho éste observado por otros autores (Iglesias *et al.*, 1989; Pérez, 2009). Los microorganismos existentes en tomarán como fuente de energía a los compuestos lábiles de carbono que se encuentran en el lodo. El hecho de tener un elevado contenido en materia orgánica, teniendo en cuenta que el contenido de carbono orgánico total y el de materia orgánica están íntimamente relacionados, es un hecho que “a priori” se debe de considerar positivo para catalogar a este tipo de materiales como “enmiendas orgánicas”. Además, hay que tener presente que esta materia orgánica debe de considerarse como “activa”, ya que procede de procesos metabólicos de los seres humanos fundamentalmente, y debe de ser muy diferente de aquella que por ejemplo se forma en los suelos.

Un elevado contenido en MO y COT de los lodos de depuradora es sinónimo de que la adición a nuestros suelos de dichos materiales provocará, una mejora en la mayoría de las propiedades fundamentales de un suelo que influyen en su calidad (propiedades físicas, propiedades químicas, propiedades biológicas y propiedades bioquímicas). Sabemos que el contenido en carbono orgánico (materia orgánica) del lodo y su capacidad fertilizante de un suelo, están estrechamente relacionados; de ahí el interés del mencionado parámetro. Sin embargo, este hecho no siempre es cierto, pues cuando existe en el lodo un contaminante orgánico, el valor del COT aumentará, y no es sinónimo de mejora de la calidad de ese lodo. El parámetro de C aquí estudiado podría guardar una relación directamente proporcional con la actividad microbiana, pues al existir fracciones carbonadas activas o lábiles, las poblaciones microbianas deberían de aumentar

su actividad ya que disponen de sustratos muy asequibles. Los resultados se muestran en las Tablas 4.4 y 4.5 así como en las Figuras 4.4. y 4.5.

Hay que destacar diferencias significativas entre los valores medios de MOV encontrados en los lodos de la zona I y los de la zona V, siendo estos últimos los que presentaron mayores valores de este parámetro de todos los lodos estudiados. No se observaron diferencias significativas en MOV con respecto al factor tiempo de muestreo.

En cuanto a los valores medios de COT se observa una tendencia similar: el valor medio de este parámetro en lodos de la zona V son los más altos de entre todas las zonas estudiadas siendo significativamente diferente al valor medio de los lodos de la zona I que presentaron los valores más bajos de todos los lodos estudiados. No se observaron variaciones con el tiempo en el contenido promedio de COT de los lodos en cada una de las zonas a excepción de la zona II donde se observó un aumento en el tercer muestreo realizado.

Los valores obtenidos tanto de MO como de COT (Figuras 4.4 y 4.5), coinciden con los reflejados en la bibliografía para los lodos de similares características (Pérez, 1999; Pérez, 2009). Los datos de COT oscilan entre 26,98% para los lodos del Raal, hasta 43,57% para aquellos procedentes de la depuradora de Bullas. La media de COT detectada por nosotros para el conjunto de lodos procedentes de depuradoras de la Región de Murcia, ha sido de 35,63% de COT sobre materia seca. La MOV de los lodos analizados se encuentra entre valores comprendidos entre 51,02% sobre materia seca, para los lodos generados en la depuradora de El Raal, y 83,4% como máximo detectado en el lodo producido en la depuradora de Bullas, aunque los mayoritarios están entre 67-85%.

Hay que señalar que es bueno que exista cantidades de C elevadas, pero también es bueno que dicho C no se pierda con excesiva facilidad al incorporarlo a los suelos. Si se pierde casi en su totalidad por mineralización en poco tiempo, sería indicativo de que los microorganismos existentes han metabolizado el C del lodo para obtener energía desprendiéndose CO_2 a la atmósfera. En este caso, se debe señalar que el C de lodo tiene la cualidad de que puede unirse a fracciones arcillosas del suelo, y de esa forma hacerse más resistente al ataque microbiano, propiciando por ello su permanencia en el suelo, y su fijación. Además de ello, hacemos hincapié que los lodos han sufrido ya una primera "digestión" en la planta de depuración. De esta manera, si los lodos se han sometido a un proceso de digestión anaerobia, la biometanización que se desarrolla, y el metano desprendido, se corresponde con la eliminación de las formas de carbono más lábiles por mineralización, lo que redundaría en la idea de que permanecen aquellas fracciones más resistentes. (López, 1989; Pérez, 2009; Romero, 2011).

Tabla 4.4. Valores de concentración (%) de carbono orgánico total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	32,16	33,71	33,71	33,19
I	BENIEL	29,18	28,78	28,78	28,91
I	CEUTI	39,26	40,39	40,39	40,01
I	EL RAAL	19,59	30,68	30,68	26,98
I	LAS TORRES C.	33,45	36,17	36,17	35,26
I	LORQUI	36,45	37,36	37,36	37,06
I	MOLINA	29,28	30,86	30,86	30,33
I	MURCIA ESTE	21,21	31,8	31,8	28,27
I	SANTOMERA	32,23	36,08	36,08	34,80
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>30,31 ± 2,16 aA</i>	<i>33,98 ± 1,26 aA</i>	<i>33,98 ± 1,26 aA</i>	<i>32,76 ± 1,47</i>
II	CABEZO BEAZA	30,23	34,71	34,72	33,22
II	LA UNION	37,64	37,54	38,68	37,95
II	LOS ALCAZARES	29,7	31,98	33	31,56
II	MAR MENOR	31,26	30,18	32,81	31,42
II	SAN JAVIER	27,67	30,46	34,72	30,95
II	SAN PEDRO	30,83	34,54	37,94	34,44
II	T. PACHECO	26,8	34,5	37,66	32,99
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>30,59 ± 1,33 aA</i>	<i>33,4 ± 1,0 aAB</i>	<i>35,65 ± 0,9 abB</i>	<i>33,22 ± 0,91</i>
III	ABARAN	37,11	40,33	38,44	38,63
III	ARCHENA	38,69	37,93	38,24	38,29
III	CIEZA	35,84	38,16	38,14	37,38
III	JUMILLA	39	40,31	40,91	40,07
III	YECLA	38,49	39,55	36,96	38,33
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>37,83 ± 0,59 aA</i>	<i>39,26 ± 0,52 aA</i>	<i>38,54 ± 0,6 abA</i>	<i>38,54 ± 0,44</i>
IV	AGUILAS	42,09	44,42	44,2	43,57
IV	ALHAMA	36,58	38,55	40,69	38,61
IV	LA HOYA	40,03	43,12	45,36	42,84
IV	MAZARRON	27,91	31,54	37,59	32,35
IV	TOTANA	29,99	36,22	36,44	34,22
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>35,32 ± 2,77 abA</i>	<i>38,77 ± 2,34 aA</i>	<i>40,86 ± 1,76 bA</i>	<i>38,32 ± 2,24</i>
V	BULLAS	39,05	35,14	35,14	36,44
V	CARAVACA	37,24	39,25	39,25	38,58
V	CEHEGIN	40,37	44,78	44,78	43,31
V	MULA	39,82	38,54	38,54	38,97
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>39,12 ± 0,68 bA</i>	<i>39,43 ± 2,00 aA</i>	<i>39,43 ± 2,0 abA</i>	<i>39,33 ± 1,44</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>33,64 ± 1,05</i>	<i>36,25 ± 0,79</i>	<i>37,00 ± 0,74</i>	<i>35,63 ± 0,81</i>

Tabla 4.5. Valores de materia orgánica (%) en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	63,87	69	65,41	66,09
I	BENIEL	56,14	56,45	60,36	57,65
I	CEUTI	81,78	84,2	82,14	82,71
I	EL RAAL	35,39	63,01	54,65	51,02
I	LAS TORRES C.	70,59	76,38	76,3	74,42
I	LORQUI	75,25	78,44	77,8	77,16
I	MOLINA	58,04	62,89	61,19	60,71
I	MURCIA ESTE	38,71	67,5	59,76	55,32
I	SANTOMERA	64,9	75,52	74,27	71,56
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>60,52 ± 5,18 aA</i>	<i>70,4 ± 2,97 abA</i>	<i>67,99 ± 3,25 aA</i>	<i>66,29 ± 3,62</i>
II	CABEZO BEAZA	59,67	68,42	69,41	65,83
II	LA UNION	77,07	79,16	79,02	78,42
II	LOS ALCAZARES	59,45	67,49	66,23	64,39
II	MAR MENOR	66,17	63,56	66,89	65,54
II	SAN JAVIER	54,55	62,54	67,19	61,43
II	SAN PEDRO	64	74,88	74,41	71,1
II	T. PACHECO	53,41	72,69	72,27	66,12
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>62,05 ± 3,05 abA</i>	<i>69,82 ± 2,29 aA</i>	<i>70,77 ± 1,79 abA</i>	<i>67,55 ± 2,11</i>
III	ABARAN	64,35	84,28	74,94	74,52
III	ARCHENA	80,39	77,9	75,82	78,03
III	CIEZA	73,11	80,65	76,53	76,76
III	JUMILLA	79,83	85,28	82,77	82,63
III	YECLA	75,45	79,23	67,12	73,93
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>74,63 ± 2,91 abA</i>	<i>81,5 ± 1,43 bcA</i>	<i>75,44 ± 2,5 abA</i>	<i>77,17 ± 1,55</i>
IV	AGUILAS	74,16	74,35	74,29	74,27
IV	ALHAMA	78,12	80	79,8	79,3
IV	LA HOYA	65,24	76,69	78,59	73,51
IV	MAZARRON	59,59	64,66	75,87	66,71
IV	TOTANA	59,43	73,06	71	67,83
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>67,31 ± 3,81 abA</i>	<i>73,7 ± 2,6 abcA</i>	<i>75,91 ± 1,57 abA</i>	<i>72,32 ± 2,30</i>
V	BULLAS	81,59	82,98	85,64	83,4
V	CARAVACA	76,96	82,36	79,08	79,47
V	CEHEGIN	79,59	88	81,62	83,07
V	MULA	81,96	83,56	74,77	80,1
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>80,03 ± 1,15 bA</i>	<i>84,23 ± 1,28 cA</i>	<i>80,28 ± 2,28 bA</i>	<i>81,51 ± 1,01</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>66,96 ± 2,23</i>	<i>74,50 ± 1,51</i>	<i>72,84 ± 1,39</i>	<i>71,43 ± 1,59</i>

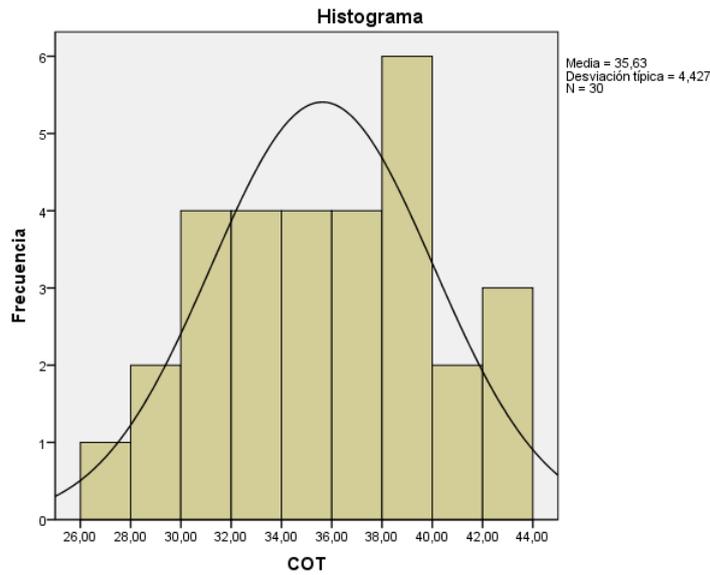


Figura 4.4. Histograma y distribución normal de los valores de carbono orgánico total (%) en los lodos estudiados.

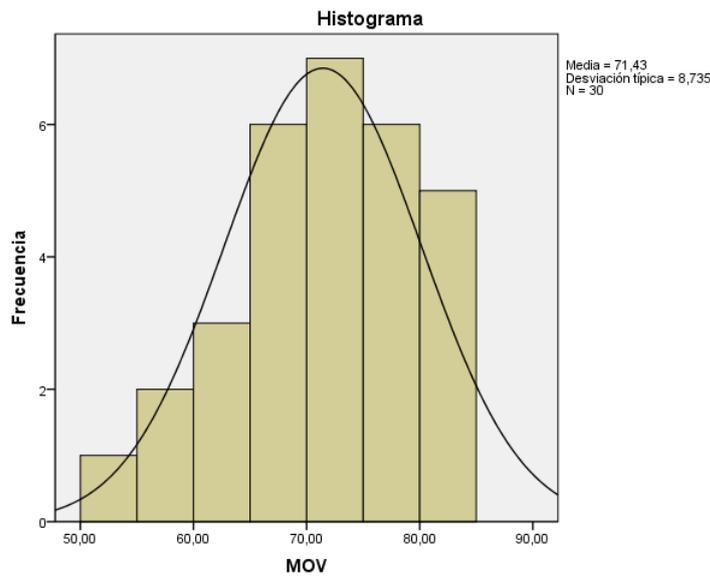


Figura 4.5. Histograma y distribución normal de los valores de materia orgánica (%) en los lodos estudiados.

Con el mismo criterio, si los lodos han sido sometidos a un proceso aerobio en la planta, los microorganismos implicados en dicho proceso habrán eliminado las formas de carbono menos resistentes, consiguiendo así mantener un carbono más recalcitrante. Todo lo expuesto nos hace pensar que disponemos de materiales orgánicos con gran cantidad de C, aunque no demasiado lábil, al haber tenido ya un proceso de digestión en la planta de tratamiento. Incluso sobre este tema, se podría argumentar que una primera digestión de estos materiales, cuando se trata de depuración de aguas residuales urbanas, ha existido ya en el individuo generador de los lodos, lo cual ahonda más en el criterio de que un C demasiado lábil no debe existir en los lodos.

Este aspecto es muy importante ya que sabemos que hay mucho C lábil que es ineficaz en los suelos debido, por un lado, a su rápida mineralización al ser la fracción mas propicia al ataque microbiano, y ser desprendido por tanto como CO₂ a la atmósfera, además, podría en algún momento crear una desmesurada masa microbiana en los suelos donde se adicione, que haga disponer a dichos microorganismos, de cantidades excesivas de nitrógeno, dejando a disposición de las plantas menos cantidad de este nutriente fundamental, y consiguiendo deficiencias en el mismo. Este hecho se conoce como “hambre de nitrógeno”, algo que se debe evitar a toda costa.

Nitrógeno total

Quizás sería de interés señalar, al inicio de este estudio sobre parámetros considerados como macronutrientes y micronutrientes, esenciales para las plantas y para la fertilidad de los suelos, que cuando se arbitran estudios sobre enmiendas orgánicas a los suelos, lo que consideramos fundamental es que dichas enmiendas colaboren en la mejora de la calidad de los suelos, fundamentalmente desde una perspectiva física, química y biológica. El aporte de elementos nutritivos como tales, no es prioritario, aunque sí necesario. La existencia de este tipo de compuestos en las enmiendas hace que dispongan de una “cierta capacidad fertilizante” por lo que van a ser muy eficaces para los fines concretos que necesitamos. Además, interesa señalar que, en general, los nutrientes que pueden estar contenidos en enmiendas como los lodos, pueden ser considerados como “de liberación lenta”, ya que al estar unidos o ligados de alguna forma a la materia orgánica, no están inmediatamente disponibles como en su estado libre en la solución del suelo.

El contenido en nitrógeno total de los lodos de depuradora representa uno de los factores más importantes a considerar desde el punto de vista de su interés agrícola (Hernández *et al.*, 1991). Las materias orgánicas sólidas presentes en las aguas residuales, contienen una fracción nitrogenada constituida por las proteínas, polipéptidos y otros tipos de compuestos orgánicos; todos ellos se encuentran en los lodos mixtos frescos o en los que provienen de la decantación primaria. La importancia agrícola del nitrógeno como fertilizante está plenamente justificada porque es un elemento indispensable para las plantas, las cuales lo toman del suelo tras la mineralización del nitrógeno orgánico de la materia orgánica nativa o bien de un aporte exterior que se efectúa, generalmente con fertilizantes minerales (sales de amonio o nitratos) o enmiendas orgánicas como los lodos. No hay que olvidar tampoco, que algunas plantas (leguminosas) son capaces de fijar el N atmosférico a través de unos nódulos radicales y la mediación de microorganismos especializados (*Rhizobium*) en un tipo de simbiosis entre la planta y el microorganismo. En los últimos años, el aumento considerable en el coste de los fertilizantes, ha determinado que se consideren los lodos residuales urbanos como un aporte de nitrógeno con un doble interés tanto en el aspecto de nutriente como en el económico, de acuerdo con los siguientes aspectos:

- El nitrógeno contenido en los lodos de depuradora se presenta en formas que son menos rápidamente asimilables que las aportadas por los abonos minerales. Este hecho puede ser al mismo tiempo ventaja e inconveniente (tiene lugar una liberación progresiva pero incontrolada). Una fracción de nitrógeno puede estar presente como formas no asimilables inmediatamente e incluso no disponibles en los primeros años posteriores a su aplicación. Las características de la

materia orgánica influyen sobre la velocidad de mineralización del nitrógeno y en determinadas condiciones pueden conducir a un bloqueo del nitrógeno contenido en el lodo e incluso del que estaba inicialmente presente en el suelo.

- La producción vegetal es más sensible a una deficiencia que a un exceso de nitrógeno. Un exceso de nitrógeno que se mineralice bajo la forma de nitrato se pierde fácilmente por lixiviación y puede contaminar las aguas subterráneas. Un exceso de N que se mineralice a amoníaco puede perderse fácilmente por volatilización. Lógicamente, la pérdida de este nutriente se debe a la actuación de los microorganismos, los cuales tienen un papel decisivo en los procesos de amonificación y de nitrificación, y ello incidirá, lógicamente, en el comportamiento del nitrógeno total.

Los resultados obtenidos para el caso de nitrógeno se muestran en la Tabla 4.6 y en la Figura 4.6. Los valores medios de concentración de nitrógeno total que se obtuvieron para los lodos de las zonas III y V, son significativamente más altos a los del resto de zonas estudiadas. No se observó sin embargo grandes variaciones en los valores medios de concentración de nitrógeno total en los lodos obtenidos en diferentes épocas en cada una de las zonas seleccionadas. El valor mínimo para el contenido en nitrógeno de los lodos de la Región de Murcia estudiado es de 3,95 g/kg en los lodos de la depuradora de Águilas, mientras que en la de Bullas, el lodo mantiene valores de 7,66 g/kg de nitrógeno total; la media de los lodos de la Región de Murcia está en un valor de 5,76 g/kg de nitrógeno total sobre materia seca; los valores son elevados, debido a la componente proteica del material estudiado.

Podríamos considerar que las formas del nitrógeno adicionado al suelo con el lodo, serán de liberación lenta, ya que son mayoritariamente orgánicas, concretamente es el nitrógeno de las proteínas que integran la biomasa microbiana del lodo. Un aspecto que debemos señalar es que hay estaciones depuradoras que tienen tratamientos de anaerobiosis en su sistema de depuración (Murcia Este y Molina de Segura, por ejemplo), y en donde se observan contenidos en nitrógeno de sus fangos finales, similares a los de otras estaciones depuradoras que no tienen digestión anaerobia. Ello podría ser demostrativo de que el nitrógeno de los lodos brutos en aquellas EDAR con tratamiento de anaerobiosis debe de ser muy elevado, porque dicha anaerobiosis genera una pérdida de nitrógeno como amonio, y esa pérdida no es suficiente en nuestro estudio como para diferenciar unos fangos de otros.

Debemos resaltar que este nutriente, es quizás el más importante en las actividades agrícolas, pues los cultivos dependen de él para sus rendimientos. Pero también tiene una limitación ambiental, debido a que su lixiviación como nitrato puede causar contaminación de las aguas subterráneas. Hay una limitación en las dosis máximas de nitrógeno que se pueden aportar a suelos vulnerables, siendo ésta de 170 kg/ha/año conforme lo establecido en la Orden de 3 de diciembre de 2003, de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, por la que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia. En agricultura, donde aplicaciones de enmiendas orgánicas se hacen reiteradamente cada año, generalmente antes de los cultivos, es de gran interés este tema; sin embargo, cuando se trata

Tabla 4.6. Valores de concentración (%) de nitrógeno total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	4,68	4,98	4,77	4,81
I	BENIEL	4,68	4,38	5,32	4,79
I	CEUTI	6,57	6,77	6,98	6,77
I	EL RAAL	2,44	5,17	4,7	4,10
I	LAS TORRES C.	5,15	6,29	6,57	6,00
I	LORQUI	5,54	6,52	6,72	6,26
I	MOLINA	4,64	4,9	4,94	4,83
I	MURCIA ESTE	2,67	5,11	4,93	4,24
I	SANTOMERA	5,12	6,05	6,1	5,76
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,61 ± 0,44 aA</i>	<i>5,57 ± 0,28 abA</i>	<i>5,67 ± 0,31 aA</i>	<i>5,28 ± 0,31 a</i>
II	CABEZO BEAZA	4,46	4,93	5,75	5,05
II	LA UNION	6,53	6,52	6,71	6,59
II	LOS ALCAZARES	4,6	5,13	5,42	5,05
II	MAR MENOR	4,85	4,62	5,28	4,92
II	SAN JAVIER	4,08	4,74	5,49	4,77
II	SAN PEDRO	4,86	5,8	6,5	5,72
II	T. PACHECO	4,34	5,82	6,41	5,52
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,82 ± 0,30 abA</i>	<i>5,37 ± 0,26 abB</i>	<i>5,94 ± 0,22 abB</i>	<i>5,37 ± 0,24 a</i>
III	ABARAN	6,4	7,05	6,86	6,77
III	ARCHENA	7,09	6,58	6,9	6,86
III	CIEZA	6,16	6,85	6,7	6,57
III	JUMILLA	6,24	6,81	7,1	6,72
III	YECLA	6,31	6,58	5,85	6,25
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,44 ± 0,17 bA</i>	<i>6,77 ± 0,09 bcA</i>	<i>6,68 ± 0,22 aA</i>	<i>6,63 ± 0,11 ab</i>
IV	AGUILAS	4,17	3,58	4,1	3,95
IV	ALHAMA	6,42	6,94	7,39	6,92
IV	LA HOYA	4,34	4,69	5,26	4,76
IV	MAZARRON	4,56	5,13	6,5	5,40
IV	TOTANA	4,44	5,64	6,01	5,36
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,79 ± 0,41 abA</i>	<i>5,20 ± 0,55 aA</i>	<i>5,85 ± 0,56 aA</i>	<i>5,28 ± 0,49 a</i>
V	BULLAS	7,49	7,18	8,31	7,66
V	CARAVACA	6,21	6,86	6,74	6,60
V	CEHEGIN	7,4	7,28	7,3	7,33
V	MULA	6,57	6,77	6,15	6,50
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,92 ± 0,31 cA</i>	<i>7,02 ± 0,12 cA</i>	<i>7,13 ± 0,46 aA</i>	<i>7,02 ± 0,28 b</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>5,30 ± 0,23</i>	<i>5,86 ± 0,18</i>	<i>6,13 ± 0,17</i>	<i>5,76 ± 0,19</i>

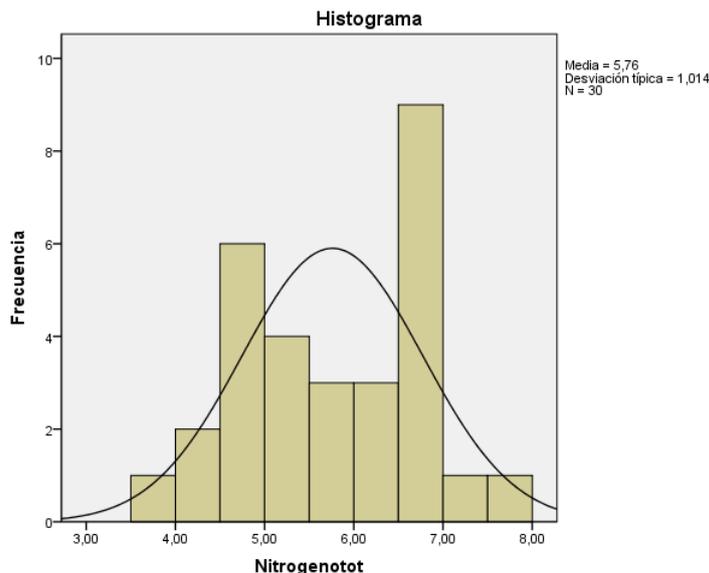


Figura 4.6. Histograma y distribución normal de los valores de nitrógeno total (%) en los lodos estudiados.

de aplicaciones de tipo “ambiental”, no agrícola, es decir, aportar enmiendas orgánicas a los suelos degradados para su remediación, donde normalmente se hace una única aplicación en cantidades mayores que en agricultura para que se inicien los ciclos de elementos importantes en el suelo y se genere vegetación espontánea, los lodos presentan un hándicap debido a sus elevados contenidos nitrogenados. Es cierto que la mayoría de nitrógeno es orgánico, y que el paso a nitratos es lento, pero desde luego, con nuestra actual legislación, el empleo de lodos de depuradora en recuperaciones de suelos degradados, está claramente condicionada por este nutriente.

Fósforo total

El fósforo desempeña un papel fundamental en el proceso de multiplicación celular y contribuye a la formación de tejidos vegetales (Costa *et al.*, 1987). Se debe tener en cuenta que la adición de lodo al suelo incrementa el fósforo disponible en dicho suelo (Tsadillas *et al.*, 1995; Andrade *et al.*, 2000), de ahí la importancia de conocer el contenido de fósforo en un fango. Para poder ser utilizado por plantas y microorganismos, los compuestos de fósforo se deben mineralizar por vía bioquímica, transformándose de forma orgánica a fosfatos inorgánicos asimilables. El fósforo es integrante de algunas moléculas orgánicas que son fundamentales para la actividad enzimática, el transporte celular de energía, y en la codificación genética (ADN y ARN).

Los valores de concentración en los lodos y los resultados estadísticos obtenidos para el caso de fósforo total se muestran en la Tabla 4.7 y Figura 4.7. Se observa que los valores del contenido en fósforo total varían en torno a 0,92 % en los lodos generados en la depuradora de Lorquí, hasta los 2,27 % para lodos generados en la depuradora de Cabezo Beaza.

Tabla 4.7. Valores de concentración (%) de fósforo total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	2,02	2,55	2,49	2,35
I	BENIEL	1,13	1,31	1,55	1,33
I	CEUTI	1,37	1,53	1,43	1,44
I	EL RAAL	1	1,5	1,36	1,29
I	LAS TORRES C.	1,14	1,63	1,91	1,56
I	LORQUI	0,92	1,22	1,1	1,08
I	MOLINA	1,68	1,88	1,6	1,72
I	MURCIA ESTE	1,45	2,3	2,75	2,17
I	SANTOMERA	1,9	1,67	1,59	1,72
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,40 ± 0,13 aA</i>	<i>1,73 ± 0,15 aA</i>	<i>1,75 ± 0,18 aA</i>	<i>1,63 ± 0,14</i>
II	CABEZO BEAZA	2	2,18	2,64	2,27
II	LA UNION	1,69	1,9	2,19	1,93
II	LOS ALCAZARES	1,47	1,63	1,58	1,56
II	MAR MENOR	1,76	1,79	1,75	1,77
II	SAN JAVIER	1,44	1,54	1,62	1,53
II	SAN PEDRO	1,44	1,44	1,55	1,48
II	T. PACHECO	1,66	2,15	2,21	2,01
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,64 ± 0,08 aA</i>	<i>1,80 ± 0,11 aA</i>	<i>1,93 ± 0,16 aA</i>	<i>1,79 ± 0,11</i>
III	ABARAN	1,73	1,86	1,67	1,75
III	ARCHENA	1,67	1,88	1,9	1,82
III	CIEZA	1,89	1,8	2,46	2,05
III	JUMILLA	1,18	1,29	1,38	1,28
III	YECLA	2,05	1,94	1,59	1,86
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,70 ± 0,15 aA</i>	<i>1,75 ± 0,12 aA</i>	<i>1,80 ± 0,18 aA</i>	<i>1,75 ± 0,13</i>
IV	AGUILAS	1,32	1,09	0,96	1,12
IV	ALHAMA	2,27	1,9	2,04	2,07
IV	LA HOYA	1,19	1,04	1,06	1,10
IV	MAZARRON	1,7	1,73	1,57	1,67
IV	TOTANA	1,41	1,37	1,38	1,39
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,58 ± 0,19 aA</i>	<i>1,43 ± 0,17 aA</i>	<i>1,40 ± 0,19 aA</i>	<i>1,47 ± 0,18</i>
V	BULLAS	1,57	2,09	1,32	1,66
V	CARAVACA	1,85	1,92	1,63	1,80
V	CEHEGIN	1,46	1,19	1,1	1,25
V	MULA	0,99	1,5	1,14	1,21
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,47 ± 0,18 aA</i>	<i>1,68 ± 0,2 aA</i>	<i>1,30 ± 0,12 aA</i>	<i>1,48 ± 0,15</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,55 ± 0,06</i>	<i>1,69 ± 0,07</i>	<i>1,68 ± 0,09</i>	<i>1,64 ± 0,06</i>

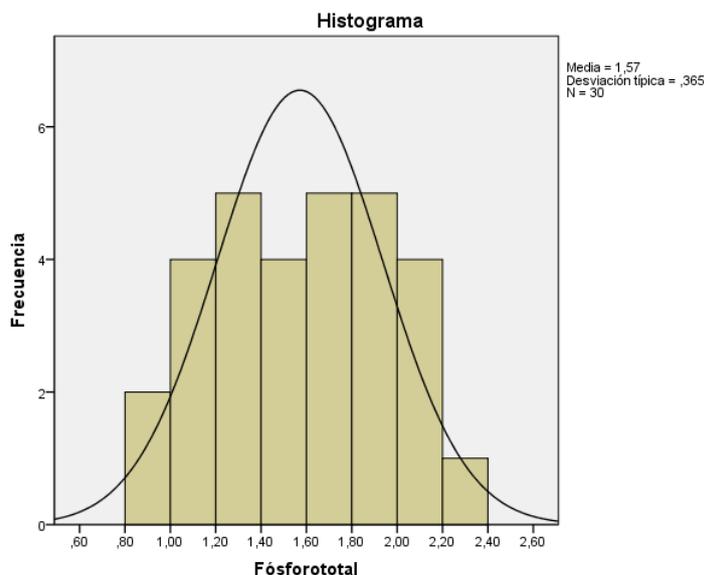


Figura 4.7. Histograma y distribución normal de los valores de fósforo total (%) en los lodos estudiados.

La media para este tipo de parámetro de los lodos estudiados está en 2,27 % y hay que destacar una gran variabilidad de estos valores entre lodos producidos en las diferentes EDAR estudiadas. A este respecto, interesa señalar que el fósforo total contenido en los lodos puede proceder de polifosfatos contenidos en los detergentes, y es posible que algunas depuradoras reciban aguas residuales con un mayor contenido de estos compuestos que otras, lo cual explicaría porqué en algunas EDAR hay tal cantidad de P en sus lodos. Es seguro también que la calidad de aguas de entrada tiene mucho que ver en el contenido de elementos que aparecen en los lodos que generan. El P puede ser un claro reflejo de lo señalado, ya que es un elemento que entra en la composición de muchos de los productos usados o generados en industrias de muy diversa índole.

Potasio total

El potasio es un elemento cuyo contenido en los lodos es bajo en comparación con los otros dos macroelementos (Cabre *et al.*, 1990). Sin embargo, al encontrarse principalmente como cloruro, es muy soluble y fácilmente disponible para la planta.

Los valores de concentración en los lodos y los resultados estadísticos obtenidos para el caso de Potasio total se pueden observar en la Tabla 4.8 y Figura 4.8. El contenido en K total es el más bajo de todos los macronutrientes (Tabla 4.8), no llegando en ningún caso a cantidades por encima del 1% y siendo 0,49% la media para los lodos estudiados. Posiblemente, cuando se aplique lodos como enmienda orgánica para los suelos agrícolas, un suplemento en potasio se hará obligatorio. De todas formas, consideramos que no debemos de ver a los lodos como “fertilizantes”, tal y como se ha reiterado a lo largo de esta Memoria. Está clara la ventaja que tienen este tipo de enmienda como materia orgánica, “activa”, por los beneficios que produce su adición sobre el suelo. Dicha ventaja se ve incrementada si además aportan nutrientes como el potasio, aunque sea en pequeña cantidad (Andrade *et al.*, 2000).

Tabla 4.8. Valores de concentración (%) de potasio total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	0,29	0,25	0,24	0,26
I	BENIEL	0,45	0,52	0,42	0,46
I	CEUTI	0,45	0,57	0,48	0,50
I	EL RAAL	0,85	0,74	0,7	0,76
I	LAS TORRES C.	0,43	0,4	0,35	0,39
I	LORQUI	0,44	0,54	0,51	0,50
I	MOLINA	0,46	0,33	0,32	0,37
I	MURCIA ESTE	0,78	0,38	0,44	0,53
I	SANTOMERA	0,35	0,45	0,42	0,41
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,50 ± 0,06 aA</i>	<i>0,46 ± 0,05 aA</i>	<i>0,43 ± 0,04 aA</i>	<i>0,47 ± 0,05 aA</i>
II	CABEZO BEAZA	0,43	0,3	0,33	0,35
II	LA UNION	0,62	0,68	0,62	0,64
II	LOS ALCAZARES	0,64	0,46	0,42	0,51
II	MAR MENOR	0,43	0,41	0,4	0,41
II	SAN JAVIER	0,62	0,52	0,44	0,53
II	SAN PEDRO	0,58	0,41	0,49	0,49
II	T. PACHECO	0,77	0,51	0,5	0,59
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,58 ± 0,05 aA</i>	<i>0,47 ± 0,04 aA</i>	<i>0,46 ± 0,03 aA</i>	<i>0,50 ± 0,04 aA</i>
III	ABARAN	0,4	0,6	0,67	0,56
III	ARCHENA	0,55	0,48	0,45	0,49
III	CIEZA	0,28	0,35	0,28	0,30
III	JUMILLA	0,42	0,54	0,49	0,48
III	YECLA	0,75	0,63	0,56	0,65
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,48 ± 0,08 aA</i>	<i>0,52 ± 0,05 aA</i>	<i>0,49 ± 0,06 aA</i>	<i>0,50 ± 0,06 aA</i>
IV	AGUILAS	0,23	0,21	0,24	0,23
IV	ALHAMA	0,68	0,62	0,57	0,62
IV	LA HOYA	0,49	0,31	0,24	0,35
IV	MAZARRON	0,62	0,54	0,69	0,62
IV	TOTANA	0,81	0,6	0,59	0,67
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,57 ± 0,10 aA</i>	<i>0,46 ± 0,08 aA</i>	<i>0,47 ± 0,09 aA</i>	<i>0,50 ± 0,09 aA</i>
V	BULLAS	0,33	0,72	0,43	0,49
V	CARAVACA	0,49	0,59	0,46	0,51
V	CEHEGIN	0,5	0,54	0,44	0,49
V	MULA	0,5	0,68	0,42	0,53
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,46 ± 0,04 aA</i>	<i>0,63 ± 0,04 aA</i>	<i>0,44 ± 0,01 aA</i>	<i>0,51 ± 0,01 aA</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,52 ± 0,03 aA</i>	<i>0,50 ± 0,03 aA</i>	<i>0,45 ± 0,02 aA</i>	<i>0,49 ± 0,02 aA</i>

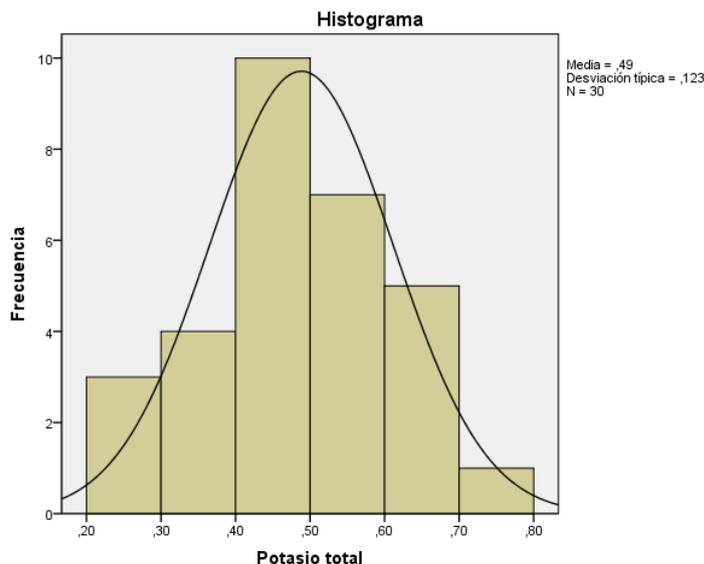


Figura 4.8. Histograma y distribución normal de los valores de potasio total (%) en los lodos estudiados.

Se debe señalar también que aunque el K en los lodos se encuentra en concentración baja, hay estudios que ponen de manifiesto su asimilabilidad por las plantas. El potasio participa en el antagonismo catiónico, proceso poco específico que depende de concentración, y en el que participan otros cationes como Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ . Si uno de los cationes se encuentra en menor concentración, el resto de los cationes tiende a compensar ese déficit, de forma que la suma total de cationes en el tejido vegetal tiende a permanecer constante (Vidal, 2003; Marré, 1979; Whipker y Hummer, 1997). Todo ello condiciona que cuando se aplican lodos al suelo, interesa conocer perfectamente su concentración para reducir de forma adecuada, las aplicaciones minerales de fertilizantes, ya que hay que compensarlo con los nutrientes que se adicionan con los lodos.

Otros elementos nutritivos, desde un punto de vista agronómico, contenidos en los lodos

Vamos a mostrar a continuación, las concentraciones de Fe, Mg, Mn, Ca, Na, existentes en los lodos estudiados, de diversos elementos que no son ni mayoritarios en dichos lodos, ni por supuesto, igual de necesarios para todas las plantas o la microbiota del suelo, como los macronutrientes (NPK) que han sido considerados hasta ahora. Sin embargo, para nosotros es importante conocer qué capacidad tienen nuestros lodos de aportar estos otros nutrientes. Hay que tener en cuenta que posiblemente, su escasez en el suelo puede generar fenómenos de deficiencia en plantas, problema que se puede corregir si dichos elementos existen en los lodos que se aplican.

De igual forma, para los microorganismos existentes en el suelo y su propio funcionamiento, la existencia de algunos de los elementos que se aportan con los lodos (como se verá a continuación), puede resultar fundamental para su desarrollo y actividad y por tanto, para las plantas que crecen sobre dicho suelo.

También debemos comentar que la existencia en los lodos de determinados elementos es interesante, pero también lo es en qué estado se encuentran dichos elementos dentro de esa matriz orgánica es decir, si están libres o ligados a la materia orgánica. En general hemos de decir que sus uniones con la matriz

orgánica de los lodos, no son tan fuertes como para no poder incorporarse de forma “activa” a las plantas, o a los microorganismos del suelo. Puede ser que su liberación sea lenta, como le sucede al N, porque se encuentra unidos a la parte orgánica de manera inmediata, pero dichas uniones no son tan potentes como para no liberarse. La materia orgánica de lodos no tiene una estructura tan potente como puede tener la del suelo, y en particular, sus sustancias húmicas; las de los lodos son menos estables y policondensadas, mostrando estructuras menos capaces de forzar enlaces resistentes con diferentes compuestos (Cuevas y Walter, 2004; Medina, 2006).

De todas formas, es también fundamental conocer el suelo receptor, porque según sus propias características, puede fijar en sus coloides (orgánicos o minerales), determinados elementos que les hagan entonces ser asimilables a plantas o microorganismos. Este aspecto es importante tenerlo presente, lo que confirma que en el reciclado de lodos en el suelo, debemos de considerar no sólo las características de los lodos, sino los condicionantes del suelo receptor, a fin de conseguir los efectos más beneficiosos posibles.

En las Tablas 4.9 - 4.16 se aportan los datos de las concentraciones de los diversos elementos, anteriormente mencionados además se muestran los histogramas y distribución normal de los mismos en las figuras 4.9 - 4.16. Se observa que los contenidos en Fe varían entre las 1743,81 mg kg⁻¹ en materia seca, para los lodos obtenidos en la depuradora de Caravaca, hasta los 36.277,27 mg kg⁻¹ de en los lodos obtenidos de la depuradora de Molina de Segura. Como se puede observar, las diferencias entre depuradoras son muy elevadas por lo que la desviación estándar es grande, si bien hemos de señalar que la media de todos los lodos estudiados se establece en 9648 mg kg⁻¹ de Fe en materia seca, y hay lodos procedentes de 12 depuradoras cuyas concentraciones en Fe se sitúan entre 2.500 – 5000 mg kg⁻¹ sobre materia seca. El 60% restante de los lodos poseen valores de concentración de Fe fuera de ese intervalo de lo cual se explica la gran dispersión que hay en los valores de este parámetro. El contenido en Fe de los lodos debe estar enormemente influido por los procesos que se realicen en las diversas estaciones de depuración de agua donde se generan los lodos. Las depuradoras emplean en muchos casos productos como floculantes, donde el Fe puede estar presente, y ese es el hecho por el que aparecen en mayor o menor cantidad en los mencionados lodos.

Los contenidos de magnesio (Mg) al igual que los de calcio se consideran normales entre este tipo de residuos, y además, no muestran grandes diferencias entre todo el conjunto de lodos estudiados el Mg va desde 0,36% del elemento en los lodos generados en Cehegín, hasta un 1,01% en los que se obtienen de la depuradora de Murcia Este, con una media de 0,67% en Mg sobre materia seca). Cuando estudiamos los valores medios de concentración en Mg obtenidos para cada una de las zonas estudiadas, se observa que los lodos de las depuradoras de las zonas I y II registraron significativamente ($p < 0.05$) mayores valores medios de este parámetro que los lodos de las depuradoras de la zona V. Para el caso del calcio se detecta en una concentración desde 1,80% en los lodos de la depuradora de Bullas, hasta un 7,32% en los de la depuradora de El Raal, situándose la gran mayoría de ellos en valores entre 2-4%.

El Mn marca un valor mínimo de 37 mg kg⁻¹ de este elemento sobre materia seca para lodos procedentes de la depuradora de Caravaca, mientras que hay un máximo detectado de 757,31 mg kg⁻¹ de dicho elemento sobre materia seca, en lodos procedentes de la depuradora existente en Beniel. Lo normal, y ha sido lo detectado en lodos procedentes de 23 estaciones depuradoras, es que los valores de Mn se sitúen entre 50-200 mg kg⁻¹ sobre materia seca. Los compuestos de manganeso existen naturalmente en el ambiente como sólidos en los suelos y pequeñas partículas en el agua. Existen también partículas de manganeso en el aire que por lo general se depositan en la tierra en unos pocos días. Las actividades antrópicas, como por ejemplo las actividades industriales y la quema de combustibles fósiles, son la causa de los aumentos en las concentraciones de manganeso en el aire. El manganeso que se deriva de dichas actividades puede también entrar en las aguas superficiales, aguas subterráneas y aguas residuales. Una vía de incorporación de manganeso al suelo es a través de la aplicación de plaguicidas.

Para el Na, los valores fluctúan también entre valores de 0,12% del elemento en los lodos obtenidos en Yecla o 0,13% en los de Cehegín, hasta el 1% sobre materia seca, que encontramos en los lodos de la depuradora del Mar Menor (los lodos de esta depuradora mostraban los valores mas elevados de salinidad, demostrado por su alto valor en conductividad eléctrica). Este catión es indicativo de salinidad, pues dentro de la conductividad eléctrica, el catión Na⁺ y el anión cloruro, formadores de la sal común, se consideran los más problemáticos (en cantidades elevadas), cuando los lodos van a ser incorporados al suelo. Por el contrario, en cantidades pequeñas, el Na es un elemento necesario para el adecuado desarrollo de las plantas.

En el caso del aluminio (Al), la concentración de Al en suelos minerales es inferior a 1mg/litro a pH superior a 5,5 pero se eleva fuertemente a pH inferior a 5,5. Los cultivos son sensibles a elevadas concentraciones de Al y la toxicidad del mismo en suelos ácidos es un problema serio (Navarro, 2003). Para nuestro caso de suelos calcáreos y concentraciones de aluminio bajas no supondrá un problema la adición de estos materiales. La baja concentración de Al en suelos o en la solución nutritiva estimulan el crecimiento de las plantas, pudiendo explicarse debido a la prevención de la toxicidad por Cu, Mn o P por el Al, debido a su antagonismo con los mencionados elementos. Los resultados ponen de manifiesto valores que se consideran normales entre este tipo de residuos, y además, no muestran grandes diferencias entre todo el conjunto de lodos estudiados.

El azufre (S) en los últimos 30 años ha cobrado especial interés debido al incremento de cultivos y la disminución en el uso de plaguicidas con base de S debido a la utilización cada vez más amplia del superfosfato triple en sustitución del cálcico y, posiblemente, la menor concentración de dióxido de azufre en la atmósfera por un menor consumo de aceites de alto contenido en azufre, ha llevado a que su deficiencia en el suelo empiece a manifestarse con más frecuencia, y ello repercute en el rendimiento de los cultivos (Navarro, 2003). La tendencia actual, dirigida a obtener productos más concentrados en los tres nutrientes principales: N, P y K, ha hecho disminuir grandemente el aporte de azufre.

Tabla 4.9. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de hierro total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	2,00	2,24	2,81	2,35
I	BENIEL	1,15	1,09	1,07	1,10
I	CEUTI	0,40	0,26	0,28	0,31
I	EL RAAL	1,43	0,73	0,84	1,00
I	LAS TORRES C.	0,62	0,45	0,40	0,49
I	LORQUI	0,62	0,42	0,37	0,47
I	MOLINA	3,13	4,28	3,47	3,63
I	MURCIA ESTE	1,63	1,00	1,20	1,28
I	SANTOMERA	0,63	0,42	0,51	0,52
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,29 ± 0,29 aA</i>	<i>1,21 ± 0,43 aA</i>	<i>1,22 ± 0,38 aA</i>	<i>1,24 ± 0,36 a</i>
II	CABEZO BEAZA	2,68	4,81	2,95	3,48
II	LA UNION	0,76	0,52	0,41	0,56
II	LOS ALCAZARES	1,10	0,76	0,63	0,83
II	MAR MENOR	1,15	1,39	1,23	1,26
II	SAN JAVIER	1,00	0,73	0,59	0,77
II	SAN PEDRO	0,86	0,48	0,46	0,60
II	T. PACHECO	2,59	2,69	3,03	2,77
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,45 ± 0,31 aA</i>	<i>1,63 ± 0,61 aA</i>	<i>1,33 ± 0,44 aA</i>	<i>1,47 ± 0,44 a</i>
III	ABARAN	0,34	0,14	0,48	0,32
III	ARCHENA	0,30	0,25	0,31	0,29
III	CIEZA	0,68	0,36	0,39	0,48
III	JUMILLA	0,46	0,23	0,27	0,32
III	YECLA	0,35	0,25	0,46	0,35
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,42 ± 0,07 aA</i>	<i>0,24 ± 0,04 aA</i>	<i>0,38 ± 0,04 aA</i>	<i>0,35 ± 0,03 a</i>
IV	AGUILAS	0,53	0,51	0,46	0,50
IV	ALHAMA	0,37	0,30	0,28	0,32
IV	LA HOYA	1,58	1,05	1,30	1,31
IV	MAZARRON	1,85	1,92	0,47	1,42
IV	TOTANA	0,83	0,46	0,44	0,58
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,03 ± 0,29 aA</i>	<i>0,85 ± 0,3 aA</i>	<i>0,59 ± 0,18 aA</i>	<i>0,82 ± 0,23 a</i>
V	BULLAS	0,91	0,57	0,83	0,77
V	CARAVACA	0,19	0,14	0,19	0,17
V	CEHEGIN	0,36	0,25	0,42	0,34
V	MULA	0,42	0,31	0,33	0,35
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,47 ± 0,15 aA</i>	<i>0,32 ± 0,09 aA</i>	<i>0,44 ± 0,14 aA</i>	<i>0,41 ± 0,13 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,03 ± 0,14</i>	<i>0,97 ± 0,21</i>	<i>0,90 ± 0,17</i>	<i>0,96 ± 0,17</i>

Tabla 4.10. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de magnesio total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	0,69	0,67	0,73	0,70
I	BENIEL	0,84	0,9	0,89	0,88
I	CEUTI	0,56	0,49	0,52	0,52
I	EL RAAL	1,14	0,83	1,01	0,99
I	LAS TORRES C.	0,73	0,67	0,7	0,70
I	LORQUI	0,72	0,67	0,68	0,69
I	MOLINA	0,95	0,78	0,86	0,86
I	MURCIA ESTE	1,11	0,84	1,07	1,01
I	SANTOMERA	0,72	0,6	0,62	0,65
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,83 ± 0,07 bA</i>	<i>0,72 ± 0,04 bA</i>	<i>0,79 ± 0,06 bA</i>	<i>0,78 ± 0,06 b</i>
II	CABEZO BEAZA	0,82	0,63	0,83	0,76
II	LA UNION	0,59	0,52	0,55	0,55
II	LOS ALCAZARES	0,89	0,79	0,74	0,81
II	MAR MENOR	0,83	0,82	0,85	0,83
II	SAN JAVIER	0,85	0,75	0,74	0,78
II	SAN PEDRO	0,8	0,66	0,68	0,71
II	T. PACHECO	0,83	0,58	0,63	0,68
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,80 ± 0,04 bA</i>	<i>0,68 ± 0,04 bA</i>	<i>0,72 ± 0,04 bA</i>	<i>0,73 ± 0,04 b</i>
III	ABARAN	0,6	0,49	0,65	0,58
III	ARCHENA	0,58	0,56	0,67	0,60
III	CIEZA	0,71	0,56	0,73	0,67
III	JUMILLA	0,62	0,51	0,6	0,58
III	YECLA	0,8	0,68	0,94	0,81
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,66 ± 0,04 abA</i>	<i>0,56 ± 0,03 abA</i>	<i>0,72 ± 0,06 bA</i>	<i>0,65 ± 0,04 ab</i>
IV	AGUILAS	0,41	0,4	0,43	0,41
IV	ALHAMA	0,73	0,62	0,65	0,67
IV	LA HOYA	0,61	0,41	0,39	0,47
IV	MAZARRON	0,84	0,77	0,51	0,71
IV	TOTANA	0,99	0,69	0,75	0,81
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,72 ± 0,10 abA</i>	<i>0,58 ± 0,07 abA</i>	<i>0,55 ± 0,07 abA</i>	<i>0,61 ± 0,07 ab</i>
V	BULLAS	0,42	0,54	0,34	0,43
V	CARAVACA	0,55	0,52	0,5	0,52
V	CEHEGIN	0,44	0,31	0,32	0,36
V	MULA	0,38	0,44	0,54	0,45
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,45 ± 0,04 aA</i>	<i>0,45 ± 0,05 aA</i>	<i>0,43 ± 0,06 aA</i>	<i>0,44 ± 0,03 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,73 ± 0,04</i>	<i>0,62 ± 0,03</i>	<i>0,67 ± 0,03</i>	<i>0,67 ± 0,03</i>

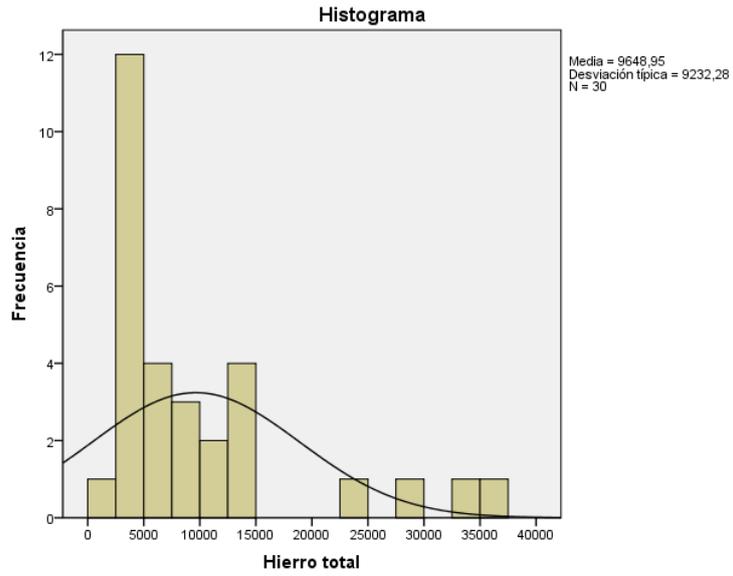


Figura 4.9. Histograma y distribución normal de los valores de hierro total (mg kg⁻¹) en los lodos estudiados.

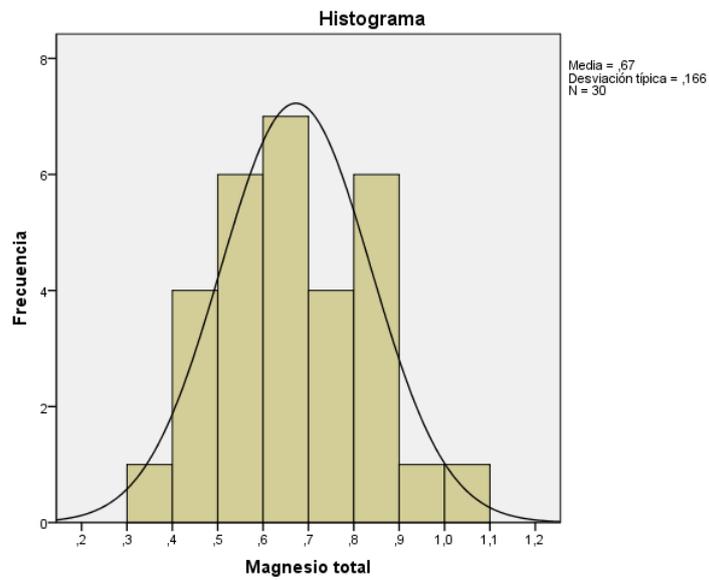


Figura 4.10. Histograma y distribución normal de los valores de magnesio total (mg kg⁻¹) en los lodos estudiados.

Tabla 4.11. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de manganeso total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valore medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	187,7	138,6	165,6	164,0
I	BENIEL	1400,5	246,9	624,5	757,3
I	CEUTI	45,3	33,1	32,2	36,9
I	EL RAAL	239,8	98,5	107,4	148,6
I	LAS TORRES C.	100,9	69,6	67,5	79,3
I	LORQUI	67,0	52,9	50,9	56,9
I	MOLINA	164,7	139,5	161,9	155,4
I	MURCIA ESTE	183,0	97,2	134,0	138,0
I	SANTOMERA	115,2	95,0	106,6	105,6
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>278,2 ± 141,8 aA</i>	<i>107,9 ± 21,0 aA</i>	<i>161,2 ± 60,0 aA</i>	<i>182,4 ± 73,4 a</i>
II	CABEZO BEAZA	209,1	160,9	186,9	185,6
II	LA UNION	137,5	98,6	112,1	116,1
II	LOS ALCAZARES	123,5	121,8	79,3	108,2
II	MAR MENOR	399,3	643,8	319,3	454,3
II	SAN JAVIER	164,0	116,3	95,0	125,1
II	SAN PEDRO	280,8	141,8	67,3	163,3
II	T. PACHECO	215,0	151,6	156,6	174,4
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>218,5 ± 36,3 aA</i>	<i>205,0 ± 73,6 aA</i>	<i>145,2 ± 33,2 aA</i>	<i>189,6 ± 45,5 a</i>
III	ABARAN	56,3	32,3	214,3	101,0
III	ARCHENA	60,8	76,6	81,93	73,1
III	CIEZA	80,5	56,4	64,9	67,3
III	JUMILLA	97,8	52,0	65,4	71,7
III	YECLA	50,6	44,7	58,2	51,2
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>69,18 ± 8,73 aA</i>	<i>52,4 ± 7,3 aA</i>	<i>96,9 ± 29,6 aA</i>	<i>72,8 ± 8,0 a</i>
IV	AGUILAS	82,6	67,6	60,4	70,2
IV	ALHAMA	81,7	50,7	54,3	62,2
IV	LA HOYA	167,3	100,3	99,5	122,4
IV	MAZARRON	648,4	362,4	212,4	407,8
IV	TOTANA	126,1	73,7	81,4	93,7
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>221,2 ± 108,0 aA</i>	<i>130,9 ± 58,4 aA</i>	<i>101,6 ± 28,8 aA</i>	<i>151,3 ± 65,0 a</i>
V	BULLAS	96,2	43,5	54,8	64,8
V	CARAVACA	42,0	33,0	35,9	37,0
V	CEHEGIN	59,2	31,1	56,1	48,8
V	MULA	54,6	34,5	43,6	44,2
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>63,0 ± 11,6 aA</i>	<i>35,5 ± 2,8 aA</i>	<i>47,6 ± 4,8 aA</i>	<i>48,7 ± 5,9 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>191,2 ± 47,4 aA</i>	<i>115,5 ± 22,3 aA</i>	<i>121,7 ± 21,0 aA</i>	<i>142,8 ± 27,4</i>

Tabla 4.12. Valores de concentración (%) de calcio total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	5,71	4,02	4,44	4,72
I	BENIEL	7,69	7,6	6,38	7,22
I	CEUTI	3,06	2,09	2,14	2,43
I	EL RAAL	11,04	5,48	6,65	7,72
I	LAS TORRES C.	6,12	3,59	3,79	4,50
I	LORQUI	4,21	3,13	3,86	3,73
I	MOLINA	4,77	3,87	4,26	4,30
I	MURCIA ESTE	10,54	4,38	5,59	6,84
I	SANTOMERA	5,98	3,93	4,16	4,69
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,57 ± 0,91 aA</i>	<i>4,23 ± 0,52 aA</i>	<i>4,59 ± 0,47 aA</i>	<i>5,13 ± 0,59 a</i>
II	CABEZO BEAZA	4,91	3,31	3,18	3,80
II	LA UNION	2,18	1,62	1,77	1,86
II	LOS ALCAZARES	5,23	3,93	4,52	4,56
II	MAR MENOR	3,35	3,29	3,38	3,34
II	SAN JAVIER	7,43	5,37	4,88	5,89
II	SAN PEDRO	5,46	3,36	3,47	4,10
II	T. PACHECO	5,04	1,95	1,56	2,85
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,80 ± 0,63 aA</i>	<i>3,26 ± 0,47 aA</i>	<i>3,25 ± 0,47 aA</i>	<i>3,77 ± 0,49 a</i>
III	ABARAN	3,88	2,23	3,34	3,15
III	ARCHENA	2,71	2,88	3,25	2,95
III	CIEZA	4,4	2,94	3,48	3,61
III	JUMILLA	3,14	1,95	2,24	2,44
III	YECLA	3,49	2,78	5,09	3,79
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,52 ± 0,29 aA</i>	<i>2,56 ± 0,20 aA</i>	<i>3,48 ± 0,46 aA</i>	<i>3,19 ± 0,24 a</i>
IV	AGUILAS	3,83	3,28	3,15	3,42
IV	ALHAMA	2,46	1,86	2,21	2,18
IV	LA HOYA	5,36	3,15	2,91	3,81
IV	MAZARRON	4,38	3,51	2,3	3,40
IV	TOTANA	6,25	3,59	4,38	4,74
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,46 ± 0,65 aA</i>	<i>3,08 ± 0,31 aA</i>	<i>2,99 ± 0,39 aA</i>	<i>3,51 ± 0,41 a</i>
V	BULLAS	2,4	1,51	1,49	1,80
V	CARAVACA	3,94	2,41	2,99	3,11
V	CEHEGIN	3,77	1,68	2,7	2,72
V	MULA	3,76	2,13	4,4	3,43
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,47 ± 0,36 aA</i>	<i>1,93 ± 0,21 aA</i>	<i>2,90 ± 0,60 aA</i>	<i>2,77 ± 0,35 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4,88 ± 0,39</i>	<i>3,23 ± 0,24</i>	<i>3,60 ± 0,24</i>	<i>3,90 ± 0,27</i>

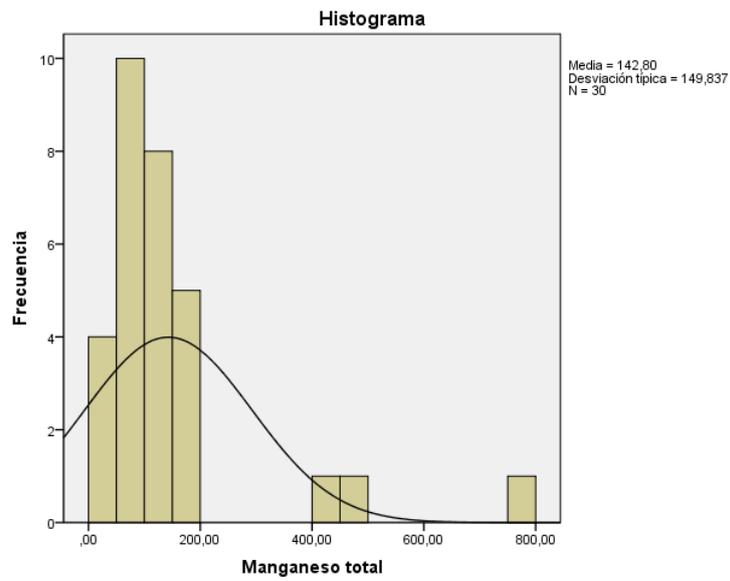


Figura 4.11. Histograma y distribución normal de los valores de manganeso total (mg kg^{-1}) en los lodos estudiados.

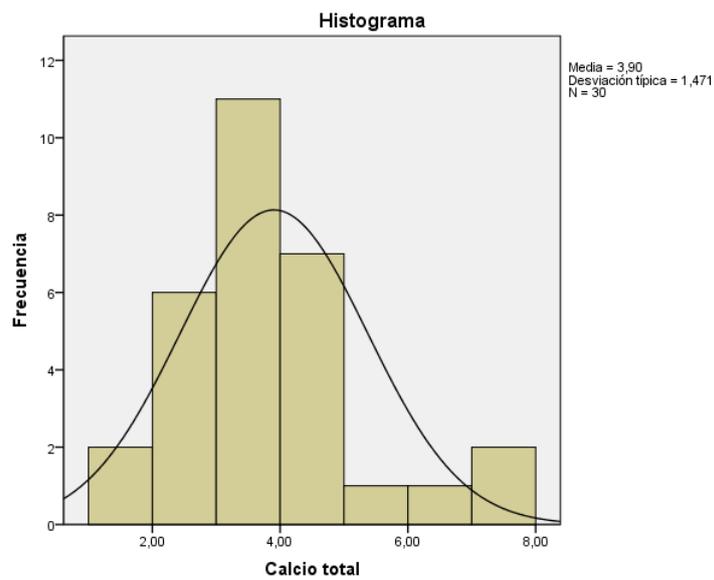


Figura 4.12. Histograma y distribución normal de los valores de calcio total (%) en los lodos estudiados.

Tabla 4.13. Valores de concentración (%) de sodio total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	0,2	0,2	0,2	0,20
I	BENIEL	0,23	0,2	0,21	0,21
I	CEUTI	0,22	0,21	0,24	0,22
I	EL RAAL	0,2	0,22	0,18	0,20
I	LAS TORRES C.	0,42	0,3	0,33	0,35
I	LORQUI	0,45	0,54	0,52	0,50
I	MOLINA	0,34	0,34	0,39	0,36
I	MURCIA ESTE	0,15	0,18	0,18	0,17
I	SANTOMERA	0,22	0,32	0,33	0,29
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,27 ± 0,04 aA</i>	<i>0,28 ± 0,04 aA</i>	<i>0,29 ± 0,04 aA</i>	<i>0,28 ± 0,04 a</i>
II	CABEZO BEAZA	0,24	0,2	0,22	0,22
II	LA UNION	0,22	0,18	0,18	0,19
II	LOS ALCAZARES	0,4	0,51	0,45	0,45
II	MAR MENOR	1,01	1,04	1	1,02
II	SAN JAVIER	0,34	0,31	0,4	0,35
II	SAN PEDRO	0,49	0,53	0,47	0,50
II	T. PACHECO	0,22	0,26	0,25	0,24
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,42 ± 0,11 aA</i>	<i>0,43 ± 0,11 aA</i>	<i>0,42 ± 0,11 aA</i>	<i>0,42 ± 0,11 a</i>
III	ABARAN	0,16	0,14	0,14	0,15
III	ARCHENA	0,19	0,16	0,19	0,18
III	CIEZA	0,28	0,25	0,28	0,27
III	JUMILLA	0,29	0,25	0,24	0,26
III	YECLA	0,15	0,12	0,09	0,12
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,21 ± 0,03 aA</i>	<i>0,18 ± 0,03 aA</i>	<i>0,19 ± 0,03 aA</i>	<i>0,20 ± 0,03 a</i>
IV	AGUILAS	0,25	0,22	0,49	0,32
IV	ALHAMA	0,27	0,3	0,3	0,29
IV	LA HOYA	0,19	0,13	0,16	0,16
IV	MAZARRON	0,63	0,58	0,29	0,50
IV	TOTANA	0,27	0,26	0,27	0,27
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,32 ± 0,08 aA</i>	<i>0,30 ± 0,08 aA</i>	<i>0,30 ± 0,05 aA</i>	<i>0,31 ± 0,06 a</i>
V	BULLAS	0,3	0,51	0,19	0,33
V	CARAVACA	0,24	0,16	0,16	0,19
V	CEHEGIN	0,14	0,12	0,13	0,13
V	MULA	0,22	0,15	0,14	0,17
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,23 ± 0,03 aA</i>	<i>0,24 ± 0,09 aA</i>	<i>0,16 ± 0,01 aA</i>	<i>0,21 ± 0,04 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,30 ± 0,03</i>	<i>0,30 ± 0,04</i>	<i>0,29 ± 0,03</i>	<i>0,29 ± 0,03</i>

Tabla 4.14. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de aluminio total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valore medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	1,34	0,98	1,07	1,13
I	BENIEL	1,65	1,67	1,46	1,59
I	CEUTI	0,89	0,63	0,68	0,73
I	EL RAAL	2,57	1,33	1,51	1,80
I	LAS TORRES C.	1,10	0,92	0,95	0,99
I	LORQUI	1,08	0,78	0,74	0,87
I	MOLINA	1,63	1,24	1,22	1,36
I	MURCIA ESTE	2,50	1,06	1,31	1,62
I	SANTOMERA	1,48	0,96	1,00	1,15
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,58 ± 0,20 bcB</i>	<i>1,06 ± 0,10 bcA</i>	<i>1,10 ± 0,10 baB</i>	<i>1,25 ± 0,12 bc</i>
II	CABEZO BEAZA	1,63	0,92	0,98	1,18
II	LA UNION	1,48	1,07	1,13	1,23
II	LOS ALCAZARES	2,20	1,60	1,48	1,76
II	MAR MENOR	1,81	1,73	1,69	1,74
II	SAN JAVIER	1,91	1,47	1,3	1,56
II	SAN PEDRO	1,72	1,11	1,13	1,32
II	T. PACHECO	2,20	1,11	0,99	1,43
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,85 ± 0,10 cB</i>	<i>1,29 ± 0,12 cA</i>	<i>1,24 ± 0,10 baB</i>	<i>1,46 ± 0,09 c</i>
III	ABARAN	0,91	0,54	0,79	0,75
III	ARCHENA	1,01	1,17	1,24	1,14
III	CIEZA	0,96	0,75	0,90	0,87
III	JUMILLA	0,62	0,46	0,53	0,54
III	YECLA	0,85	0,69	1,01	0,85
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,87 ± 0,07 abA</i>	<i>0,72 ± 0,12 abA</i>	<i>0,89 ± 0,12 abA</i>	<i>0,83 ± 0,10 ab</i>
IV	AGUILAS	1,48	1,37	1,39	1,41
IV	ALHAMA	0,95	0,78	0,79	0,84
IV	LA HOYA	1,62	0,94	0,72	1,09
IV	MAZARRON	1,94	1,60	0,99	1,51
IV	TOTANA	1,88	1,19	1,14	1,40
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,57 ± 0,18 bcB</i>	<i>1,2 ± 0,15 bcAB</i>	<i>1,01 ± 0,12 abA</i>	<i>1,25 ± 0,12 bc</i>
V	BULLAS	0,44	0,30	0,37	0,37
V	CARAVACA	0,99	0,62	0,70	0,77
V	CEHEGIN	0,68	0,37	0,52	0,52
V	MULA	0,51	0,54	0,82	0,62
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,66 ± 0,12 aB</i>	<i>0,46 ± 0,07 aB</i>	<i>0,60 ± 0,10 aB</i>	<i>0,57 ± 0,08 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,40 ± 0,11</i>	<i>1,00 ± 0,07</i>	<i>1,02 ± 0,06</i>	<i>1,14 ± 0,07</i>

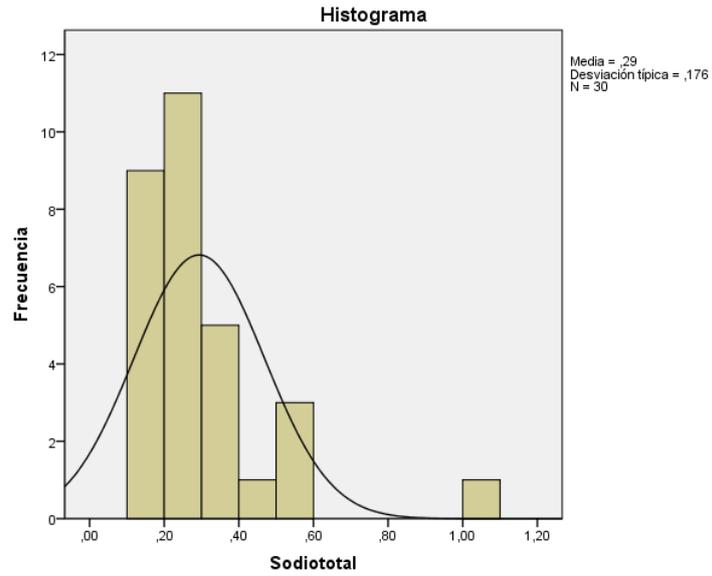


Figura 4.13. Histograma y distribución normal de los valores de sodio total (%) en los lodos estudiados.

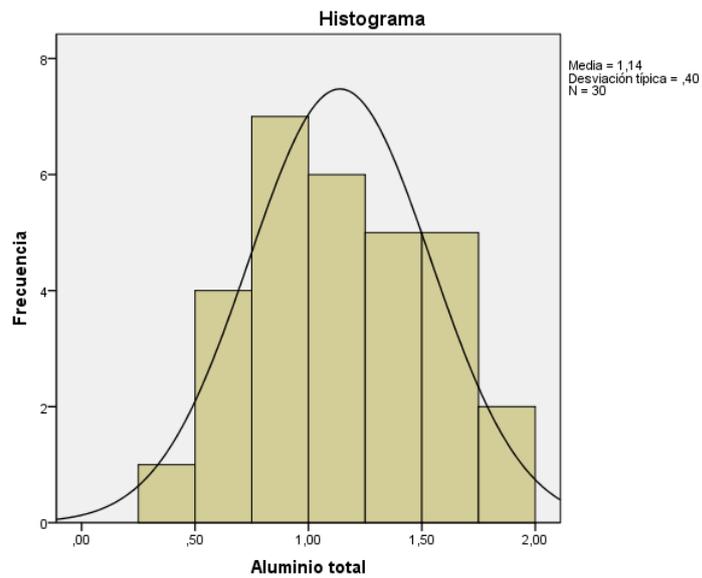


Figura 4.14. Histograma y distribución normal de los valores de aluminio total (mg kg^{-1}) en los lodos estudiados.

Tabla 4.15. Valores de concentración (%) de azufre en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valore medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	1,86	2,16	2,15	2,06
I	BENIEL	0,95	0,96	1,01	0,97
I	CEUTI	0,84	0,88	0,91	0,88
I	EL RAAL	0,65	0,78	0,72	0,72
I	LAS TORRES C.	1,07	0,97	1,01	1,02
I	LORQUI	0,93	1,07	0,94	0,98
I	MOLINA	2,58	3,19	4,42	3,40
I	MURCIA ESTE	0,95	1,21	1,24	1,13
I	SANTOMERA	1,04	1,1	1,12	1,09
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,21 ± 0,20 aA</i>	<i>1,37 ± 0,26 aA</i>	<i>1,50 ± 0,39 aA</i>	<i>1,36 ± 0,28 a</i>
II	CABEZO BEAZA	2,13	2,39	2,06	2,19
II	LA UNION	0,96	0,86	0,85	0,89
II	LOS ALCAZARES	0,92	1,02	0,85	0,93
II	MAR MENOR	1,19	1,44	1,42	1,35
II	SAN JAVIER	1,03	1,06	1,08	1,06
II	SAN PEDRO	0,85	0,95	0,81	0,87
II	T. PACHECO	0,77	0,85	1	0,87
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,12 ± 0,18 aA</i>	<i>1,22 ± 0,21 aA</i>	<i>1,15 ± 0,17 aA</i>	<i>1,17 ± 0,18 a</i>
III	ABARAN	0,81	0,65	0,75	0,74
III	ARCHENA	0,72	0,72	0,78	0,74
III	CIEZA	1,12	0,96	0,97	1,02
III	JUMILLA	0,82	0,71	0,77	0,77
III	YECLA	0,76	0,69	0,66	0,70
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,85 ± 0,07 aA</i>	<i>0,75 ± 0,05 aA</i>	<i>0,79 ± 0,05 aA</i>	<i>0,79 ± 0,06 a</i>
IV	AGUILAS	0,97	0,88	0,77	0,87
IV	ALHAMA	0,79	0,74	0,74	0,76
IV	LA HOYA	1,31	1,04	1,26	1,20
IV	MAZARRON	1,47	1,65	0,79	1,30
IV	TOTANA	0,81	1,02	1,1	0,98
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,07 ± 0,14 aA</i>	<i>1,07 ± 0,16 aA</i>	<i>0,93 ± 0,10 aA</i>	<i>1,02 ± 0,10 a</i>
V	BULLAS	1,24	0,88	1,21	1,11
V	CARAVACA	0,74	0,72	0,66	0,71
V	CEHEGIN	0,82	0,82	0,71	0,78
V	MULA	0,84	0,83	0,71	0,79
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,91 ± 0,11 aA</i>	<i>0,81 ± 0,03 aA</i>	<i>0,82 ± 0,13 aA</i>	<i>0,85 ± 0,09 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,06 ± 0,08</i>	<i>1,11 ± 0,10</i>	<i>1,12 ± 0,13</i>	<i>1,10 ± 0,10</i>

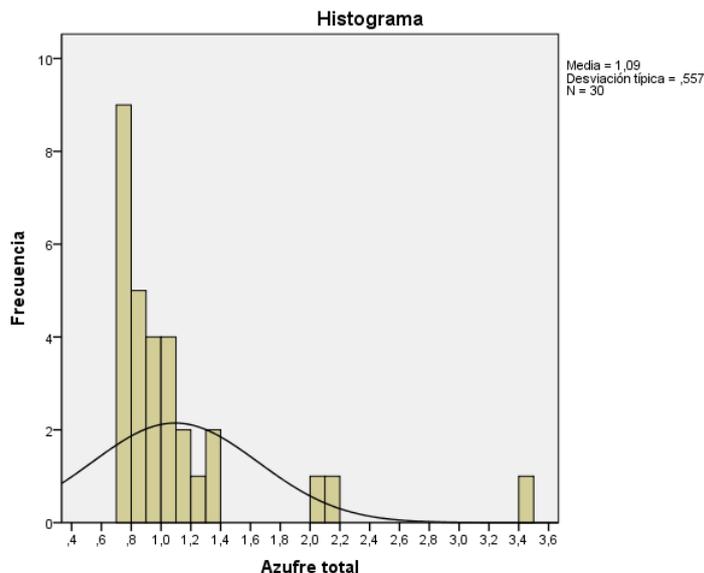


Gráfico 4.15. Histograma y distribución normal de los valores de azufre (%) en los lodos estudiados.

El boro (B) es un elemento natural que se encuentra en océanos, rocas sedimentarias, carbón, esquistos y ciertos suelos. El boro es liberado al medioambiente desde los océanos, las actividades geotérmicas como los volcanes y vapores geotérmicos, y por la meteorización natural de rocas que contienen boro.

También es liberado, aunque en menor medida, por actividades humanas. El boro es un micronutriente esencial para las plantas, si bien existen diferencias en los niveles de boro que cada planta requiere para su crecimiento óptimo. El margen entre déficit y toxicidad por boro en ciertas plantas es muy estrecho. El riesgo de efectos adversos por niveles altos de concentración de boro en ecosistemas acuáticos es pequeño porque los niveles de boro son generalmente bajos y se sitúan por debajo de la concentración sin efecto observado en el medioambiente. En la disolución del suelo, el boro se encuentra bajo la forma no disociada de ácido bórico H_3BO_3 , o como anión borato $B(OH)_4^-$. En las condiciones de pH de los suelos, la forma predominante es la no disociada, como ácido bórico, por esta razón, el boro puede ser lavado fácilmente del perfil del suelo, sobre todo a $pH < 7$. La segunda forma aumenta su presencia a pH más elevado y se encuentra adsorbida sobre arcilla (ilitas) y óxidos e hidróxidos de hierro, aluminio y magnesio. Cada organismo presente en el medioambiente se ve afectado de una forma distinta cuando se expone al boro: Las bacterias son relativamente tolerantes al boro, al igual que las algas verdes y verde-azuladas de agua dulce; los protozoos son más sensibles al boro que las bacterias. Los contenidos de B se consideran normales entre este tipo de residuos, y además, no muestran grandes diferencias entre todo el conjunto de lodos estudiados.

Tabla 4.16. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de boro total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	38,0	32,5	29,89	33,5
I	BENIEL	41,6	40,5	49,8	44,0
I	CEUTI	89,8	57,6	68,37	71,9
I	EL RAAL	61,4	34,3	35,75	43,8
I	LAS TORRES C.	199,3	73,1	64,64	112,3
I	LORQUI	109,2	61,0	65,97	78,7
I	MOLINA	36,8	28,9	36,4	34,0
I	MURCIA ESTE	51,0	29,3	29,55	36,6
I	SANTOMERA	68,5	73,5	102,63	81,5
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>77,3 ± 17,3 aA</i>	<i>47,9 ± 6,2 aA</i>	<i>53,7 ± 8,1 aA</i>	<i>59,6 ± 9,23 a</i>
II	CABEZO BEAZA	31,8	17,0	26,1	25,0
II	LA UNION	77,9	40,6	42,0	53,5
II	LOS ALCAZARES	54,8	60,4	45,4	53,5
II	MAR MENOR	80,2	59,9	65,8	68,6
II	SAN JAVIER	94,6	84,6	83,3	87,5
II	SAN PEDRO	76,1	72,1	56,4	68,2
II	T. PACHECO	63,6	54,4	58,9	59,0
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>68,4 ± 7,8 aA</i>	<i>55,6 ± 8,3 aA</i>	<i>54,0 ± 6,9 aA</i>	<i>59,3 ± 7,2 a</i>
III	ABARAN	50,8	24,7	25,5	33,7
III	ARCHENA	50,7	38,4	44,9	44,67
III	CIEZA	60,8	56,0	62,3	59,71
III	JUMILLA	198,6	177,4	168,3	181,39
III	YECLA	63,4	30,1	28,4	40,61
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>84,9 ± 28,5 aA</i>	<i>65,3 ± 28,5 aA</i>	<i>65,9 ± 26,4 aA</i>	<i>72,1 ± 27,7 a</i>
IV	AGUILAS	22,2	10,5	15,3	15,93
IV	ALHAMA	37,7	28,8	27,9	31,48
IV	LA HOYA	16,4	13,9	13,6	14,65
IV	MAZARRON	53,9	37,1	22,5	37,82
IV	TOTANA	86,9	87,4	101,4	91,90
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>43,4 ± 12,7 aA</i>	<i>35,5 ± 13,8 aA</i>	<i>36,1 ± 16,5 aA</i>	<i>38,4 ± 14,1 a</i>
V	BULLAS	63,3	36,4	27,8	42,50
V	CARAVACA	73,4	46,6	34,3	51,40
V	CEHEGIN	21,3	23,0	25,8	23,38
V	MULA	115,2	46,7	31,3	64,39
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>68,3 ± 19,3 aA</i>	<i>38,2 ± 5,6 aA</i>	<i>29,8 ± 1,9 aA</i>	<i>45,4 ± 8,6 a</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>69,6 ± 7,8</i>	<i>49,2 ± 5,8</i>	<i>49,7 ± 5,9</i>	<i>56,2 ± 6,1</i>

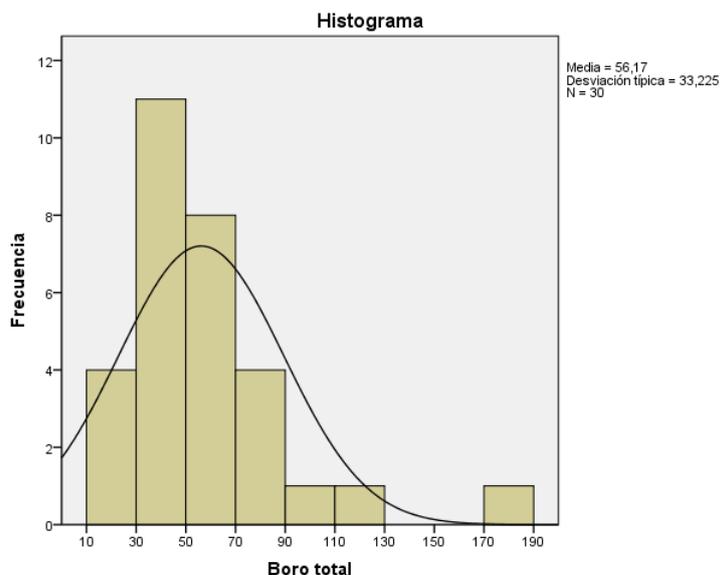


Gráfico 4.16. Histograma y distribución normal de los valores de boro (mg kg^{-1}) en los lodos estudiados.

Parámetros agronómicos: elementos minerales extraídos con agua

Las Tablas 4.17a y 4.17b indican la fracción de elementos, determinados en los lodos, que son solubles en agua. Se ha decidido establecer esta extracción al ser la que aporta información sobre la parte de la cantidad total de un elemento que es directamente asimilable por la planta, ya que se trata de los elementos que pasarían a la solución del suelo, y las raíces directamente los absorberían.

Se comprueba que los macronutrientes (P y K), muestran fracciones hidrosolubles elevadas, lo que permite señalar que una parte de los mismos resulta de inmediata asimilación por las plantas, y eso se debe de tener presente a la hora de aportes minerales junto con los lodos (éstos ya contienen una cantidad de P y K, que resulta de asimilación inmediata). La fracción hidrosoluble S, Ca y Mg de los también presenta concentraciones en los lodos relativamente grandes, pero no así el Fe, Mn, Al y B, que son los menos solubles en general. En todo esto tiene mucho que ver, como es natural, la química del elemento en concreto, y su solubilidad en agua, además por supuesto de su unión a la matriz orgánica de los lodos. Se observa una variación entre los valores, para el conjunto de lodos, que puede considerarse aceptable, para el conjunto de los elementos estudiados. Para el P, es donde más variabilidad se encuentra, teniendo valores de 500-600 mg/kg en algunas depuradoras, frente a otros de 15-20.

Un aspecto a tener en cuenta es que el Na, se extrae en agua en cantidades apreciables para todo el conjunto de lodos estudiados. Este hecho hace que aún tenga mayor interés la consideración de la conductividad eléctrica, como parámetro que puede ser limitante a la hora de aplicar ciertos lodos a los suelos, ya que en esa conductividad eléctrica juega un papel importante el Na. Por ello dicho catión en algunos casos es el responsable de la salinización de los suelos, provocando efectos adversos sobre las plantas y sobre los microorganismos del propio suelo (Ayuso *et al.*, 1997; Pérez, 2009).

Tabla 4.17a. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de elementos biodisponibles con un valor agronómico en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACIÓN	Al	B	Ca	P	S
I	ALCANTARILLA	0,27	0,74	102,8	14,48	260,8
I	BENIEL	0,43	1,05	96,0	138,6	237,1
I	CEUTI	0,57	1,48	168,2	293,7	142,6
I	EL RAAL	0,38	1,08	117,2	263,1	123,4
I	LAS TORRES C.	0,72	1,39	102,1	224,5	126,3
I	LORQUI	0,62	2,24	200,9	210,6	196
I	MOLINA	0,37	1,04	95,8	16,7	381
I	MURCIA ESTE	0,59	0,89	39,5	126,9	177,3
I	SANTOMERA	0,51	1,4	137,8	169,1	159,9
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,50 ± 0,05</i>	<i>1,26 ± 0,15</i>	<i>117,8 ± 15,6</i>	<i>162,0 ± 33,0</i>	<i>200,5 ± 27,5</i>
II	CABEZO BEAZA	0,34	1,04	107,4	69,13	581,5
II	LA UNION	1,08	1,2	82,6	471,7	78,8
II	LOS ALCAZARES	1,29	1,63	80,6	196,2	99,2
II	MAR MENOR	0,54	1,8	103,0	59,01	281,4
II	SAN JAVIER	0,73	1,92	100,0	236,1	120,4
II	SAN PEDRO	0,8	1,95	90,6	370,5	96,15
II	T. PACHECO	0,83	1,66	76,6	114,6	164,8
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,80 ± 0,12</i>	<i>1,60 ± 0,13</i>	<i>91,6 ± 4,57</i>	<i>216,7 ± 59,1</i>	<i>203,2 ± 68,2</i>
III	CABEZO BEAZA	0,76	0,94	94,5	431	122,4
III	ARCHENA	1,76	0,82	93,3	321,3	135,9
III	CIEZA	0,79	1	75,3	258,8	127,4
III	JUMILLA	0,55	1,06	164,6	280,6	123,3
III	YECLA	0,91	0,63	78,8	497,2	94,2
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,95 ± 0,21</i>	<i>0,89 ± 0,08</i>	<i>101,3 ± 16,3</i>	<i>357,8 ± 45,8</i>	<i>120,6 ± 7,0</i>
IV	CABEZO BEAZA	0,38	1,03	96,4	50,53	68,9
IV	ALHAMA	0,63	0,85	73,9	606,3	84,6
IV	LA HOYA	0,2	0,75	156,1	31,22	155,2
IV	MAZARRON	0,88	1,32	126,0	429	117,6
IV	TOTANA	0,69	1,29	141,6	261,7	118,7
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,56 ± 0,12</i>	<i>1,05 ± 0,11</i>	<i>118,8 ± 15,0</i>	<i>275,8 ± 110,3</i>	<i>109,0 ± 15,0</i>
V	CABEZO BEAZA	0,48	0,89	127,0	253,3	223,6
V	CARAVACA	1,14	0,79	112,9	509,4	80,9
V	CEHEGIN	0,39	0,79	106,1	170,8	152,5
V	MULA	0,56	0,76	180,7	164,9	104,3
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,64 ± 0,17</i>	<i>0,81 ± 0,03</i>	<i>131,7 ± 16,9</i>	<i>274,6 ± 80,8</i>	<i>140,3 ± 31,5</i>
TOTAL	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,67 ± 0,08</i>	<i>1,18 ± 6,53</i>	<i>110,9 ± 28,9</i>	<i>241,4 ± 19,1</i>	<i>164,5 ± 0,02</i>

Tabla 4.17b. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de elementos biodisponibles con un valor agronómico en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACIÓN	Fe	K	Mg	Mn	Na
I	ALCANTARILLA	0,88	107,5	63,4	0,05	142,8
I	BENIEL	0,9	134,2	66,3	0,63	166,4
I	CEUTI	0,52	281,4	102,5	0,09	207,2
I	EL RAAL	0,69	276,7	96,0	0,08	116,8
I	LAS TORRES C.	0,83	180,2	91,0	0,07	236,7
I	LORQUI	0,9	283,4	130,4	0,15	419,9
I	MOLINA	1,22	106,6	61,0	0,05	312,2
I	MURCIA ESTE	1,17	131,1	45,8	0,03	124,3
I	SANTOMERA	0,63	199,5	77,3	0,14	195,6
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,86 ± 0,08</i>	<i>188,9 ± 25,0</i>	<i>81,5 ± 8,7</i>	<i>0,14 ± 0,1</i>	<i>213,5 ± 32,9</i>
II	CABEZO BEAZA	1,69	166,5	103,3	0,06	163,2
II	LA UNION	0,93	333,9	86,3	0,17	129,8
II	LOS ALCAZARES	1,05	158,8	95,8	0,06	393,2
II	MAR MENOR	0,79	133,7	101,5	0,24	847
II	SAN JAVIER	0,97	183,7	90,7	0,09	316,6
II	SAN PEDRO	1,15	279,9	101,2	0,07	405,6
II	T. PACHECO	2,58	256,9	52,1	0,06	190,3
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,31 ± 0,24</i>	<i>216,2 ± 28,1</i>	<i>90,1 ± 6,8</i>	<i>0,10 ± 0,03</i>	<i>349,4 ± 92,8</i>
III	CABEZO BEAZA	1,23	440,7	96,5	0,49	114,4
III	ARCHENA	1,29	283,5	92,0	0,13	147,5
III	CIEZA	0,86	147,5	93,8	0,04	224,6
III	JUMILLA	0,89	257,8	104,2	0,33	204,1
III	YECLA	1,14	320,6	96,0	0,08	73,5
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,08 ± 0,09</i>	<i>290,0 ± 47,4</i>	<i>96,5 ± 2,1</i>	<i>0,20 ± 0,09</i>	<i>152,8 ± 27,9</i>
IV	CABEZO BEAZA	0,46	75,98	69,7	0,05	355,1
IV	ALHAMA	0,97	367,4	114,8	0,09	255,8
IV	LA HOYA	1,57	125,5	96,7	0,20	116,1
IV	MAZARRON	1,12	399,6	86,8	0,56	220,2
IV	TOTANA	0,73	279	97,5	0,09	186,2
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,97 ± 0,19</i>	<i>249,5 ± 64,3</i>	<i>93,1 ± 7,4</i>	<i>0,20 ± 0,09</i>	<i>226,7 ± 39,5</i>
V	CABEZO BEAZA	1,37	271,7	80,7	0,13	170,5
V	CARAVACA	0,96	303,7	79,5	0,08	102,9
V	CEHEGIN	0,95	233,9	48,7	0,08	107,5
V	MULA	0,57	242,1	84,5	0,10	118,4
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,96 ± 0,16</i>	<i>262,9 ± 15,8</i>	<i>73,3 ± 8,3</i>	<i>0,10 ± 0,01</i>	<i>124,8 ± 15,6</i>
TOTAL	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,03 ± 16,94</i>	<i>232,1 ± 3,56</i>	<i>86,9 ± 0,03</i>	<i>0,15 ± 27,65</i>	<i>225,5 ± 6,9</i>

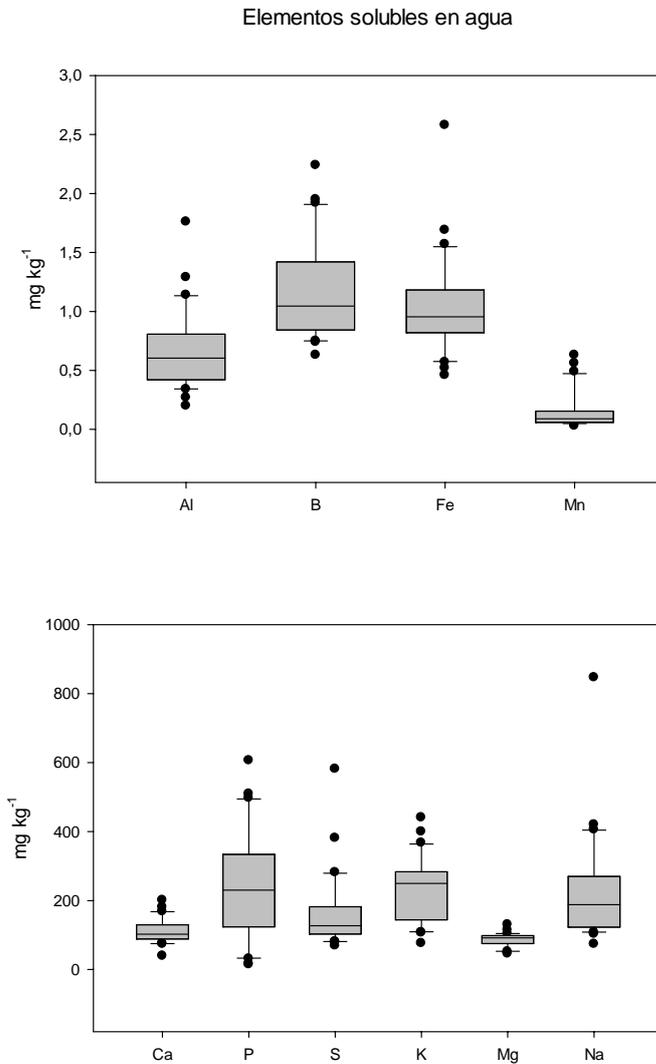


Figura 4.17. Diagramas de cajas de los valores de concentraciones de elementos solubles en agua de los lodos estudiados, expresados en mg kg⁻¹ de materia seca. Los límites inferior y superior de las cajas representan el percentil 25 y 75 respectivamente. Los límites inferior y superior de las barras de error representan el percentil 10 y 90 respectivamente. La línea horizontal dentro de las cajas representa la mediana. Los puntos representan valores extremos.

iones nitrato, cloruro, sulfato y fosfato

Los datos se muestran en la Tabla 4.18 con la correspondiente gráfica de cajas (Figura 4.18). En relación al contenido en nitratos, hemos de señalar que nuestros lodos cuentan con cantidades muy pequeñas de este anión, con una media de $6,13 \text{ mg kg}^{-1}$ de NO_3^- sobre materia seca, y los valores de concentración para el 93,3 % de los lodos estudiados fluctúan entre 5 y 7 mg kg^{-1} . Esto se considera normal, ya que la mayoría del nitrógeno contenido en los lodos estará en forma orgánica, y prácticamente en su mayoría formando parte de material proteico, debido al propio origen de los lodos EDAR que estudiamos. Se observa que los valores mayores de concentración de nitratos se observan en los lodos de la zona I, siendo su valor medio significativamente ($p < 0.05$) mayor que el correspondiente a la zona V donde se encontraron los valores más bajos. En el caso del N total la tendencia era la contraria, es decir los valores mayores de este macronutrientes se encontraron en la zona V y los menores en la zona I, de lo cual se deduce que en los lodos de la zona V existen mayores contenidos de N orgánico y N-amónico que en la zona I.

Los cloruros se presentan en un 96,6 % de los lodos en concentraciones que oscilan entre 100 y 650 mg kg^{-1} sobre materia seca, en todos los lodos estudiados, a excepción del que procede de la estación depuradora del Mar Menor, el cual marca un valor para este anión de $1372,20 \text{ mg kg}^{-1}$. Estos resultados están en concordancia con lo establecido anteriormente para el catión sodio, así como para los elevados niveles de conductividad eléctrica, encontrados en los lodos procedentes de la misma depuradora. Este hecho hace pensar que los lodos de dicha depuradora son los que mayor capacidad tienen para salinizar suelos, por lo que su aplicación al suelo debería estar sumamente controlada en lo que respecta a las dosis ensayadas, si no se quieren correr riesgos innecesarios.

El contenido de aniones sulfatos en los lodos es indicativo de la potencialidad de los mismos de incrementar la salinidad del suelo cuando son utilizados como enmienda orgánica, si bien está demostrado que este anión puede tener efectos menos perjudiciales que el anión cloruro. El sulfato está muy extendido en suelos margosos de nuestra región. De todos los lodos analizados, a excepción de 2 de ellos, los demás tienen valores de SO_4^{2-} comprendidos entre 200-900 mg kg^{-1} en materia seca. Se detecta un máximo en los lodos procedentes de la depuradora de Cabezo Beaza (1654 mg kg^{-1} en materia seca), y también un valor elevado en los que proceden de la depuradora de Molina del Segura. Estos contenidos pueden ser debidos al arrastre de suelos hasta el sistema de alcantarillado por el efecto erosivo de las lluvias torrenciales sobre los suelos degradados de tipo margoso que son típicos de estas zonas.

Los aniones fosfatos, están muy relacionados con ciertas fases del proceso en las estaciones depuradoras e incluso a los detergentes vertidos al sistema de aguas residuales de zonas urbanas e industriales. Los valores de concentración de fosfatos se sitúan en la mayoría de lodos analizados entre 100-900 mg kg^{-1} sobre materia seca, presentando también un máximo de 1850 mg kg^{-1} en los lodos procedentes de la depuradora de Alhama de Murcia.

Tabla 4.18. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de los aniones solubles en agua en los lodos estudiados. Para cada anión, valores medios seguidos por diferentes letras se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor zona.

ZONA	LOCALIZACIÓN	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻
I	ALCANTARILLA	5,05	362	780	32,1
I	BENIEL	6,57	253	703	420
I	CEUTI	6,61	248	420	757
I	EL RAAL	6,74	211	354	762
I	LAS TORRES C.	6,94	266	378	611
I	LORQUI	8,02	424	580	557
I	MOLINA	6,88	497	1143	50,0
I	MURCIA ESTE	6,15	208	520	320
I	SANTOMERA	6,24	249	456	451
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,58 ± 0,26 b</i>	<i>302 ± 34 a</i>	<i>593 ± 84 a</i>	<i>440 ± 90 a</i>
II	CABEZO BEAZA	6,85	318	1654	180
II	LA UNION	7,20	198	230	1118
II	LOS ALCAZARES	6,16	523	290	600
II	MAR MENOR	6,58	1372	840	140
II	SAN JAVIER	6,21	481	360	698
II	SAN PEDRO	5,83	617	280	1125
II	T. PACHECO	6,32	260	491	202
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,45 ± 0,17 ab</i>	<i>538 ± 150 a</i>	<i>592 ± 194 a</i>	<i>580 ± 162 a</i>
III	ABARAN	5,59	174	356	1301
III	ARCHENA	5,68	224	400	960
III	CIEZA	5,77	341	372	783
III	JUMILLA	5,77	310	356	859
III	YECLA	5,59	115,9	280	1543
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>5,68 ± 0,04 ab</i>	<i>233 ± 52 a</i>	<i>353 ± 20 a</i>	<i>1089 ± 144 a</i>
IV	AGUILAS	5,46	540	206	150
IV	ALHAMA	5,40	390	253	1850
IV	LA HOYA	5,66	176	460	90
IV	MAZARRON	5,60	335	352	1314
IV	TOTANA	5,44	283	356	841
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>5,51 ± 0,05 a</i>	<i>345 ± 60 a</i>	<i>325 ± 44 a</i>	<i>849 ± 338 a</i>
V	BULLAS	6,09	259	670	772
V	CARAVACA	6,77	156	240	1560
V	CEHEGIN	5,33	163	450	520
V	MULA	5,53	180	312	502
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>5,93 ± 0,32 ab</i>	<i>190 ± 24 a</i>	<i>418 ± 95 a</i>	<i>839 ± 248 a</i>
TOTAL	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6,13 ± 0,12</i>	<i>338 ± 47</i>	<i>485 ± 55</i>	<i>702 ± 88</i>

Aniones solubles en agua

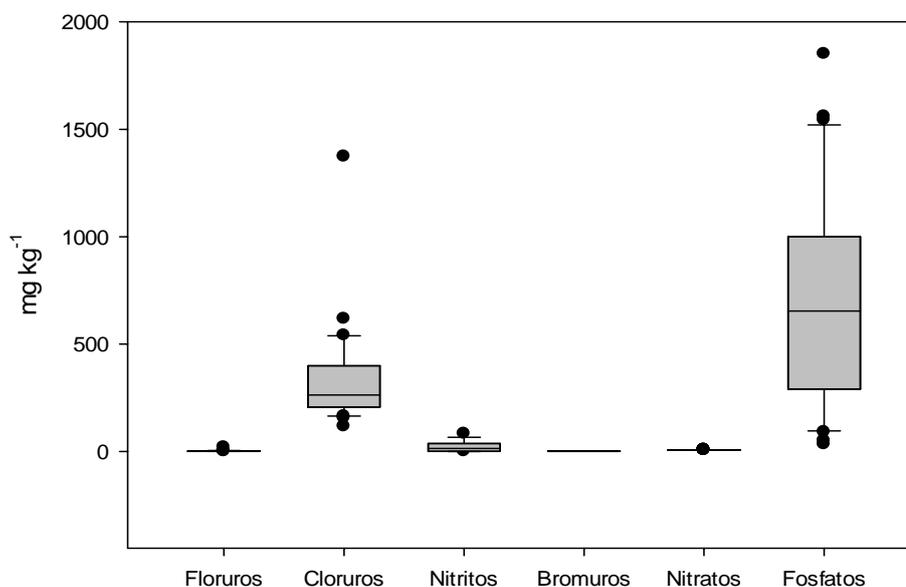


Figura 4.18. Diagramas de cajas de los valores de concentraciones de aniones solubles en agua de los lodos estudiados, expresados en mg kg^{-1} . Los límites inferior y superior de las cajas representan el percentil 25 y 75 respectivamente. Los límites inferior y superior de las barras de error representan el percentil 10 y 90 respectivamente. La línea horizontal dentro de las cajas representa la mediana. Los puntos representan valores extremos.

MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS

Los contaminantes orgánicos que pueden aparecer en el agua residual de origen industrial, doméstico o aquellos que aparecen debido a los procesos de deposición atmosférica en las áreas pavimentadas a través de la escorrentía superficial, son predominantemente de naturaleza lipófila y, por tanto cuando se concentran en las aguas residuales y aparecen en los lodos, pueden aparecer posibles implicaciones no sólo ambientales si el uso al que se destinan los lodos es agrícola como mejorador del suelo (Smith, 2009).

Sulfonato de alquil benceno lineal

El sulfonato de alquil benceno lineal (LAS) es el surfactante aniónico más usado en detergentes, como los utilizados para lavandería, líquidos y en polvo, lavaplatos y todo tipo de limpiadores. Otros usos minoritarios son en la agricultura, la industria textil y la industria química.

LAS es una mezcla de isómeros y homólogos que contienen un anillo aromático con un grupo sulfónico (SO_3^-) en la posición *para*, unido a una cadena alquílica lineal. Se trata de un compuesto sintético obtenido mediante sulfonación y neutralización del LAB (Alquilbenceno Lineal). Se introdujo en 1964 como la alternativa, altamente biodegradable de los alquilbencenos muy ramificados (ABS).

Los LAS se comercializan normalmente como sales sódica de los ácidos alquilbencenos sulfónicos y consisten en una mezcla de homólogos, siendo los más comunes: C10-, C11-, C12-C13- y C14-LAS, que difieren en el número de C de la cadena alquílica. A su vez, cada uno de los homólogos consiste en una mezcla de isómeros que difieren en la posición en la que el anillo bencénico se une a la cadena lineal (Cavalli, 1993; Cavalli, 2000).

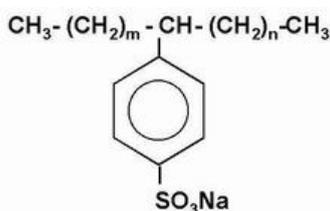


Figura 4.19. Ejemplo de la estructura química de la molécula de sulfonato de alquilbenceno lineal

Se degradan fácilmente bajo condiciones aerobias, mientras que no lo hacen en condiciones anaerobias. Aunque los LAS se biodegradan fácilmente durante el tratamiento de depuración, se encuentran concentraciones considerables en lodos de origen urbano. Es sabido que en el proceso de depuración de aguas residuales el 80-90 de los LAS son degradados, del 10 al 20% es absorbido en los lodos y alrededor de 1% queda libre en la superficie del agua (Cavalli *et al.* 1993). Las concentraciones de LAS en lodos que han sido tratados aeróbicamente se encuentran entre 100-500 mg kg⁻¹, mientras que los lodos tratados en anaerobiosis presentan concentraciones de estos contaminantes entre 5000 y 15000 mg kg⁻¹ (Jensen, 1999; Jensen, 2001).

Las concentraciones de LAS detectadas en los lodos de las diversas depuradoras estudiadas se muestran en la Tabla 4.19.

El intervalo de concentraciones medias de LAS en los lodos estudiados abarcaba valores desde 70 hasta 10499 mg kg⁻¹ sobre materia seca. La media de concentración de LAS en los lodos estudiados a sido de 2622 mg kg⁻¹ sobre materia seca. Hay 6 depuradoras (31%) de las 19 estudiadas cuyos lodos superan el límite de 2600 mg kg⁻¹ ms. fijado en el documento de trabajo inicial de la Unión Europea

Conviene señalar que hay ahora un nuevo borrador donde señala este límite se podría situar en 5000 mg kg⁻¹, lo que da pie a pensar en la escasa fiabilidad que aun hoy en día se tiene con este tipo de parámetros. Con este nuevo valor de 5000, 3 de las depuradoras estudiadas producen lodos con concentraciones superiores a este nuevo umbral. Estas tres depuradoras son las de Molina, Murcia este y Cabezo Beaza que cuentan con un sistema anaerobio de digestión de lodos con lo cual se produce una menor biodegradabilidad de los LAS durante este proceso con respecto a las depuradoras con un proceso de tratamiento de lodos aerobio.

El estudio de evaluación de riesgos para el medio ambiente y la salud humana realizado dentro del proyecto HERA (2004) ha sido, sin duda, el mayor realizado hasta el presente para la recopilación de datos sobre los ingredientes usados en detergentes domésticos. Según el mismo, en Europa, el lodo crudo contiene entre 1-15 mg L⁻¹, mientras que en el lodo tratado correctamente en plantas de depuración de lodo activo, la concentración se reduce en un 99%. Durante el transporte hasta las tierras de cultivo, el

almacenamiento del mismo y su aplicación en el suelo agrícola, las condiciones aeróbicas se restauran y se produce una rápida degradación de LAS. Según el proyecto HERA (2004), en suelos tratados con todos los LAS tienen un tiempo de vida media de aproximadamente una semana. Las concentraciones medidas durante el tiempo de cosecha fueron de alrededor de 1 mg/kg y no se detectó acumulación ni en el suelo ni en las plantas.

Tabla 4.19. Valores de concentración (mg kg⁻¹) de LAS en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACION	1º muestreo	2º muestreo	MEDIA
I	BENIEL	907	1282	1095
I	LAS TORRES C.	1387	66	727
I	LORQUI	371	(*)	371
I	MOLINA	19051	1946	10499
I	MURCIA ESTE	8584	2462	5523
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>6060 ± 3577</i>	<i>1439 ± 517</i>	<i>3750 ± 1952</i>
II	CABEZO BEAZA	12470	3446	7958
II	LA UNION	226	3666	1946
II	MAR MENOR	131	9,9	70
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4276 ± 4097</i>	<i>2374 ± 1184</i>	<i>3325 ± 2379</i>
III	ARCHENA	203	(*)	203
III	CIEZA	243	373	308
III	JUMILLA	136	(*)	136
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>194,0 ± 31</i>	<i>373 ± 0</i>	<i>284 ± 50</i>
IV	AGUILAS	3281	135	1708
IV	LA HOYA	9631	76	4854
IV	MAZARRON	366	1100	733
IV	TOTANA	80,6	153	117
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3340 ± 2218</i>	<i>366 ± 245</i>	<i>1853 ± 1052</i>
V	BULLAS	3976	250	2113
V	CARAVACA	7678	84	3881
V	CEHEGIN	3574	84	1829
V	MULA	8047	1116	4582
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>5819 ± 1185</i>	<i>384 ± 247</i>	<i>3101 ± 670</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>4229 ± 1223</i>	<i>1016 ± 284</i>	<i>2622 ± 676</i>

(*) Inferior al límite de detección del método

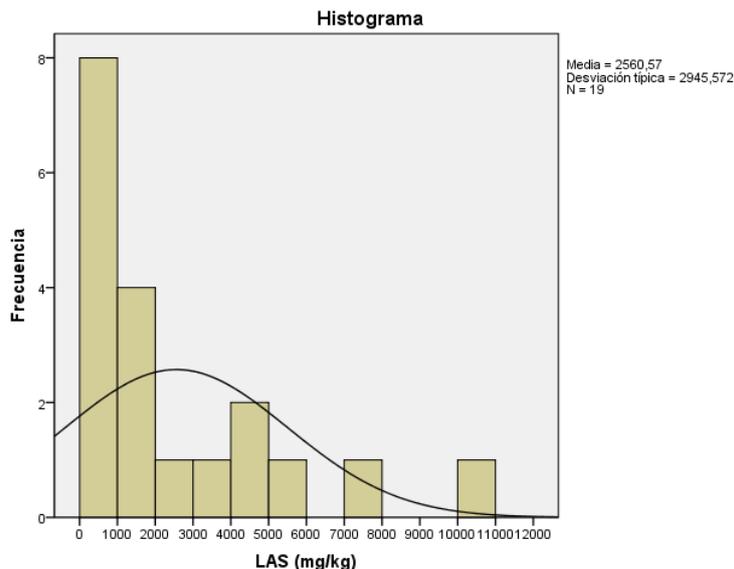


Figura 4.20. Histograma y distribución normal de los valores de concentración (mg kg⁻¹) de LAS en los lodos estudiados.

Hidrocarburos aromáticos policíclicos

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) son contaminantes orgánicos con uno o más anillos aromáticos fusionados, y que están constituidos únicamente de átomos C e H. De forma natural se generan debido a los incendios de bosques y praderas y a erupciones volcánicas; sin embargo, las mayores cantidades presentes en la naturaleza, se producen por la actividad humana y en concreto por el empleo de combustibles fósiles). Los datos obtenidos pueden observarse en la tabla 4.20.

Los compuestos aromáticos son más estables que sus precursores (acetileno, butadieno y butil benceno). Su presencia en el medio ambiente (agua, aire y suelo) debe ser controlada regularmente debido a que son mutagénicos, carcinogénicos y persistentes. Son hidrófobos y por eso se adsorben fuertemente a la fracción orgánica de los sedimentos y los suelos. Por todo ello, tanto la agencia americana para la protección del medioambiente (US-EPA) como por su homóloga europea (EEA) consideran a estos compuestos como contaminantes prioritarios.

Durante el proceso de depuración de aguas residuales se produce una transferencia de la mayor parte de los compuestos orgánicos en inorgánicos contaminantes del agua al lodo (Ministerio de Medio Ambiente, 2009). En el caso de los PAH se puede producir una reducción del 90% de la concentración en las aguas residuales. Por sus propiedades físicas y químicas, los PAH tienden a adsorberse en la materia orgánica de los lodos (Joint Research Centre, 2006). Así pueden acumularse cantidades apreciables de estos compuestos en los lodos generados que pueden afectar tanto los procesos de estabilización posteriores a los que son sometidos, como su utilización y manejo. Por todo ello es importante analizar su contenido en los lodos, hecho que queda reflejado en los borradores europeos que están revisando la normativa reflejada en la Directiva 86/278/CEE.

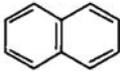
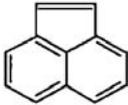
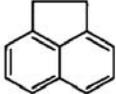
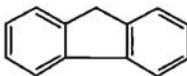
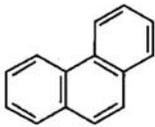
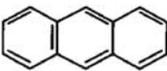
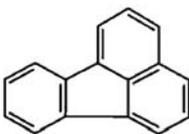
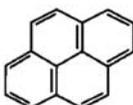
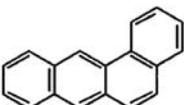
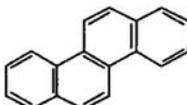
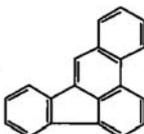
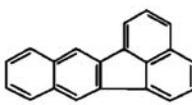
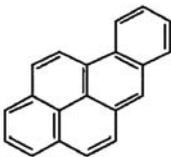
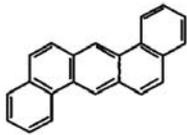
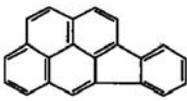
<p>Naftaleno</p> 	<p>Acenaftileno</p> 	<p>Acenafteno</p> 	<p>Fluoreno</p> 
<p>Fenantreno</p> 	<p>Antraceno</p> 	<p>Fluoranteno</p> 	<p>Pireno</p> 
<p>Benzo[a]antraceno</p> 	<p>Criseno</p> 	<p>Benzo[b]fluoranteno</p> 	<p>Benzo[k]fluoranteno</p> 
<p>Benzo[a]pireno</p> 	<p>Dibenzo[a,h]antraceno</p> 	<p>Benzo[g,h,i]perileno</p> 	<p>Indeno[1,2,3-cd]pireno</p> 

Figura 4.21. Hidrocarburos aromáticos policíclicos clasificados por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (US EPA) como contaminantes prioritarios.

Las concentraciones de PAH en los diferentes lodos estudiados se muestran en la Tabla 3.22. Los PAH presentaron concentraciones medias en el intervalo entre 0,02 y 1,04 mg kg⁻¹ de PAH sobre materia seca para lodos estudiados, no superando en ningún caso el valor límite de 6 mg kg⁻¹ fijado en el documento de trabajo propuesto (Comisión Europea, 2001). Un 90 % de los lodos estudiados tenían concentraciones de PAH menores de 0,36 mg kg⁻¹. El valor de concentración de PAH encontrado (1,97 mg kg⁻¹) fue en los lodos recogidos en el segundo muestreo en la depuradora de las Torres de Cotillas posiblemente debido algún vertido industrial contaminado. En las aguas residuales los PCDD/F, PAH y PCB pueden provenir de deposiciones atmosféricas, del vertido directo de efluentes industriales contaminados y, en menor medida, de procesos de lixiviación (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

Tabla 4.20. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de PAH en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACION	1º muestreo	2º muestreo	MEDIA
I	BENIEL	0,23	0,31	0,27
I	LAS TORRES C.	0,12	1,97	1,04
I	LORQUI	0,17	0,10	0,14
I	MOLINA	0,24	0,49	0,37
I	MURCIA ESTE	0,10	0,43	0,26
<i>Media ± error estándar</i>		<i>0,17 ± 0,03</i>	<i>0,66 ± 0,37</i>	<i>0,42 ± 0,16</i>
II	CABEZO BEAZA	0,10	0,43	0,26
II	LA UNION	0,03	0,28	0,15
II	MAR MENOR	0,46	0,18	0,32
<i>Media ± error estándar</i>		<i>0,19 ± 0,13</i>	<i>0,30 ± 0,07</i>	<i>0,25 ± 0,05</i>
III	ARCHENA	0,15	0,05	0,10
III	CIEZA	0,09	0,23	0,16
III	JUMILLA	0,05	0,08	0,07
<i>Media ± error estándar</i>		<i>0,10 ± 0,03</i>	<i>0,12 ± 0,05</i>	<i>0,11 ± 0,03</i>
IV	AGUILAS	0,03	0,13	0,08
IV	LA HOYA	0,24	0,04	0,14
IV	MAZARRON	0,06	0,14	0,10
IV	TOTANA	0,06	0,21	0,13
<i>Media ± error estándar</i>		<i>0,10 ± 0,05</i>	<i>0,13 ± 0,04</i>	<i>0,11 ± 0,01</i>
V	BULLAS	0,13	0,17	0,15
V	CARAVACA	0,03	0,02	0,02
V	CEHEGIN	0,61	0,05	0,33
V	MULA	0,06	0,33	0,20
<i>Media ± error estándar</i>		<i>0,21 ± 0,14</i>	<i>0,14 ± 0,07</i>	<i>0,17 ± 0,06</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,15 ± 0,04</i>	<i>0,30 ± 0,10</i>	<i>0,23 ± 0,05</i>

(*) Inferior al límite de detección del método

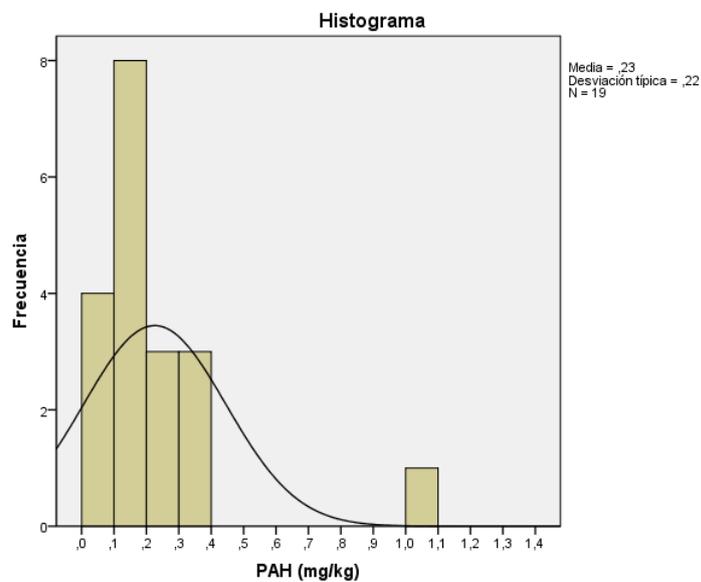


Figura 4.22. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg⁻¹) de PAH en los lodos estudiados.

Nonilfenol y nonilfenoletoxilados

El nonilfenol y nonilfenoletoxilados, (NPE), son tensoactivos aniónicos muy utilizados en fórmulas de detergentes para usos industriales y domésticos, debido a su rápida biodegradación (Joint Research Centre, 2006). Normalmente se comercializan como mezclas de isómeros con una variedad de configuraciones de la cadena hidrocarbonada (Ver Figura 4.23).

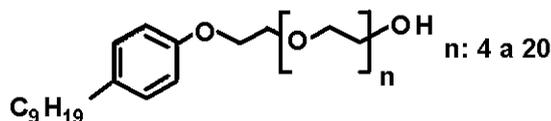


Figura 4.23. Estructura química de la molécula de nonilfenol etoxilado

En la industria se emplean en la fabricación de plásticos, textiles, papel y productos químicos para agricultura (espermicidas, pesticidas, materiales aislantes). Para uso doméstico se emplean en cosméticos, detergentes, etc. En las aguas residuales urbanas están entre los contaminantes orgánicos más abundantes. Los productos finales de la biodegradación de los NPE que se encuentran más habitualmente son:

- Nonilfenol (en lo sucesivo NP)
- Nonilfenol monoetoxilado (en lo sucesivo NP₁EO o NPME)
- Nonilfenol dietoxilado (en lo sucesivo NP₂EO y NPME)
- Nonilfenoxi ácido acético (en lo sucesivo NP₁EC y NP₂EC).

NP, NP₁EO y NP₂EO son los productos de degradación de los NP_nEOs. Estos compuestos son más lipofílicos que los compuestos originarios y por tanto más susceptibles de bioacumularse. Se consideran también, estos compuestos o metabolitos de la biodegradación de NPE, que son disruptores endocrinos (Marcomini *et al.*, 2000). Los nonilfenoles están incluidos en la Lista de Sustancias Prioritarias de la Directiva Marco del Agua y son tóxicos para los organismos acuáticos (Ministerio de Medio Ambiente, 2009). Por este hecho, uno de los mayores problemas relativos a estos surfactantes es que en su degradación incompleta se producen una serie de compuestos más tóxicos y resistentes a la degradación biológica. Las concentraciones de NPE en los diferentes lodos estudiados se muestran en la Tabla 4.21.

El rango de concentración media de NPE encontrado para el conjunto de lodos EDAR estudiado fluctuaba entre 0 y 17,9 mg kg⁻¹ sobre materia seca, y la concentración media de NPE de todos lodos fue 7,59 mg kg⁻¹. El 90% de los lodos analizados en el presente estudio registraron valores de concentración de NPE inferiores a 17,5 mg kg⁻¹. Ninguno de los lodos analizados presentaron valores de este parámetro superiores al límite de 50 mg kg⁻¹ marcado por el documento de trabajo de la Comisión (Comisión Europea, 2001). En un estudio realizado en Suecia (Samsöe-Petersen, 2003), se estimó la concentración media de NPE en lodos de 3,9 mg kg⁻¹. Un estudio similar pero que abarcaba 134 lodos de Europa reportaba un rango de concentraciones de NPE desde 0,3 a 2298 mg kg⁻¹ (Langenkamp y Part, 2001)

Este hecho no presupone que no haya que mantener un sistema de seguimiento sobre los mismos, para conocer su evolución en el futuro, o por si se considera necesario un ajuste sobre la concentración límite.

Tabla 4.21. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de NPE en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACION	1º muestreo	2º muestreo	MEDIA
I	BENIEL	13,40	7,43	10,42
I	LAS TORRES C.	(*)	2,18	2,18
I	LORQUI	(*)	6,93	6,93
I	MOLINA	21,30	13,60	17,45
I	MURCIA ESTE	(*)	8,59	8,59
<i>Media ± error estándar</i>		<i>17,35 ± 3,95</i>	<i>7,75 ± 2,04</i>	<i>12,55 ± 2,49</i>
II	CABEZO BEAZA	20,70	5,14	12,92
II	LA UNION	(*)	12,19	12,19
II	MAR MENOR	6,06	8,98	7,52
<i>Media ± error estándar</i>		<i>13,38 ± 7,32</i>	<i>8,77 ± 2,04</i>	<i>11,08 ± 1,69</i>
III	ARCHENA	17,90	(*)	17,90
III	CIEZA	(*)	(*)	
III	JUMILLA	(*)	(*)	
<i>Media ± error estándar</i>		<i>17,90</i>		<i>17,90</i>
IV	AGUILAS	16,50	(*)	16,50
IV	LA HOYA	(*)	8,83	8,83
IV	MAZARRON	(*)	1,59	1,59
IV	TOTANA	12,30	8,86	10,58
<i>Media ± error estándar</i>		<i>14,40 ± 2,10</i>	<i>6,43 ± 2,42</i>	<i>10,41 ± 3,07</i>
V	BULLAS	14,40	1,73	8,07
V	CARAVACA	35,00	(*)	35,00
V	CEHEGIN	25,30	1,44	13,37
V	MULA	10,90	7,06	8,98
<i>Media ± error estándar</i>		<i>21,40 ± 5,47</i>	<i>3,41 ± 1,58</i>	<i>12,41 ± 6,32</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>17,61 ± 1,81</i>	<i>6,75 ± 0,89</i>	<i>12,18 ± 1,74</i>

(*) Inferior al límite de detección del método

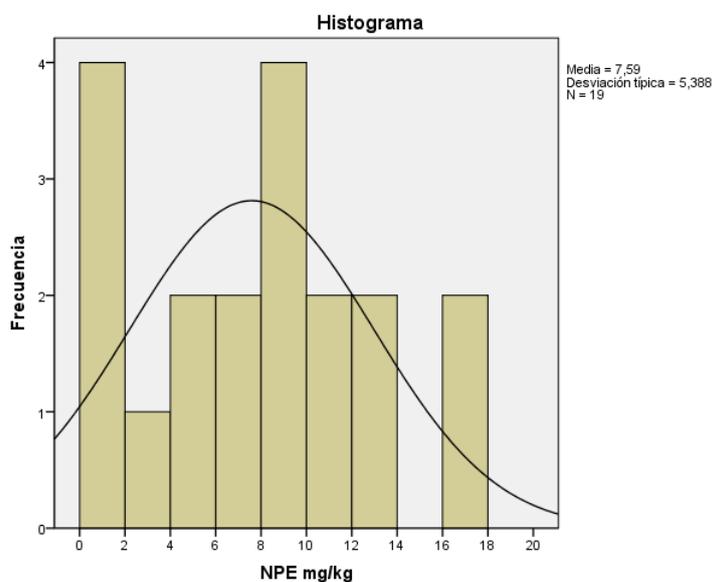


Figura 4.24. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg⁻¹) de NPE en los lodos estudiados.

Di (2-etilhexil) ftalato

Los ftalatos son diésteres de ácidos ftálicos y se producen en la reacción de ácido ftálico y alcoholes. El Di(2-etilhexil) ftalato, (DEHP), se trata de un líquido incoloro y casi inodoro, es el más común de los ésteres de ftalato y el más usado debido a su fluidez y baja estabilidad. Son susceptibles a biodegradarse aeróbicamente, aunque también son teratogénicos, mutagénicos y cancerígenos.

El DEHP es un aditivo muy común que se añade generalmente a los plásticos para hacerlos más flexibles. Se encuentra en instrumentos médicos como tubos para fluidos, pinturas, pegamentos, envases alimentarios, etc. Los ftalatos entran directa e indirectamente en el medio ambiente cuando se liberan principalmente mediante volatilización. En la atmósfera se fotodegradan con una vida media de un día, mientras que en el agua tardan mucho más, siendo en medios ácidos muy resistentes. La acumulación en suelos, sedimentos y en la biota existente en el agua, se debe fundamentalmente a su baja solubilidad en agua y elevado coeficiente de partición octanol-agua (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

En las aguas residuales urbanas están entre los contaminantes orgánicos más abundantes. Los efluentes de las plantas de tratamiento contienen, en líneas generales, muy baja concentración de DEHP comparada con los lodos crudos debido a su capacidad de adsorción a las partículas sólidas del lodo. La biodegradación de este contaminante orgánico se ve limitada por la accesibilidad del oxígeno por los microorganismos y también se ve influida por la temperatura y contenido de nutrientes. El DEHP es un contaminante incluido en la lista de Sustancias Prioritarias de la Directiva Marco del Agua.

Las concentraciones de DEHP en los diferentes lodos estudiados se muestran en la Tabla 4.22. El intervalo de concentraciones medias de DEHP para el conjunto de lodos generados en las estaciones depuradoras estudiadas se situó entre 4,02 y 55,65 mg kg⁻¹, si bien interesa señalar que todos ellos se encuentran por debajo de 100 mg kg⁻¹ marcado como límite máximo permisible de concentración de estos contaminantes en lodos según el tercer borrador de abril de 2000 para la modificación de la Directiva 86/278/CEE de la UE (Comisión Europea, 2001). El 90 % de lodos estudiados presentaba una concentración media de DEHP menor de 34,4 mg kg⁻¹. Solamente en una de las depuradoras estudiadas (depuradora de Bullas), durante el primer muestreo, se determinó un valor de concentración de DEHP en el lodo de 102 mg kg⁻¹. Ello hace pensar que según nuestros datos, no es problemático este tipo de compuesto en los lodos de la Región de Murcia. Otros estudios de caracterización de lodos a nivel de concentraciones de DEHP determinaron valores medios de 6,6 mg kg⁻¹ en lodos de Suecia (Samsøe-Petersen, 2003) y 30 mg kg⁻¹ en lodos muestreados en China (Guo *et al.*, 2009; Cai *et al.*, 2007). Otros autores que caracterizaron 111 lodos a nivel de toda Europa determinaron un rango de concentraciones de DEHP en ellos que fluctuaba desde 1 a 1115 mg kg⁻¹ (Langenkamp y Part, 2001).

La variabilidad temporal de las concentraciones de DEHP en lodos tratados, estimada como desviación estándar, es elevada, al igual que para todo el conjunto de compuestos orgánicos analizados por nosotros, lo cual nos indica que se debería recomendar su seguimiento y control continuos, para poder así tomar medidas cuando corresponda.

Tabla 4.22. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de DEPH en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACION	1º muestreo	2º muestreo	MEDIA
I	BENIEL	12,70	20,20	16,45
I	LAS TORRES C.	5,24	19,00	12,12
I	LORQUI	28,10	(*)	28,10
I	MOLINA	37,90	31,00	34,45
I	MURCIA ESTE	10,20	36,00	23,10
<i>Media ± error estándar</i>		<i>18,83 ± 6,11</i>	<i>26,55 ± 4,15</i>	<i>22,69 ± 3,99</i>
II	CABEZO BEAZA	20,20	37,80	29,00
II	LA UNION	5,44	35,50	20,47
II	MAR MENOR	9,61	(*)	9,61
<i>Media ± error estándar</i>		<i>11,75 ± 4,39</i>	<i>36,65 ± 1,15</i>	<i>24,20 ± 5,61</i>
III	ARCHENA	(*)	6,12	6,12
III	CIEZA	4,55	48,70	26,63
III	JUMILLA	6,56	23,70	15,13
<i>Media ± error estándar</i>		<i>5,56 ± 1,01</i>	<i>26,17 ± 12,35</i>	<i>15,86 ± 5,93</i>
IV	AGUILAS	10,70	29,80	20,25
IV	LA HOYA	17,90	12,00	14,95
IV	MAZARRON	10,40	8,06	9,23
IV	TOTANA	2,36	17,40	9,88
<i>Media ± error estándar</i>		<i>10,34 ± 3,17</i>	<i>16,82 ± 4,73</i>	<i>13,58 ± 2,57</i>
V	BULLAS	102,00	9,29	55,65
V	CARAVACA	(*)	5,54	5,54
V	CEHEGIN	6,10	1,94	4,02
V	MULA	24,30	12,40	18,35
<i>Media ± error estándar</i>		<i>44,13 ± 29,41</i>	<i>7,29 ± 2,27</i>	<i>25,71 ± 12,02</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	18,49	20,85	19,67

(*) Inferior al límite de detección del método

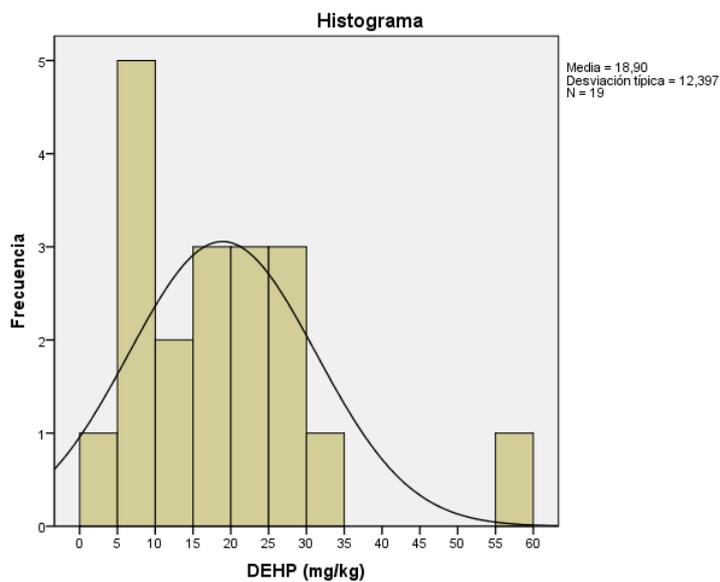


Figura 4.25. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg⁻¹) de DEPH en los lodos estudiados.

Compuestos orgánicos halogenados

Bajo el nombre de compuestos orgánicos halogenados (AOX) se conoce a un grupo de compuestos orgánicos que llevan entre sus ligandos uno o más átomos de elementos halógenos, con características químicas muy diferentes, siendo su toxicidad y biodegradabilidad muy variada, lo mismo que sus orígenes. Los compuestos orgánicos halogenados que se encuentran en el medio ambiente se pueden separar arbitrariamente en dos grupos, los que se usan como tales y tienen un origen directo; y los que se generan en un proceso industrial no específico y, por tanto, tienen un origen indirecto.

La gran mayoría de los compuestos orgánicos halogenados utilizados como tales en la industria poseen una características tales como su no inflamabilidad, tener buenas capacidades como disolventes y desengrasantes, y poseer una alta reactividad. Estos compuestos se utilizan como materias primas (cloruro de vinilo), disolventes y desengrasantes (tricloroetileno, tricloroetano), productos fitosanitarios (DDT y aldrín), en transformadores (PCB) y agentes de limpieza en seco (percloroetileno), entre otros. Alguno de los procesos industriales más conocidos que generan indirectamente compuestos orgánicos halogenados son los blanqueadores de fibras textiles, la obtención de pasta de papel, la potabilidad de agua de consumo y la desinfección de las superficies domésticas (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

Todos ellos tienen en común que representan un riesgo de impacto medioambiental alto debido a que la mayoría son poco biodegradables a la vez de ser carcinogénicos debido a que la presencia de átomos de halógenos. La presencia en el medio ambiente de los compuestos orgánicos halogenados de origen natural que actualmente se conocen, es trescientas veces superior a los conocidos de origen antropogénico. Se ha comprobado que los hongos basidiomicetos son los responsables de la producción de cantidades importantes de compuestos orgánicos halogenados.

Existen centenares de compuestos halogenados con propiedades físicas y químicas diferentes y estas diferencias hacen que sea complicado su análisis. El análisis individual de estos compuestos no es práctico ya que es muy tedioso y sería imposible llevar a cabo en un control rutinario de los mismos. Por este motivo, el análisis de los AOX determina la concentración total una parte importante de estos compuestos orgánicos que engloba los potencialmente peligrosos. En nuestro caso se determinaron las concentraciones de AOX de lodos obtenidos en uno sólo de los muestreos que se realizaron en algunas depuradoras ubicadas en todas las zonas estudiadas excepto en la III. Los resultados de dicho análisis se muestran en la Tabla 4.23 y puede ser una estimación válida de la concentración media de este contaminante en los lodos de la Región de Murcia.

En los lodos muestreados, hemos determinado concentraciones de AOX en el rango de 59 a 334 mg kg⁻¹ en materia seca. Por tanto, las concentraciones de AOX en todas las muestras analizadas estuvieron muy por debajo del límite de 500 mg kg⁻¹ ms. propuesto en el borrador de la Comisión Europea ya mencionado anteriormente (Comisión Europea, 2001). En un estudio similar en base a un muestreo de lodos realizado en diferentes depuradoras del territorio nacional se determinó una concentración media de AOX de 380 mg kg⁻¹ (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

Tabla 4.23. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de AOX en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACIÓN	MEDIA
I	BENIEL	58,9
I	MOLINA	256,8
I	MURCIA ESTE	334,5
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>216,73</i>
II	CABEZO BEAZA	244,8
II	LA UNION	201,2
II	MAR MENOR	189
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>211,67</i>
IV	AGUILAS	278,4
IV	LA HOYA	112,9
IV	TOTANA	134,9
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>175,40</i>
V	CARAVACA	89,7
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>190,11</i>

Los compuesto húmicos presente en el suelo es transformado, por acción de las peroxidasa y los cloruros, en material húmico clorado, el cual es lixiviado por el agua de lluvia a las aguas superficiales y subterráneas, por lo que en los ríos se detecta una concentración de AOX de entre 10 y 90 µg/l. Las aguas superficiales de los ríos y lagos que no se ven afectados por efluentes industriales pueden contener entre 10 y 50 µg/l. (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

Bifenilos policlorados

Los bifenilos policlorados (PCB) son una familia de hidrocarburos aromáticos halogenados que engloba un total de 209 especies moleculares llamadas congéneres, dependiendo del grado de sustitución de los átomos de hidrógeno por átomos de cloro y de la posición en que éstos estén sustituidos (de 1 a 10 Cl). Los congéneres de PCB pueden estar divididos en bifenilos policlorados coplanares, bifenilos policlorados mono-orto-sustituidos y otros PCB.

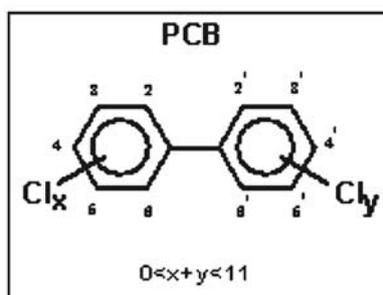


Figura 4.26. Estructura química general de la molécula de los bifenilos policlorados.

El grado de toxicidad de los PCB es directamente proporcional al grado de cloración de la molécula y, dentro de esta escala, los PCB coplanares son mas tóxicos que sus congéneres no coplanares. De entre los PCB, aquellos sin átomos de cloro en las posiciones orto- (2, 2', 6, y 6') y cloro-sustituidos en ambas

posiciones para- y al menos una posición meta- (PCB 77, PCB 81, PCB 126 y PCB 169) presentan una configuración espacial plana, similar a la de las dioxinas, lo que les confiere también propiedades parecidas, sobre todo en cuanto a toxicidad.

Los bifenilos policlorados eran utilizados como aislantes eléctricos y como fluidos para el intercambio de calor, así como en la industria del papel y del cartón como aditivos en tintas. La época de mayor producción de PCB fue a principios de la década de 1970 y su producción se prohibió en los Estados Unidos después de 1979, aunque su uso industrial se prolongó durante la década de 1980-1990. Son muy persistentes debido a su estabilidad química, física, baja volatilidad, afinidad lipofílica y resistencia a la degradación a altas temperaturas, y se acumulan en suelos, sedimentos, tejido adiposo y biota acuática.

Los suelos son una importante reserva y fuente de PCB, ya que se distribuyen y reciclan en el medio ambiente por volatilización desde el suelo. En las aguas residuales, los PCDD/F, PAH y PCB provienen de deposiciones atmosféricas en los suelos, de escorrentías y de vertidos industriales. Se degradan aeróbica y anaeróbicamente (Ministerio de Medio Ambiente, 2009). La degradación aeróbica forma congéneres poco clorados. En la degradación anaeróbica se forman congéneres altamente clorados (elevada estabilidad y elevada hidrofobia). Los resultados obtenidos en el análisis del contenido de PCB en los lodos muestreados en algunas de las depuradoras seleccionadas se muestran en la Tabla 4.24.

Tabla 4.24. Valores de concentraciones de PCB en los lodos ($\mu\text{g Kg}^{-1}$ sobre materia seca).

ZONA	LOCALIZACIÓN	MEDIA
I	BENIEL	56,70
I	MOLINA	311,7
I	MURCIA ESTE	1358
	<i>Media \pm error estándar</i>	<i>575,4</i>
II	CABEZO BEAZA	301,2
II	LA UNION	231,8
II	MAR MENOR	89,90
	<i>Media \pm error estándar</i>	<i>207,6</i>
IV	AGUILAS	231,7
IV	LA HOYA	189,9
IV	TOTANA	96,50
	<i>Media \pm error estándar</i>	<i>172,7</i>
V	CARAVACA	n.d.

n.d. no detectado

Se encontraron concentraciones detectables de PCB en muestras de lodos de algunas de las EDAR seleccionadas para este estudio con un valor mínimo de $56 \mu\text{g kg}^{-1}$ y máximo de $1358 \mu\text{g kg}^{-1}$. Sólo uno de los lodos estudiados supera el límite de $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ marcado para PCB en el tercer borrador publicado por la Comisión Europea (Comisión Europea, 2001). Samsøe-Petersen (2003) determino en su estudio de caracterización de lodos realizado un valor medio de concentración de PCB de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$.

METALES PESADOS TOTALES

Como se ha mencionado en el capítulo de introducción los metales pesados se pueden definir como aquellos elementos tales que por sus efectos tóxicos y persistencia son considerados como contaminantes ambientales, en la actualidad los elementos considerados como más peligrosos son el cadmio, plomo, mercurio, cobre, cinc, estaño, cromo y arsénico. Los metales pesados constituyen un grupo de peligrosos químicos inorgánicos. Los más comúnmente encontrados en los sitios contaminados son plomo, cromo, arsénico, cinc, cadmio, cobre, mercurio, y níquel (Wuana y Okieimen, 2011). En este estudio no se ha realizado el análisis del estaño y del arsénico por no considerarlos significativos.

Los lodos de depuración se pueden utilizar beneficiosamente como acondicionador de suelos y fertilizantes, pero, debido a la posible contaminación, la aplicación de lodos de aguas residuales requiere el conocimiento de los contenidos de elementos traza en los suelos. El nivel de contaminación por metales pesados es el primer parámetro que debe ser evaluado para determinar la calidad de los lodos de depuradora y es muy importante en caso de utilizarlo para la aplicación al suelo. (Ghazy *et al.*, 2009).

Cinc

El Cinc (Zn) es uno de los elementos menos comunes de la corteza terrestre. Su principal mineral es la blenda. Este metal debido a su alta resistencia a la corrosión es muy utilizado en el recubrimiento de superficies metálicas. También es empleado como pigmento para la fabricación de lacas y pinturas (Ministerio de Medio Ambiente, 2009). El Zn presente en los suelos y sedimentos puede disolverse y contaminar las aguas subterráneas y superficiales incrementando su acidez. Además se acumula en el organismo de los peces, entrando en la cadena alimentaria donde se bioacumula. La acumulación de Zn en el suelo es nociva para las plantas, que son capaces de absorberlo pero no eliminarlo. Además, este metal puede influir negativamente en la actividad microbiana de los suelos y en lombrices, provocando que la descomposición de la materia orgánica sea más lenta. El Zn es un nutriente esencial para los animales e incluso se recomienda una dosis mínima diaria y la deficiencia de este metal en la dieta humana deteriora el crecimiento, la madurez y produce anemia. No se acumula en los tejidos animales y su absorción es más difícil si se encuentra en tejidos vegetales. Está presente en la mayor parte de los alimentos, especialmente en los que son ricos en proteínas, pero a pesar de esto, la ingestión de una alta cantidad de sales de cinc puede provocar irritaciones en el tracto digestivo (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

Los resultados del análisis de la concentración de Zn en los lodos muestreados se reflejan en la Tabla 4.25 en la que podemos observar como los valores medios fluctúan en cantidades que van desde 293,47 ppm de Zn sobre materia seca en los lodos procedentes de la planta de mula, hasta las 5074,16 ppm de Zn en aquellos de la EDAR de Mazarrón. En función de la normativa vigente (Real Decreto 1310/1990), es conveniente decir que el valor medio de Zn en los lodos estudiados se sitúa en torno a 828,16 ppm de Zn, el cual está por debajo del nivel máximo permisible (2.500-4.000 ppm); pero hay que destacar que los procedentes de las depuradoras de Mazarrón y Alcantarilla poseen concentraciones de Zn de 5.074 y 2.629 ppm respectivamente y no se podrían usar como enmienda orgánica agrícola.

Tabla 4.25. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de Zn total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	2018	2625,32	3244	2629
I	BENIEL	525,8	654,8	541,5	574,0
I	CEUTI	475,1	463,9	517,9	485,6
I	EL RAAL	464,7	417,5	461,2	447,8
I	LAS TORRES C.	625,0	792,9	875,1	764,4
I	LORQUI	508,0	651,8	570,7	576,8
I	MOLINA	651,9	705,2	731,2	696,1
I	MURCIA ESTE	542,6	629,0	781,5	651,0
I	SANTOMERA	1114,8	833,3	1023,4	990,5
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>769,5 ± 169,6 aA</i>	<i>863,7 ± 224,8 aA</i>	<i>971,9 ± 290,7 aA</i>	<i>868,4 ± 226,6</i>
II	CABEZO BEAZA	1163	698,8	965,8	942,5
II	LA UNION	775,2	794,1	1047	872,1
II	LOS ALCAZARES	779,6	773,4	636,3	729,7
II	MAR MENOR	1162	1237	1154	1184,5
II	SAN JAVIER	674,4	610,6	633,9	639,6
II	SAN PEDRO	603,9	503,2	515,9	541,0
II	T. PACHECO	581,3	558,7	686,6	608,9
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>819,9 ± 93,0 aA</i>	<i>739,4 ± 92,4 aA</i>	<i>805,7 ± 92,8 aA</i>	<i>788,3 ± 85,5</i>
III	ABARAN	539,0	440,8	450,0	476,6
III	ARCHENA	337,8	514,3	525,1	459,1
III	CIEZA	855,2	590,6	695,5	713,8
III	JUMILLA	508,7	323,8	337,0	389,9
III	YECLA	610,8	591,7	784,4	662,3
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>570,3 ± 84,2 aA</i>	<i>492,2 ± 50,5 aA</i>	<i>558,4 ± 81,2 aA</i>	<i>540,3 ± 62,6</i>
IV	AGUILAS	694,7	667,4	497,5	619,9
IV	ALHAMA	540,4	521,3	520,4	527,4
IV	LA HOYA	940,6	595,3	506,9	680,9
IV	MAZARRON	3716	8581,4	2925	5074,2
IV	TOTANA	740,6	479,5	435,0	551,7
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1326 ± 601 aA</i>	<i>2169 ± 1603,4 aA</i>	<i>977,0 ± 487,3 aA</i>	<i>1491 ± 896,2</i>
V	BULLAS	312,3	568,28	445,59	442,05
V	CARAVACA	341,9	309,07	311,56	320,85
V	CEHEGIN	351,9	255,18	290,33	299,13
V	MULA	208,4	315,45	356,52	293,47
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>303,6 ± 32,8 aA</i>	<i>362,0 ± 70,1 aA</i>	<i>351,0 ± 34,4 aA</i>	<i>338,88 ± 34,9</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>778,78 ± 119,6</i>	<i>923,44 ± 274,9</i>	<i>782,27 ± 121,5</i>	<i>828,16 ± 165,2</i>

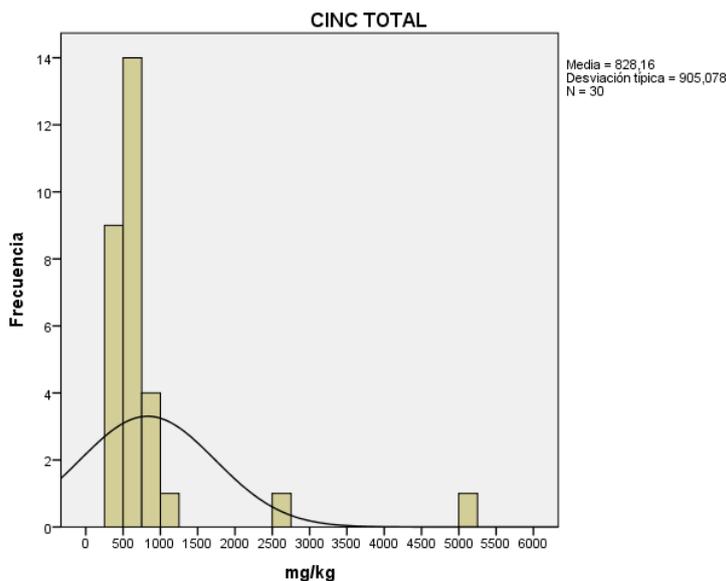


Figura 4.27. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg^{-1}) de Zn en los lodos estudiados.

Cadmio

El cadmio (Cd) es un metal pesado que, en la naturaleza, normalmente aparece asociado a otros metales. La mayor parte del cadmio empleado como materia prima se obtiene como subproducto de la extracción de Zn, Pb y Cu. Debido a su alta resistencia a la corrosión, este metal es muy empleado en la industria en procesos de galvanoplastia (recubrimientos metálicos), en aleaciones de latón, soldaduras y en la producción de baterías de níquel-cadmio. Otras aplicaciones son la fabricación de pesticidas, estabilizante en la producción de plásticos y pigmentos, etc (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

El uso de lodos con un alto contenido en este metal puede ser un peligroso foco de contaminación para el medio ambiente, ya que interacciona con la materia orgánica, estando su solubilidad influenciada por el grado de acidez. Así, una disminución del pH de los lodos conduce a la disolución del metal y ello, a su vez, permite su asimilación por parte de las plantas y/o la contaminación de los suelos y aguas próximas.

El Cd determina los principales problemas de salud de los seres vivos debido principalmente a la ingestión de alimentos contaminados procedentes de plantas cultivadas en suelos contaminados con este metal en altas concentraciones (Zovko y Romić, 2011). Además de las consecuentes alteraciones renales, también puede producir daños pulmonares y óseos, alteraciones del sistema nervioso central y del sistema inmune (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

Los datos obtenidos de concentración total de Cd vienen reflejados en la Tabla 4.26. Los datos obtenidos se sitúan en valores alrededor de 2,32 ppm Cd sobre materia seca, como media, si bien hay algún valor que puede considerarse elevado, como el determinado en el lodo procedente de la depuradora de Cabezo Beaza, con una concentración media de Cd de 8,28 ppm sobre. Esta cantidad de elemento, con relación al máximo permisible indicado por el Real Decreto 1310/1990, permitiría que dicho lodo podría ser usado en agricultura. La restricción de este elemento viene dada por su elevada acumulación y toxicidad para plantas, animales y el hombre.

Tabla 4.26. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de Cd total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	2,27	0,99	1,79	1,68
I	BENIEL	2,00	0,50	0,90	1,13
I	CEUTI	2,00	0,50	0,50	1,00
I	EL RAAL	2,00	0,50	0,68	1,06
I	LAS TORRES C.	2,00	0,59	0,64	1,08
I	LORQUI	2,00	0,99	0,71	1,23
I	MOLINA	2,92	1,30	2,39	2,20
I	MURCIA ESTE	2,00	0,50	1,14	1,21
I	SANTOMERA	2,00	0,50	1,06	1,19
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>2,13 ± 0,10 aB</i>	<i>0,71 ± 0,10 aA</i>	<i>1,09 ± 0,21 aA</i>	<i>1,31 ± 0,13</i>
II	CABEZO BEAZA	9,98	5,86	9,00	8,28
II	LA UNION	2,00	0,97	1,49	1,49
II	LOS ALCAZARES	2,04	1,37	1,28	1,56
II	MAR MENOR	3,56	3,89	3,27	3,57
II	SAN JAVIER	2,52	1,10	1,57	1,73
II	SAN PEDRO	2,00	0,50	0,78	1,09
II	T. PACHECO	2,54	0,82	2,06	1,81
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,52 ± 1,10 aA</i>	<i>2,07 ± 0,76 aA</i>	<i>2,78 ± 1,08 aA</i>	<i>2,79 ± 0,96</i>
III	ABARAN	2,00	0,50	0,51	1,00
III	ARCHENA	2,00	0,50	0,50	1,00
III	CIEZA	8,77	4,68	5,83	6,43
III	JUMILLA	2,00	0,50	0,50	1,00
III	YECLA	2,00	1,85	2,19	2,01
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,35 ± 1,35 aA</i>	<i>1,61 ± 0,81 aA</i>	<i>1,91 ± 1,03 aA</i>	<i>2,29 ± 1,05</i>
IV	AGUILAS	2,00	0,50	1,96	1,49
IV	ALHAMA	2,00	0,50	0,51	1,00
IV	LA HOYA	2,13	0,50	0,79	1,14
IV	MAZARRON	2,29	2,80	0,97	1,83
IV	TOTANA	2,00	0,50	0,51	1,00
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>2,08 ± 0,13 aA</i>	<i>0,96 ± 1,03 aA</i>	<i>0,95 ± 0,60 aA</i>	<i>1,29±0,36</i>
V	BULLAS	2,00	0,50	0,50	1,00
V	CARAVACA	2,00	0,50	0,50	1,00
V	CEHEGIN	2,00	0,50	0,50	1,00
V	MULA	2,00	0,50	0,50	1,00
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>2,00 a</i>	<i>0,50 a</i>	<i>0,50 a</i>	<i>1,00</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,23 ± 0,68</i>	<i>1,92 ± 0,82</i>	<i>1,81 ± 0,43</i>	<i>2,32 ± 0,63</i>

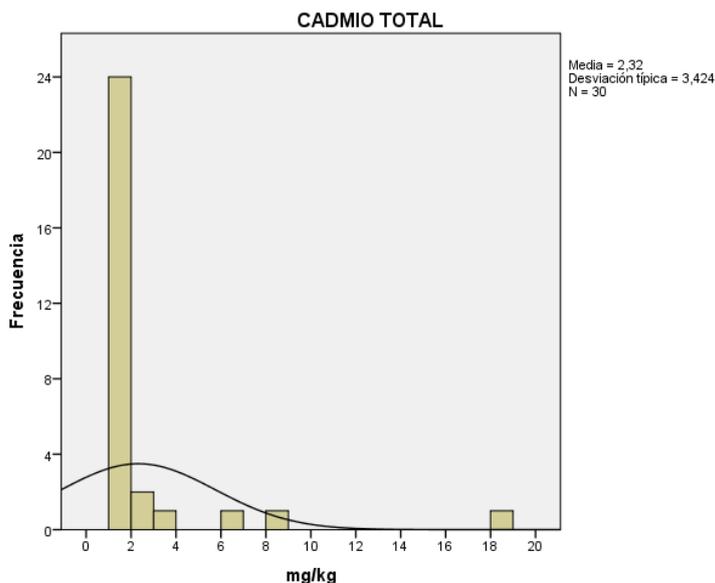


Figura 4.28. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg^{-1}) de Cd en los lodos estudiados.

Níquel

El níquel (Ni) es un elemento bastante abundante, que constituye cerca de 0,008% de la corteza terrestre y 0,01% de las rocas ígneas. El níquel se encuentra en pequeñas cantidades en plantas y animales. Se aplica fundamentalmente en aleaciones duras, maleables y resistentes a la corrosión, para niquelados y plateados en la fabricación de baterías de cocina, joyería, etc.

Los microorganismos pueden sufrir alteraciones en su metabolismo debido a la presencia de este metal, pero normalmente tienden a desarrollar una resistencia al mismo. En condiciones ácidas, el níquel se une a la materia orgánica del suelo aumentando su movilidad y pudiendo alcanzar las aguas subterráneas. Altas concentraciones de este metal en suelos arenosos pueden afectar a las plantas. La mayor parte de todos los compuestos del níquel que son liberados al ambiente son adsorbidos por los sedimentos o partículas del suelo donde son inmovilizados.

El níquel es un elemento esencial para los animales en pequeñas cantidades pero a altas concentraciones puede ser muy dañino, ya que puede causar varios tipos de cánceres. No tiende a acumularse en plantas o animales por lo que no se biomagnifica en la cadena alimentaria.

Los datos obtenidos aparecen reflejados en la Tabla 4.27. Para ninguno de los lodos estudiados, los valores de Ni son preocupantes, pues aplicando la normativa vigente en donde se establece un rango de valores máximos para este metal pesado (300-400), ninguno de los lodos analizados lo alcanza ya que el valor máximo que se ha detectado es de 152,11 ppm de Ni sobre materia seca, para el lodo generado en la depuradora de Santomera.

Tabla 4.27. Valores de concentraciones de Ni total en los lodos (mg kg⁻¹ sobre materia seca). Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	112	97,49	92,76	100,73
I	BENIEL	45,23	28,52	34,52	36,09
I	CEUTI	37,34	24,66	24,78	28,93
I	EL RAAL	32,88	30,24	35,13	32,75
I	LAS TORRES C.	33,84	23,68	23,52	27,01
I	LORQUI	39,21	32,15	23,87	31,74
I	MOLINA	69,03	38,56	42,17	49,92
I	MURCIA ESTE	48,29	30,70	32,32	37,10
I	SANTOMERA	106,62	134	215,7	152,11
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>58,27 ± 10,31 bA</i>	<i>48,9 ± 13,1 aA</i>	<i>58,31 ± 20,93 aA</i>	<i>55,15 ± 14,30</i>
II	CABEZO BEAZA	27,87	20,69	25,98	24,85
II	LA UNION	20,28	17,49	18,72	18,83
II	LOS ALCAZARES	39,96	26,8	23,17	29,98
II	MAR MENOR	31,62	24,47	33,13	29,74
II	SAN JAVIER	37,56	27,79	28,16	31,17
II	SAN PEDRO	34,76	27,48	23,38	28,54
II	T. PACHECO	32,81	28,66	33,84	31,77
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>32,12 ± 2,47 abA</i>	<i>24,77 ± 1,58 aA</i>	<i>26,63 ± 2,08 aA</i>	<i>27,84 ± 1,73</i>
III	ABARAN	20,59	10,47	16,46	15,84
III	ARCHENA	19,54	15,21	20,78	18,51
III	CIEZA	29,05	18,41	22,01	23,16
III	JUMILLA	30,4	10,26	15,09	18,58
III	YECLA	22,82	14,71	19,12	18,88
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>24,48 ± 2,22 aB</i>	<i>13,81 ± 1,54 aA</i>	<i>18,69 ± 1,29 aA</i>	<i>18,99 ± 1,18</i>
IV	AGUILAS	22,14	16,73	14,24	17,70
IV	ALHAMA	18,54	12,73	12,92	14,73
IV	LA HOYA	20,46	13,59	12,51	15,52
IV	MAZARRON	46,34	30,68	19,11	32,04
IV	TOTANA	32,76	18,43	18,71	23,30
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>28,05 ± 5,19 aA</i>	<i>18,43 ± 3,23 aA</i>	<i>15,50 ± 1,42 Aa</i>	<i>20,66 ± 3,22</i>
V	BULLAS	21,14	12,09	17,46	16,90
V	CARAVACA	17,99	9,55	11,14	12,89
V	CEHEGIN	22,03	8,35	10,53	13,64
V	MULA	23,1	16,1	15,6	18,27
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>21,07 ± 1,10 aB</i>	<i>11,52 ± 1,71 aA</i>	<i>13,68 ± 1,69 aA</i>	<i>15,42 ± 1,29</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>36,54 ± 4,15</i>	<i>27,36 ± 4,7</i>	<i>31,23 ± 6,93</i>	<i>31,71 ± 5,10</i>

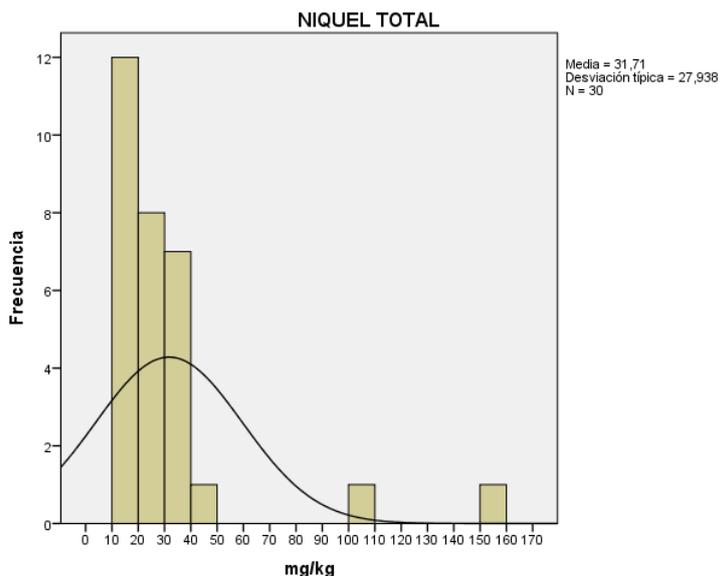


Figura 4.29. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg^{-1}) de Ni en los lodos estudiados.

Cromo

El cromo elemental (Cr) no se encuentra en la naturaleza y suele aparecer formando compuestos con otros elementos. El mineral más importante es la cromita. Sus propiedades mecánicas, incluyendo la dureza y la resistencia a la tensión, determinan su capacidad de utilización. La aplicación más importante del cromo es el cromado de piezas metálicas y su uso en aleaciones para obtener acero inoxidable. De las diferentes formas de oxidación, el Cr (VI) es la de mayor uso industrial por sus propiedades oxidantes y su capacidad de formar sales muy coloreadas e insolubles. Algunos ejemplos del uso del Cr (VI) son la fabricación de pigmentos, vidrios y esmaltes de color. El cromo entra en el aire, agua y suelo en forma de Cr (III) y Cr (VI) a través de procesos naturales y antropogénicos. Las actividades humanas que incrementan más las concentraciones de Cr (III) en el medio ambiente son: la fabricación de acero, peleterías, industrias textiles y pintura eléctrica.

El Cr (VI) puede ser fitotóxico. No se ha observado acumulación de cromo en peces, pero altas concentraciones del mismo pueden dañar sus agallas. El Cr (III) es un nutriente esencial para los humanos y la falta de éste puede causar problemas de corazón, trastornos metabólicos y diabetes. La principal ruta de entrada en el organismo de Cr (III) es a través de los alimentos, ya que se encuentra de forma natural en vegetales, frutas, carnes, levaduras y granos. A altas dosis puede producir efectos adversos sobre la salud, como por ejemplo, erupciones cutáneas. El cromo (VI) es tóxico para los humanos, causando problemas respiratorios, alteraciones del material genético y cáncer de pulmón.

Los resultados obtenidos para el Cr aparecen reflejados en la Tabla 4.28. Solamente para el caso del Cr, donde la legislación vigente establece el valor límite en 1000 ppm de Cr sobre materia seca del lodo, se detecta un valor de 1.190 ppm de este elemento en los lodos generados en la estación depuradora de La Hoya, en Lorca, quizás procedentes aún de la industria del curtido. Todos los demás lodos estudiados, mantienen valores inferiores a 130 ppm de Cr, lo que hace que este elemento no sea problemático en absoluto.

Tabla 4.28. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de Cr total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	109,0	104,8	109,3	107,7
I	BENIEL	108,4	76,08	95,83	93,42
I	CEUTI	61,14	48,8	42,3	50,75
I	EL RAAL	75,28	71,57	104,5	83,80
I	LAS TORRES C.	69,58	47,74	39,28	52,20
I	LORQUI	68,23	59,16	32,56	53,32
I	MOLINA	109,8	77,84	94,37	94,01
I	MURCIA ESTE	80,94	61,58	60,02	67,51
I	SANTOMERA	85,62	138,2	160,6	128,1
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>85,33 ± 6,38 aA</i>	<i>76,20 ± 9,68 aA</i>	<i>82,08 ± 13,99 aA</i>	<i>81,20 ± 9,10</i>
II	CABEZO BEAZA	82,97	53,13	49,98	62,03
II	LA UNION	37,09	35,74	38,62	37,15
II	LOS ALCAZARES	87,73	56,75	46,45	63,64
II	MAR MENOR	56,40	59,06	79,62	65,03
II	SAN JAVIER	97,03	67,98	69,79	78,27
II	SAN PEDRO	60,99	56,53	51,00	56,17
II	T. PACHECO	92,83	65,80	75,34	77,99
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>73,58 ± 8,44 aA</i>	<i>56,43 ± 3,99 aA</i>	<i>58,69 ± 6,03 aA</i>	<i>62,90 ± 5,30</i>
III	ABARAN	36,42	14,66	31,92	27,67
III	ARCHENA	35,64	25,7	35,59	32,31
III	CIEZA	39,84	21,9	27,52	29,75
III	JUMILLA	76,7	18,36	22,37	39,14
III	YECLA	44,48	57,27	56,16	52,64
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>46,62 ± 7,68 aA</i>	<i>27,58 ± 7,65 aA</i>	<i>34,71 ± 5,80 aA</i>	<i>36,30 ± 4,52</i>
IV	AGUILAS	44,42	35,05	27,63	35,70
IV	ALHAMA	34,85	24,56	22,91	27,44
IV	LA HOYA	1011	789,4	1769	1190
IV	MAZARRON	123,0	72,76	35,9	77,21
IV	TOTANA	140,7	51,09	53,3	81,70
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>270,8 ± 186,2 aA</i>	<i>194,6 ± 148,9 aA</i>	<i>381,8 ± 346,9 aA</i>	<i>282,4 ± 227,13</i>
V	BULLAS	37,22	17,49	23,79	26,17
V	CARAVACA	53,81	27,12	50,97	43,97
V	CEHEGIN	60,68	16,54	26,06	34,43
V	MULA	48,99	26,65	30,16	35,27
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>50,18 ± 4,94 aB</i>	<i>21,95 ± 2,86 aA</i>	<i>32,75 ± 6,22 aA</i>	<i>34,96 ± 3,64</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>102,4 ± 31,76</i>	<i>75,98 ± 25,11</i>	<i>112,10 ± 57,44</i>	<i>96,81 ± 37,99</i>

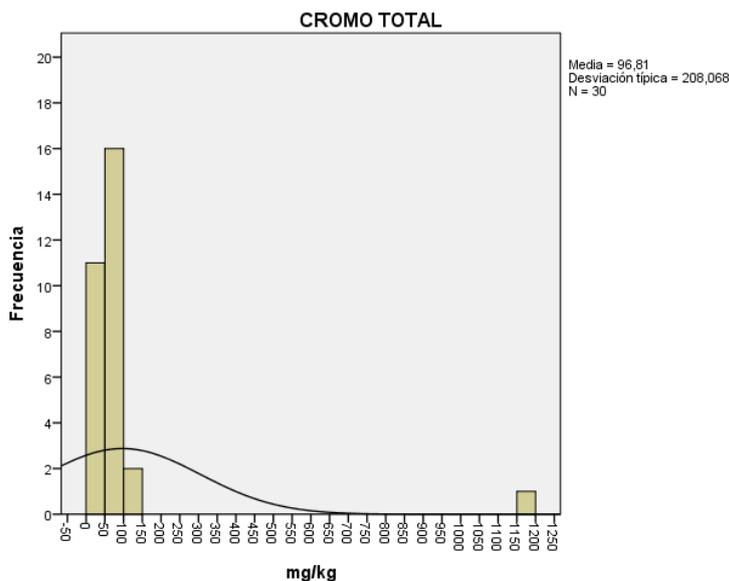


Figura 4.30. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg^{-1}) de Cr en los lodos estudiados.

Plomo

El plomo (Pb) es un metal pesado de color azul grisáceo, que rara vez se encuentra en su estado elemental. Su mineral más común la galena. Otros minerales de importancia comercial son la cerusita y anglesita.

Debido a su alta resistencia a la corrosión, el plomo es muy utilizado en la construcción y, en particular, en la industria química, ya que es resistente al ataque de muchos ácidos, porque forma su propio revestimiento protector de óxido. Otras aplicaciones se encuentran en la fabricación de tubos, aleaciones, cables, pigmentos y antidetonantes para combustibles. Los silicatos de plomo se emplean para la fabricación de fritas de vidrio y de cerámica que se utilizan para introducir plomo en los acabados del vidrio y de la cerámica.

El plomo se encuentra de forma natural en el medio ambiente, pero la gran mayoría proviene de procesos industriales, de la combustión del petróleo y de residuos sólidos. El plomo es un elemento químico particularmente peligroso, y se acumula en organismos acuáticos y terrestres, pudiendo entrar en la cadena alimentaria. Algunos de los síntomas de envenenamiento por plomo son dolores de cabeza, vértigo e insomnio.

Los resultados obtenidos para el Pb aparecen reflejados en la Tabla 4.29. En el caso del Pb, el valor máximo encontrado es de 993 ppm para los lodos procedentes de la de estación depuradora de Mazarrón, cuando el límite máximo indicado por la legislación vigente para que este tipo de lodos se puedan emplear en agricultura está fijado en 500 ppm.

Tabla 4.29. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de Pb total en los lodos estudiados. Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	37,27	28,01	29,45	31,58
I	BENIEL	70,38	60,97	57,50	62,95
I	CEUTI	60,17	44,05	53,82	52,68
I	EL RAAL	30,83	19,48	24,00	24,77
I	LAS TORRES C.	50,85	29,18	34,12	38,05
I	LORQUI	58,01	39,07	45,22	47,43
I	MOLINA	16,70	13,05	13,42	14,39
I	MURCIA ESTE	33,45	33,71	35,88	34,35
I	SANTOMERA	32,97	48,89	28,75	36,87
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>43,40 ± 5,77 aA</i>	<i>35,16 ± 4,96 aA</i>	<i>35,80 ± 4,74 aA</i>	<i>38,12 ± 4,88</i>
II	CABEZO BEAZA	173,6	95,25	133,2	134,3
II	LA UNION	289,6	310,8	266,2	288,9
II	LOS ALCAZARES	356,8	201,9	176,6	245,1
II	MAR MENOR	56,07	40,93	48,75	48,79
II	SAN JAVIER	70,04	62,90	45,29	59,41
II	SAN PEDRO	88,17	74,55	66,70	76,47
II	T. PACHECO	137,2	107,1	111,4	118,6
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>167,4 ± 43,58 aA</i>	<i>127,6 ± 36,20 aA</i>	<i>121,2 ± 30,2 bA</i>	<i>138,8 ± 35,37</i>
III	ABARAN	19,17	19,42	22,18	20,26
III	ARCHENA	47,03	23,71	36,60	35,78
III	CIEZA	48,26	30,86	35,25	38,12
III	JUMILLA	24,45	14,98	17,01	18,81
III	YECLA	44,74	34,67	41,17	40,19
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>36,73 ± 6,17 aA</i>	<i>24,73 ± 3,61 aA</i>	<i>30,44 ± 4,61 aA</i>	<i>30,63 ± 4,59</i>
IV	AGUILAS	33,12	27,55	22,36	27,68
IV	ALHAMA	33,99	26,73	26,85	29,19
IV	LA HOYA	1418	1366	196,0	993,4
IV	MAZARRON	54,70	33,10	34,98	40,93
IV	TOTANA	62,78	48,99	62,27	58,01
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>320,5 ± 274,5 aA</i>	<i>300,5 ± 266,4 aA</i>	<i>68,48 ± 32,6 abA</i>	<i>229,8 ± 191,0</i>
V	BULLAS	15,38	17,12	20,07	17,52
V	CARAVACA	16,87	11,05	10,60	12,84
V	CEHEGIN	20,91	10,36	12,22	14,50
V	MULA	21,54	12,43	14,96	16,31
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>18,68 ± 1,51 aA</i>	<i>12,74 ± 1,52 aA</i>	<i>14,46 ± 2,07 aA</i>	<i>15,29 ± 1,03</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>114,13 ± 47,15</i>	<i>96,23 ± 45,22</i>	<i>57,43 ± 11,04</i>	<i>89,26 ± 33,26</i>

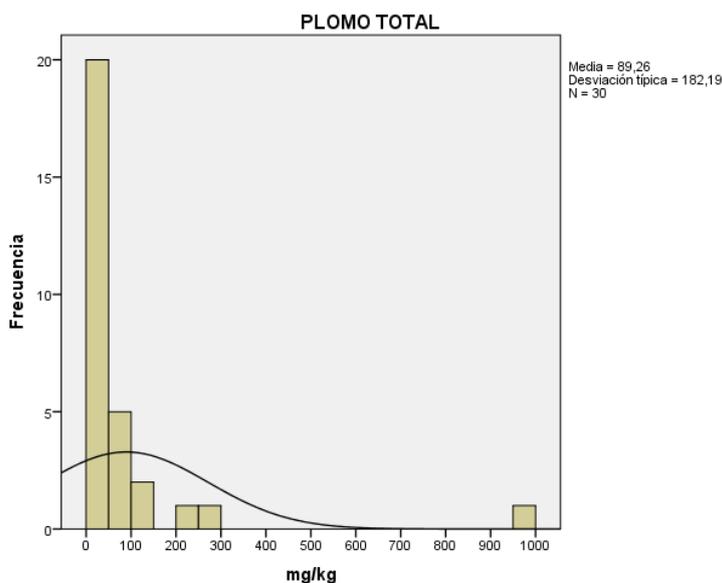


Figura 4.31. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg^{-1}) de Pb en los lodos estudiados.

Cobre

El cobre (Cu) es un metal de transición cuya gran utilidad se debe a sus propiedades químicas, físicas, mecánicas y eléctricas, así como a su abundancia. Este metal se emplea en la fabricación de cañerías, tuberías de calefacción y refrigeración, en baterías de cocina, techumbres y producción de aleaciones de cobre. También se utiliza como pigmento y en pinturas antioxidantes. Además, el sulfato de cobre se usa como alguicida y fungicida. El cobre puede ser liberado en el medio ambiente tanto por actividades humanas como por procesos naturales. El cobre monovalente es inestable en disoluciones acuosas. Los compuestos de Cu (I) como Cu_2O y Cu_2S son insolubles en agua (Ministerio de Medio Ambiente, 2005).

El Cu (II) tiende a formar complejos con ligandos inorgánicos u orgánicos como el ión amonio, cloruro y ácidos húmicos, por tanto interactúan con la materia orgánica y minerales. En suelos con altas concentraciones de cobre sólo pueden sobrevivir un pequeño número de plantas. Este metal puede influir en la calidad del suelo dependiendo de su acidez y de la presencia de materia orgánica, afectando a la actividad microbiana y de las lombrices. Se trata de un oligoelemento esencial para el metabolismo humano y se encuentra presente en muchos alimentos. El hombre ingiere diariamente de 2 a 5 mg de cobre, del cual sólo una pequeña parte se asimila, por lo que la toxicidad alimentaria por Cu es poco común. Sin embargo, a altas concentraciones puede ser una amenaza para la salud, especialmente en el caso de los compuestos solubles en agua, los más habituales en las aplicaciones agrícolas. Su toxicidad puede provocar lesiones hepáticas, renales o neurológicas.

Los resultados obtenidos para el Cu aparecen reflejados en la Tabla 4.30 en la que podemos observar que el mayor valor detectado para Cu ha sido en los lodos de la depuradora de San Pedro, con un valor de 592 ppm Cu sobre materia seca, cuando el límite máximo permitido para la utilización agrícola de los lodos está en 1000 ppm y por tanto en ningún caso los lodos estudiados superan ese valor límite de concentración establecido en la normativa vigente.

Tabla 4.30. Valores de concentraciones de Cu total en los lodos (mg kg⁻¹ sobre materia seca). Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo.

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	230,3	182,0	211,3	207,9
I	BENIEL	114,8	126,3	131,8	124,3
I	CEUTI	123,7	97,47	103,8	108,3
I	EL RAAL	123,8	108,1	114,1	115,3
I	LAS TORRES C.	155,1	144,7	170,4	156,7
I	LORQUI	116,8	111,9	119,8	116,2
I	MOLINA	236,9	213,1	215,1	221,7
I	MURCIA ESTE	161,3	155,2	196,3	170,9
I	SANTOMERA	218,0	188,2	223,4	209,9
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>164,5 ± 16,91aA</i>	<i>147,4 ± 13,43aA</i>	<i>165,1 ± 16,06aA</i>	<i>159,0 ± 15,17</i>
II	CABEZO BEAZA	210,4	229,0	338,3	259,2
II	LA UNION	156,1	121,2	138,5	138,6
II	LOS ALCAZARES	195,2	155,3	136,3	162,3
II	MAR MENOR	357,7	338,9	334,5	343,7
II	SAN JAVIER	207,0	171,7	169,8	182,8
II	SAN PEDRO	711,0	437,1	627,9	592,0
II	T. PACHECO	146,0	148,1	214,6	169,5
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>283,3 ± 75,97 aA</i>	<i>228,7 ± 44,26 aA</i>	<i>280,0 ± 66,27 aA</i>	<i>264,0 ± 60,86</i>
III	ABARAN	161,6	86,9	170,8	139,8
III	ARCHENA	148,4	130,6	122,0	133,7
III	CIEZA	218,8	153,4	180,6	184,3
III	JUMILLA	100,5	77,2	86,7	88,2
III	YECLA	158,5	221,4	192,8	190,9
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>157,6 ± 18,85 aA</i>	<i>133,9 ± 25,94 aA</i>	<i>150,6 ± 19,98aA</i>	<i>147,3 ± 18,72</i>
IV	AGUILAS	262,8	192,2	171,7	208,9
IV	ALHAMA	191,2	123,4	141,1	151,9
IV	LA HOYA	183,7	125,8	126,9	145,5
IV	MAZARRON	413,3	479,4	288,1	393,6
IV	TOTANA	172,4	174,8	158,2	168,5
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>244,7 ± 45,03 aA</i>	<i>219,1 ± 66,45 aA</i>	<i>177,2 ± 28,74 aA</i>	<i>213,7 ± 46,32</i>
V	BULLAS	143,1	112,6	140,5	132,0
V	CARAVACA	106,8	84,51	155,5	115,6
V	CEHEGIN	102,9	67,45	90,46	86,93
V	MULA	70,64	75,36	100,1	82,04
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>105,8 ± 14,82 aA</i>	<i>84,98 ± 9,84 aA</i>	<i>121,6 ± 15,64 aA</i>	<i>104,2 ± 11,88</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>196,6 ± 22,16</i>	<i>167,8 ± 17,76</i>	<i>185,7 ± 19,16</i>	<i>183,4 ± 18,90</i>

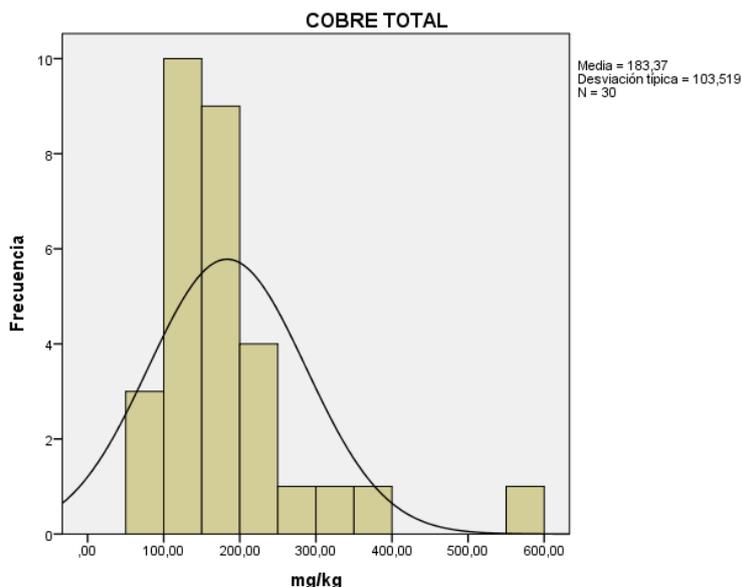


Figura 4.32. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg^{-1}) de Cu en los lodos estudiados.

Mercurio

El mercurio (Hg) es un metal noble, soluble únicamente en soluciones oxidantes. Este metal y sus compuestos son muy tóxicos. Tanto su forma elemental como sus compuestos son muy empleados en la industria. El mercurio metálico se utiliza en interruptores eléctricos como material líquido de contacto, termómetros, barómetros, tacómetros y termostatos, aunque su uso se está restringiendo. Otros ejemplos son su uso en la fabricación de baterías, bombillas eléctricas incandescentes, en la producción de cloro y de ácido acético, en la electrodeposición de oro, en curtido de pieles, fotografía y producción de pigmentos. Los compuestos orgánicos se suelen emplear en la fabricación de fungicidas y alguicidas y como conservantes en pinturas (Ministerio de Medio Ambiente, 2009).

El mercurio que se encuentra en las aguas superficiales o suelos, es transformado por los microorganismos en metilmercurio, una sustancia órgano-metálica que puede ser absorbida rápidamente por la mayoría de los organismos y producir alteraciones en el sistema nervioso. Los peces absorben gran cantidad de metilmercurio, que se acumula en su organismo y pasa a la cadena alimentaria. El mercurio del suelo puede acumularse en los champiñones. El mercurio es un elemento no esencial y tóxico para los organismos vivos. Produce graves daños como alteraciones en la función renal, trastornos en el estómago, daño en el aparato digestivo, fallos en la reproducción y alteración del ADN. Se han detectado casos de envenenamiento de seres humanos por la ingestión de semillas y peces contaminados.

Los resultados obtenidos para el Hg aparecen reflejados en la Tabla 4.31 y se puede observar que, al igual que en el caso del Cu, en ningún caso los lodos estudiados superan el valor límite de concentración establecido en la normativa vigente para el caso del Hg que está establecido en 16 ppm y por tanto con respecto al contenido de este metal pesado todos los lodos estudiados serían aptos para su utilización agrícola.

Tabla 4.31. Valores de concentraciones de Hg total en los lodos (mg kg⁻¹ sobre materia seca). Dentro de una misma zona, valores medios seguidos por diferentes letras mayúsculas se consideran significativamente diferentes (p<0.05) respecto al factor muestreo. Para un mismo muestreo, las medias seguidas por diferentes letras minúsculas son significativamente diferentes (p<0.05).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	2,10	2,40	1,90	2,13
I	BENIEL	1,50	1,30	2,00	1,60
I	CEUTI	1,70	1,90	2,30	1,97
I	EL RAAL	3,10	4,20	3,30	3,53
I	LAS TORRES C.	2,20	2,50	2,60	2,43
I	LORQUI	1,90	1,70	2,40	2,00
I	MOLINA	3,50	3,10	4,20	3,60
I	MURCIA ESTE	2,60	2,70	3,10	2,80
I	SANTOMERA	1,80	2,10	2,00	1,97
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>2,27 ± 0,22 ab</i>	<i>2,43 ± 0,29 ab</i>	<i>2,64 ± 0,25 ab</i>	<i>2,45 ± 0,24</i>
II	CABEZO BEAZA	4,20	4,50	4,70	4,47
II	LA UNION	3,70	4,10	3,90	3,90
II	LOS ALCAZARES	3,00	2,80	3,70	3,17
II	MAR MENOR	4,70	4,20	4,90	4,60
II	SAN JAVIER	1,90	2,20	2,10	2,07
II	SAN PEDRO	2,80	2,60	3,20	2,87
II	T. PACHECO	2,80	2,90	3,40	3,03
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,30 ± 0,36 b</i>	<i>3,33 ± 0,34 b</i>	<i>3,70 ± 0,36 b</i>	<i>3,44 ± 0,35</i>
III	ABARAN	1,80	1,90	2,30	2,00
III	ARCHENA	2,30	1,70	2,60	2,20
III	CIEZA	1,90	2,20	2,40	2,17
III	JUMILLA	2,00	1,60	2,30	1,97
III	YECLA	1,50	1,60	1,70	1,60
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,90 ± 0,13 a</i>	<i>1,80 ± 0,11 a</i>	<i>2,26 ± 0,15 a</i>	<i>1,99 ± 0,11</i>
IV	AGUILAS	4,10	4,00	4,40	4,17
IV	ALHAMA	2,60	2,40	2,80	2,60
IV	LA HOYA	4,90	4,70	4,50	4,70
IV	MAZARRON	3,70	3,20	4,20	3,70
IV	TOTANA	2,20	2,30	2,40	2,30
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>3,50 ± 0,49 b</i>	<i>3,32 ± 0,46 b</i>	<i>3,66 ± 0,44 b</i>	<i>3,49 ± 0,46</i>
V	BULLAS	1,80	2,50	2,20	2,17
V	CARAVACA	1,20	1,60	1,20	1,33
V	CEHEGIN	1,90	2,70	1,80	2,13
V	MULA	2,60	2,50	2,10	2,40
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>1,88 ± 0,29 a</i>	<i>2,33 ± 0,25 ab</i>	<i>1,83 ± 0,23 a</i>	<i>2,01 ± 0,23</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>2,60 ± 0,18</i>	<i>2,67 ± 0,17</i>	<i>2,89 ± 0,18</i>	<i>2,72 ± 0,17</i>

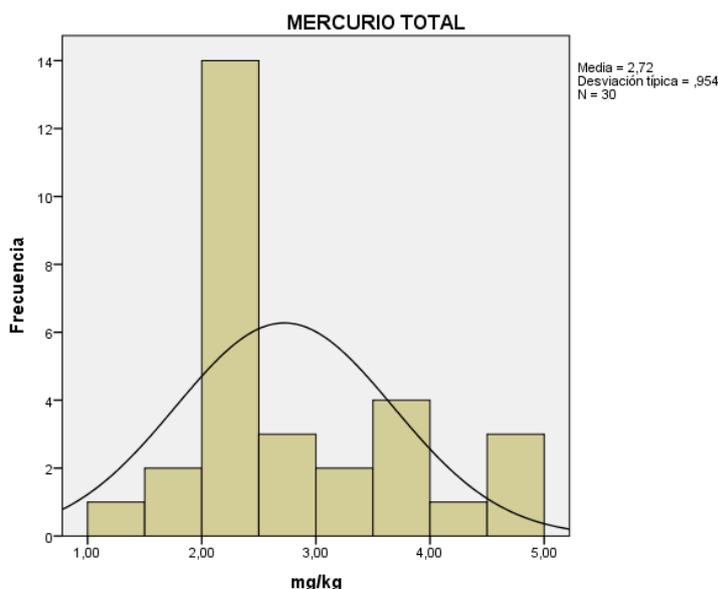


Figura 4.33. Histograma y distribución normal de la concentración (mg kg^{-1}) de Hg total en los lodos estudiados.

Una vez descritas las cantidades de metales pesados que han sido encontradas en el conjunto de lodos sometido a estudio en esta Memoria, consideramos oportuno, a pesar de resultar incluso redundante, realizar un comentario sobre la problemática del contenido de metales pesados en lodos EDAR. Ya se ha dejado claro a lo largo de esta Tesis Doctoral la importancia que se da a la mencionada problemática, y ello se deduce claramente cuando se comprueba que se intenta desde muy diversos estamentos (regional, nacional y europeo), incidir sobre la misma y adecuarla hacia nuevos criterios. En particular cuando es conocido que los lodos EDAR son usados en agricultura, por lo que esos posibles contenidos metálicos finalizan en nuestros suelos con el posible riesgo que ello supone si no se controla adecuadamente.

El porqué de la importancia en sí sería sencillo de explicar; si queremos aplicar lodos EDAR en agricultura, hay parámetros agronómicos que harán mejorar la calidad de dichos lodos (su contenido en materia orgánica o en nutrientes), pero esos parámetros agronómicos no impedirán el uso agrícola de lodos. Por el contrario, si los contenidos metálicos están fuera de normativa, eso SI IMPIDE que puedan ser reciclados en los suelos. Esta diferencia tan importante es suficiente para mostrar el máximo interés por el tema.

En base a lo que acabamos de exponer, hay una serie de puntos que queremos poner de manifiesto:

- Como se ha argumentado con anterioridad en esta Memoria, la normativa a seguir en España para aplicación de lodos en agricultura procede de un Real Decreto (1310/1990) que lleva en vigor más de 20 años; parece claro que en este tiempo se ha investigado mucho, y se han generado nuevos conocimientos que ponen de manifiesto la necesidad de realizar una revisión de los límites permisibles de metal pesado tanto en los lodos, como en los suelos donde se depositan, y que figuran en dicho Real Decreto. Eso hace que, en nuestro estudio, debamos de

observar los valores de metal pesado que aportamos con un prisma más exigente, y pongamos sobre aviso los valores encontrados para ciertos lodos que si bien, a día de hoy sería reciclables en los suelos, es muy posible que no lo sean dentro de un corto plazo de tiempo.

- Hacemos hincapié en que las cantidades metálicas fijadas para lodos que vayan a ser reciclados en agricultura, hace siempre mención a “cantidades absolutas para un metal pesado en concreto”. Pero desde un punto de vista químico y bioquímico, se conocen interacciones entre ellos (sinergismos y antagonismos), que haría variar su posible peligrosidad. Es un problema que posiblemente haya que tratar en su momento para poder contar con criterios más eficaces para determinar sus riesgos medioambientales.
- Algo recurrente, pero que a pesar de serlo no por ello pierde importancia e interés, es la consideración de que resulta básico monitorizar de la manera más adecuada posible los contenidos de metal pesado en los suelos donde se depositan lodos EDAR. Las cantidades de metal pesado en dichos suelos serán “acumulativas” en el tiempo, por lo que la aplicación reiterada de lodos con contenidos metálicos dentro de la norma, y a dosis a veces excesivas, puede condenar a un suelo (si se realizan adiciones incontroladas), a una contaminación con riesgo de degradación química. La normativa ya señala qué contenido metálico puede tener como máximo un suelo, pero lo que consideramos necesario es la existencia de una obligatoriedad administrativa para que ello sea así. Controles sobre suelos donde se aplican lodos EDAR con asiduidad deberían ser no solo obligatorios sino eficaces.
- Del conjunto de lodos estudiados, una pequeña parte de los mismos se trata de lodos producidos en depuradoras situadas en zonas eminentemente mineras, o con industrias que acumulan un cierto metal pesado: EDAR de Cabezo Beaza, de Mazarrón, o de La Hoya, por ejemplo. Eso indica que la mayoría de los lodos EDAR que se producen en nuestra comunidad Autónoma cumplirían incluso normativas mucho más exigente en cuanto a contenidos metálicos, y ello les permite contemplar (desde este punto de vista), su reciclado agrícola en el suelo.
- Por último, es totalmente necesario la adecuación de unas “Buenas Prácticas Agrícolas para la Aplicación de Lodos EDAR como Enmienda”, contemplando las alternativas y variabilidad de suelos y cultivos que hoy en día existen, incluso para cultivos no alimenticios. Un apartado de particular dedicación al reciclado de lodos en suelos sólo desde una perspectiva ambiental (estrategias contra la degradación y erosión de suelos) sería muy positivo desde nuestra perspectiva. Dentro de este punto, ofrecer apoyo científico-técnico a agricultores como los “usuarios” finales de los lodos, y la divulgación de las mencionadas buenas prácticas, se considera adecuado.

METALES PESADOS BIODISPONIBLES.

Somos conscientes que los datos presentados en los apartados anteriores hacen referencia a la concentración total de los mismos. No obstante, hoy en día y con mayor interés por el objetivo de la presente memoria, deberíamos de hablar de "biodisponibilidad" del elemento tóxico (en este caso, del metal pesado).

El problema para hacer consideraciones en este sentido es que serían necesarios estudios múltiples para que se pudiese legislar en este sentido. No es menos cierto que si se quisiera considerar una disolución extractante para obtener una mejor estimación de la peligrosidad del metal pesado que su contenido total, posiblemente se debería escoger una específica para cada uno de los metales pesados, y la complicación sería enorme. Es por ello que aplicar una normativa sobre la concentración total del metal pesado, es lo que a día de hoy se considera más apropiado y menos expuesto.

En el ámbito de biodisponibilidad de un metal pesado con respecto a las plantas, y los microorganismos del suelo, hay que tener presente multitud de factores tales como:

- No todos los metales pesados no son igualmente biodisponibles, debido a que la química del propio metal es diferente.
- El suelo receptor tiene una importancia clave, en lo que respecta a sus condiciones de pH, o a las propias derivadas de retener o inmovilizar metales, como es su contenido en carbonatos.

Según lo expuesto, para el caso de gran parte de los suelos de la Comunidad Autónoma de Murcia, los cuales tiene pH neutro-básicos, que inmovilizan el metal, así como elevados contenidos en carbonatos, que funcionan igualmente como inmovilizador, deberíamos de ser menos estrictos que en otras circunstancias. Los datos obtenidos de las fracciones solubles de los metales pesados vienen reflejados en la tabla 4.32.

Las fracciones solubles en agua de Cd y Hg no superan en ninguno de los lodos estudiados, las concentraciones de $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$, el cual es límite de detección para ambos metales pesados. La fracción soluble de Cr presenta las concentraciones más altas en los lodos generados en la depuradora de La Hoya. Este hecho esta en concordancia con la alta concentración total de este elemento en los lodos generados en dicha depuradora de la Hoya. La explicación más plausible a este hecho puede ser debido a las sales de Cr utilizadas en las curtidurías de la zona que al final van a parar a la depuradora que recoge y trata las aguas residuales. En principio ese contenido en Cr soluble de ese lodo no debe presentar problemas; pero se deben tomar las precauciones precisas en el caso de adiciones repetidas o masivas al suelo de estos lodos en particular.

Tabla 4.32. Valores de concentraciones (mg kg⁻¹) de las fracciones solubles de metales pesados en los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACION	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
I	ALCANTARILLA	<0.01	0,05	0,83	0,01	0,1
I	BENIEL	<0.01	0,32	0,16	0,02	0,14
I	CEUTI	0,01	0,04	0,06	0,01	0,09
I	EL RAAL	0,01	0,07	0,15	0,02	0,08
I	LAS TORRES C.	0,01	0,10	0,14	0,01	0,16
I	LORQUI	0,01	0,06	0,33	0,02	0,15
I	MOLINA	<0.01	0,07	0,21	0,01	0,04
I	MURCIA ESTE	0,01	0,23	0,44	0,02	0,11
I	SANTOMERA	0,02	0,10	2,27	0,02	0,12
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,01 ± 0,0</i>	<i>0,12 ± 0,03</i>	<i>0,51 ± 0,23</i>	<i>0,02 ± 0,0</i>	<i>0,11 ± 0,01</i>
II	CABEZO BEAZA	0,01	0,15	0,38	0,02	0,08
II	LA UNION	0,01	0,08	0,09	0,03	0,18
II	LOS ALCAZARES	0,01	0,17	0,15	0,02	0,14
II	MAR MENOR	<0.01	0,13	0,12	0,02	0,11
II	SAN JAVIER	0,01	0,11	0,12	0,02	0,11
II	SAN PEDRO	0,01	0,37	0,2	0,03	0,21
II	T. PACHECO	0,01	0,17	0,28	0,02	0,13
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,01 ± 0,0</i>	<i>0,17 ± 0,04</i>	<i>0,19 ± 0,04</i>	<i>0,02 ± 0,0</i>	<i>0,14 ± 0,02</i>
III	ABARAN	0,01	0,13	0,25	0,02	0,18
III	ARCHENA	0,02	0,12	0,24	0,02	0,2
III	CIEZA	<0.01	0,11	0,22	0,01	0,12
III	JUMILLA	0,01	0,03	0,08	0,02	0,1
III	YECLA	0,01	0,16	0,13	0,02	0,28
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,01 ± 0,0</i>	<i>0,11 ± 0,02</i>	<i>0,18 ± 0,03</i>	<i>0,02 ± 0,0</i>	<i>0,18 ± 0,03</i>
IV	AGUILAS	<0.01	0,10	0,1	0,02	0,08
IV	ALHAMA	<0.01	0,10	0,12	0,01	0,14
IV	LA HOYA	0,33	0,11	0,2	0,01	0,07
IV	MAZARRON	0,01	0,10	0,16	0,04	0,39
IV	TOTANA	0,01	0,07	0,07	0,02	0,1
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,12 ± 0,08</i>	<i>0,10 ± 0,01</i>	<i>0,13 ± 0,02</i>	<i>0,02 ± 0,01</i>	<i>0,16 ± 0,06</i>
V	BULLAS	0,01	0,16	0,17	0,01	0,12
V	CARAVACA	0,01	0,15	0,1	0,01	0,18
V	CEHEGIN	0,01	0,10	0,08	0,01	0,1
V	MULA	0,01	0,05	0,14	0,01	0,08
	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,01 ± 0,0</i>	<i>0,12 ± 0,03</i>	<i>0,12 ± 0,02</i>	<i>0,01 ± 0,0</i>	<i>0,12 ± 0,02</i>
Totales	<i>Media ± error estándar</i>	<i>0,02 ± 0,01</i>	<i>0,12 ± 0,01</i>	<i>0,27 ± 0,07</i>	<i>0,02 ± 0,0</i>	<i>0,14 ± 0,01</i>

Metales pesados solubles en agua

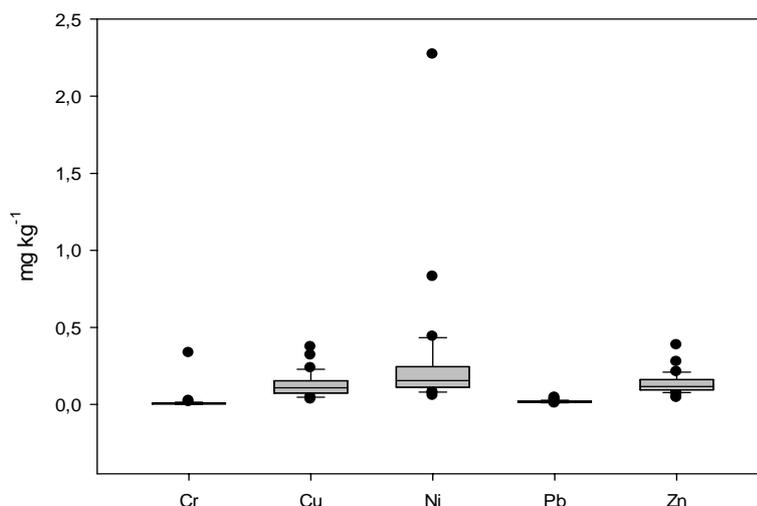


Figura 4.34. Diagramas de cajas de los valores de concentraciones de metales pesados solubles en agua de los lodos estudiados, expresados en mg / kg de materia seca. Los límites inferior y superior de las cajas representan el percentil 25 y 75 respectivamente. Los límites inferior y superior de las barras de error representan el percentil 10 y 90 respectivamente. La línea horizontal dentro de las cajas representa la mediana. Los puntos representan valores extremos.

Para el resto de metales pesados estudiados, no se sobrepasa para ninguno de los lodos, el valor de 0,5 mg kg⁻¹. Esto nos indica que los lodos de la región de Murcia no pueden considerarse con toxicidad inmediata, ya que su paso a la planta se produciría, en cualquier caso, con el tiempo y con adiciones masivas de lodo al suelo.

PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

A continuación se va a mostrar el estudio llevado a cabo sobre la determinación de algunos parámetros microbiológicos marcadores de la actividad microbiana del lodo y del tamaño de la biomasa microbiana. Los mencionados procesos y poblaciones microbianas afectarán, sin duda, a las comunidades microbianas existentes en el suelo; de ahí la importancia que damos a esta parte del estudio.

Entre los parámetros indicativos de la actividad microbiana del suelo, algunos como el contenido en carbono de la biomasa microbiana, la respiración del conjunto de los microorganismos del suelo, el contenido en ATP o incluso la actividad de oxidoreductasas como deshidrogenasa, pueden ser considerados como "generales", ya que su medida permite tener una idea de los procesos microbianos que se producen en un lodo de manera global.

Hemos decidido llamar a este tipo de parámetros "microbiológicos" en lugar de "biológicos", ya que de acuerdo con Nannipieri *et al.* (1990), pensamos que cuando una muestra de material es traída al laboratorio, y perturbada al seguir un proceso de tamizado y homogenización, debemos de considerar que hemos eliminado aquella parte biológica correspondiente a organismos de gran tamaño que abundan

en el material, y solo nos quedamos con los microorganismos. Es por ello que a los parámetros determinados en laboratorio los llamamos microbiológicos, mientras que si fuesen determinados "*in vivo*", serían biológicos.

Para nuestro estudio no se ha considerado necesario efectuar tres muestreos a lo largo de un año, como sí se ha hecho para otros parámetros a los que interesa hacer un seguimiento estacional.

Se ha considerado que para este tipo de estudio, 10 lodos es suficiente, ya que se trata de poner de manifiesto cómo la estructura orgánica de los lodos contienen suficiente materia orgánica activa como para poner en movimiento sustratos capaces de organizar desde el punto de vista microbiológico y bioquímico, este tipo de residuo orgánico.

Llegados a este punto, hemos de hacer mención a un aspecto clave, y que va a ser repetitivo a lo largo del estudio de parámetros muy sensibles como aquellos ligados a microorganismos y su actividad, ya que nos podemos encontrar con explicaciones difíciles de asumir y con datos complicados de explicar, fundamentalmente porque materiales como los Lodos EDAR tienen sin duda efectos positivos y negativos unidos a su propia característica, y que influyen sobre todo en este tipo de parámetros.

Aquellos parámetros ligados a materia orgánica van a reflejar un carácter abiertamente positivo, debido al elevado contenido en esa materia orgánica que tienen los lodos de EDAR, mientras que los que otros que intervienen (metales pesados o tóxicos no descritos en este estudio) intervendrán de forma negativa sobre poblaciones microbianas. Lo que al final ocurre es que lo que nosotros observamos es un balance; si lo positivo supera a lo negativo el efecto final será en positivo, mientras que también puede ser al contrario.

Respiración microbiana

Los microorganismos en general se caracterizan por tener la capacidad de descomponer la materia orgánica con el fin de obtener energía y los distintos constituyentes necesarios para su estructura. Este proceso recibe el nombre de mineralización, y está caracterizado por la disminución del contenido en materia orgánica y el aumento de nutrientes asimilables que previamente estaban inmovilizados en forma orgánica. Este proceso es opuesto al de humificación, el cual se caracteriza por incrementar el contenido de materia orgánica estable.

La respiración de un material orgánico se define como la suma de todos los procesos metabólicos que producen CO₂, es decir, de todos aquellos microorganismos que desarrollan actividad y desprenden ese CO₂ durante la misma. La respiración microbiana ha sido utilizada ampliamente como un parámetro para determinar la actividad microbiológica del sistema suelo (Alef, 1995; Moyano *et al.*, 2004). Con este parámetro se pretende conocer el estado biológico de dicho lodo a partir de C-CO₂, desprendido en un tiempo determinado. La determinación del desprendimiento de CO₂ también es útil para conocer el efecto de determinadas variables sobre la oxidación de la materia orgánica "*in situ*", aunque en ningún caso puede indicar que tipo de sustrato orgánico en particular está siendo mineralizado.

El desprendimiento de CO₂, se utilizó por Carballas *et al.*, (1979) como índice de actividad microbiológica en suelos quemados. García *et al.*, (1994a) correlacionaron los valores de desprendimiento de CO₂ con las características físicas del suelo y materiales orgánicos, y con las prácticas agrícolas realizadas sobre los mismos.

También este parámetro ha sido empleado como marcador de la contaminación de matrices diversas (Nannipieri *et al.*, 1990), así como de la biomasa microbiana activa (Veron *et al.*, 2002; Sotelo *et al.*, 2004). La información nos la ofrecerá sobre aquellas poblaciones microbianas que son metabólicamente activas. La respiración basal se obtiene mediante el cociente entre el C-CO₂ desprendido durante la incubación de la muestra y el tiempo de duración de la misma.

Como se ha dicho, la mineralización se debe a la degradación completa por parte de los microorganismos de un compuesto orgánico en sus componentes minerales, en el cual el carbono orgánico de dicho compuesto es convertido en CO₂ por el proceso de la respiración.

La temperatura es un factor también importante para la respiración microbiana, y le afecta de forma directa e indirecta. La medida de la respiración basal es muy susceptible a la humedad y temperatura (Leiros *et al.*, 1999). La humedad condiciona la capacidad de los microorganismos a mineralizar materia orgánica (Borken *et al.*, 2002). En general, este parámetro parece guardar una interrelación principalmente con el contenido de carbono orgánico, y como luego veremos, también con otros parámetros como el carbono de biomasa.

El mayor contenido de carbono orgánico del lodo determina una mayor degradación del mismo por parte de los microorganismos que lo aceptan como sustrato, y como resultado de esa actividad se desprenderá una mayor cantidad de CO₂. Si existen problemas de contaminantes, este aspecto puede ser de interés para la respiración microbiana.

Debemos de hacer mención a la gran disparidad de valores de respiración basal que pueden ser encontrados en la bibliografía, en lo que a valor absoluto de este parámetro respecta, sean cuales sean los tipos de materiales a los que se refieren los mencionados datos. Interesa señalar que muchas veces, es la propia técnica la que hace que aparezcan datos con una gran disparidad, pues no todos los investigadores emplean la misma metodología (García *et al.*, 2003). Todo ello hace que sea difícil establecer comentarios relativos a los valores absolutos de respiración basal. En general, cuando se determinan parámetros de tipo microbiológico (o bioquímico, como posteriormente se verá), la falta de estandarización de métodos hace que la disparidad de valores sea algo usual, y ello debe ser tenido en cuenta. Los resultados obtenidos vienen representados en la figura 4.35.

Los valores de respiración detectados en los lodos oscilaron entre 2442 y 5542 mg C-CO₂ kg⁻¹ día⁻¹. Estos elevados valores de respiración en general en todos los lodos se debe a que en los materiales orgánicos exógenos contienen materia orgánica muy lábil, por tanto poseen una gran actividad

microbiológica y como consecuencia una elevada respiración, si se refiere al conjunto de materia orgánica total de que dispone el lodo.

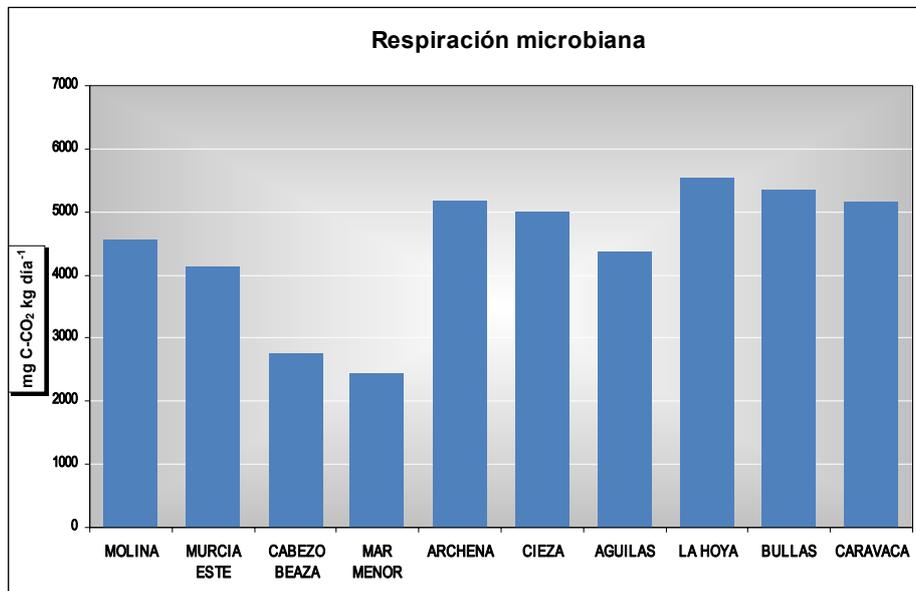


Figura 4.35. Diagrama de los valores de respiración en los lodos. Valores medios.

Podemos señalar que la mayoría de lodos que no incorporan digestión anaerobia, y que no muestran problemas de contaminación metálica o salina, tienen contenidos de respiración basal similares, y los más elevados de los detectados (EDAR de Bullas, Caravaca, Archena o Cieza). La excepción la encontramos en los lodos anaerobios generados en la estación depuradora de La Hoya donde se observaron los valores más altos de respiración microbiana. Este hecho puede ser atribuido a que el alto contenido de Cr en dicho lodo induce una disminución enorme de población microbiana, pero aquella que resiste, se ve obligada a respirar de manera elevada, y de ahí dicho valor de respiración basal. Dicha resistencia considerarse una adaptación al estrés de algunas de las poblaciones microbianas que puedan consumir sustratos procedentes del propio lodo, y como este tipo de sustrato no es lábil, se necesita un aumento de actividad por parte de las poblaciones microbianas pertinentes para poder así realizar sus funciones.

Posiblemente, las condiciones no son del todo apropiadas para el desarrollo de una gran actividad microbiana por parte de los microorganismos, pero también es el lodo con mayor respiración microbiana (mayor actividad), como así se pone de manifiesto con la respiración basal.

Este hecho puede ser interpretado en el sentido de que parte del metal puede ir inmovilizándose con el paso del tiempo, y entonces perjudica en menor grado a la actividad del medio; asimismo, no es descartable que se produzca el desarrollo de poblaciones de microorganismos que se hacen resistentes al metal, y que posiblemente utilizan los microorganismos muertos que no resisten, como fuente de energía para su desarrollo. Además hay que tener en cuenta las propias características químicas del Cr que lo hace más o menos tóxico en función del grado de oxidación de este elemento.

Las EDAR, que incorporan en sus procesos la digestión anaerobia, producen lodos que muestran cantidades de CO₂ desprendido algo menores, debido a que parte del C se ha eliminado como metano, y queda aquel que puede ser algo más resistente al ataque microbiano.

Lodos de EDAR como Cabezo Beaza (con contaminación metálica), o de Mar Menor, con exceso de sales en mayor grado que los demás lodos, demuestran una inhibición en la actividad microbiana, que se convierte en una menor respiración.

Carbono de biomasa microbiana

Se sabe que la microflora del suelo es una parte fundamental para su desarrollo y funcionalidad; es por ello que Martens (1995), definió a la biomasa microbiana como el almacén a través del cual deben de pasar nutrientes inorgánicos y compuestos orgánicos diversos. En los últimos años se ha desarrollado un amplio espectro de métodos microbiológicos para conocer la población microbiana de un suelo, tanto en tamaño como en actividad. La primera característica que llamó la atención sobre la biomasa microbiana del suelo fue su tamaño relativo, ya que representa entre el 1 y el 3 % de la materia orgánica total del suelo (Jenkinson y Ladd, 1981).

A pesar de que dicho porcentaje corresponde solo a una pequeña parte dentro del conjunto total de la materia orgánica del suelo, la biomasa microbiana es uno de los componentes más activos de la misma, e incluye microorganismos muy diferentes (bacterias, hongos, levaduras, algas, protozoos, etc.). Las modificaciones en el contenido en carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana pueden utilizarse de forma más efectiva que la materia orgánica en general, o el carbono orgánico total en particular, como indicadores de las variaciones sufridas en la calidad de un suelo. La biomasa microbiana fue sugerida como un indicador de los cambios sufridos por la materia orgánica y esta variable ha sido usada para comparar los ecosistemas naturales y perturbados (Ross *et al.*, 1982).

Este parámetro puede ser considerado como una variable ecológica importante ya que, entre otras cosas, representa la cantidad de energía almacenada por un segmento particular de la comunidad biológica. La biomasa microbiana se define como la parte viva de la materia orgánica del suelo excluyendo las raíces de las plantas y animales mayores de 5.103 μm³. Por definición, son parte del carbono orgánico y del conjunto de nutrientes (Insam, 1990).

El carbono de biomasa microbiana presenta una tasa de transferencia varias veces más rápida que la materia orgánica, y consecuentemente, los flujos de nutrientes desde esta fracción son mayores que desde otras, y de ahí su influencia en la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Así, las medidas a corto plazo de la biomasa microbiana pueden marcar la tendencia de la materia orgánica a largo plazo (Powison *et al.*, 1987). También se ha empleado como índice de comparación entre sistemas naturales y degradados (Ross *et al.*, 1982). Los resultados obtenidos aparecen representados en la figura 4.36.

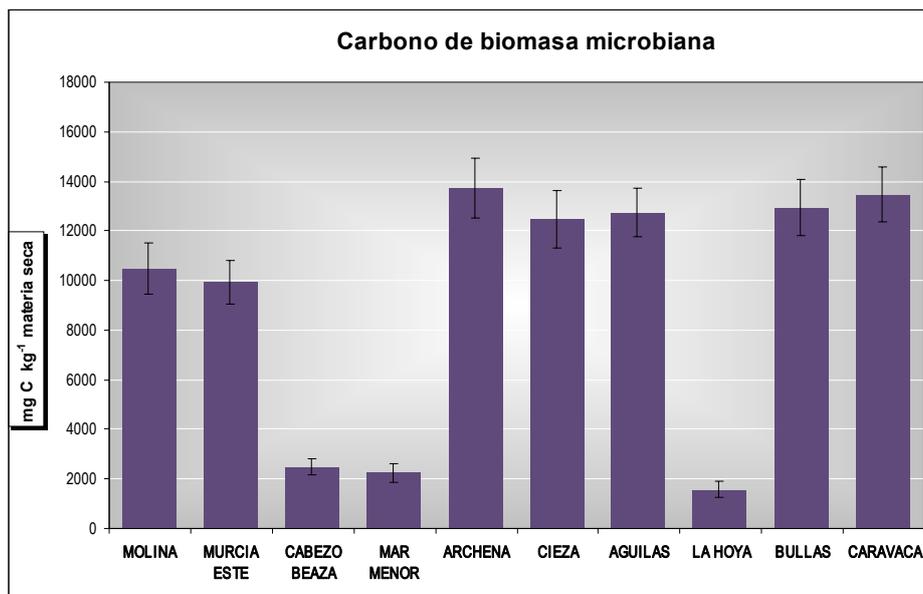


Figura 4.36. Valores de biomasa microbiana. Valores medios y errores estándar.

Si la respiración microbiana daba una idea de la actividad microbiana existente, el carbono de biomasa microbiana para estos grupos de lodos ofrece diferencias que deberían ser indicativas de la diferente "cantidad" o tamaño de las poblaciones microbianas existentes en ambos casos.

Teniendo en cuenta los valores de la media, observamos que los lodos con cierta contaminación metálica o salina, como los procedentes de las EDAR de Cabezo Beaza, Mar Menor, y La Hoya, son los que cuentan con un valor de C de biomasa microbiana menor. Este hecho es indicativo de que el tamaño de la población microbiana tiende a acusar ciertos niveles de contaminación inorgánica de los lodos.

De igual forma, lodos sometidos a digestión anaerobia cuentan con un valor de biomasa microbiana algo menor, debido a una pérdida de carbono orgánico durante la biometanización, y por tanto, una pérdida de poblaciones microbianas. Analizando la desviación estándar, se ve que la dispersión de los datos puede ser considerada como normal para la generalidad de aquellos estudiados, y con valores asumibles para este tipo de parámetros, sumamente sensible a cualquier cambio.

Con todo lo expuesto hasta ahora hemos de señalar la importancia que adquiere llevar a cabo investigaciones futuras sobre biodiversidad de poblaciones microbianas, para conocer si, en efecto, existen resistencias a un determinado estrés provocado por la contaminación metálica, así como aniquilaciones de otras poblaciones diferentes.

Contenido en adenosín 5'-trifosfato

Un parámetro importante, que podemos catalogar de "índole general", capaz de estimar la actividad metabólica total de la biomasa microbiana existente en el lodo, es el contenido en adenosin 5'-trifosfato (ATP). El ATP es un constituyente particular que se encuentra en el interior de las células de los microorganismos, y es por ello que puede ser considerado como de índole general, ya que su medida

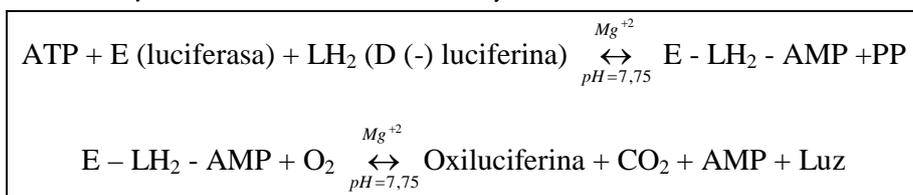
dará una idea exacta de todas las células vivas y metabólicamente activas que existen en el lodo, como es nuestro caso. Según Jenkinson (1988), el contenido de ATP de un suelo es un índice de biomasa microbiana si las muestras son pre-incubadas bajo condiciones controladas durante 7-10 días antes de su determinación, ya que en este caso toda la biomasa microbiana será determinada con la medida de dicho ATP.

De una u otra forma, consideramos que la importancia del ATP es debida a que es un compuesto que está presente en todos los seres vivos, y que funciona como una molécula energética debido a la cantidad de energía que almacena una molécula en sus enlaces. Por todo ello, podemos decir que la medida del ATP puede resultar adecuada como índice de la actividad microbiana (Arnebrant y Baath, 1991), ya que, en prácticamente todas las reacciones metabólicas en las que se necesita energía se utiliza ATP, puesto que todos los organismos, tanto aerobios como anaerobios, heterótrofos como autótrofos, etc., utilizan dicha molécula como sustrato energético.

Además el ATP está presente en todas las células vivas, degradándose inmediatamente si estas mueren; este hecho justifica su empleo para medir la biomasa microbiana. Este tipo de determinación no esta demasiado extendida, quizás por ser más cara que las medidas tradicionales del carbono de la biomasa, y además necesitar equipos más sofisticados (luminómetro o HPLC). Sin embargo, se considera que es una de las técnicas más prometedoras para evaluar la población microbiana.

El sistema Luciferina-Luciferasa, o Test de Bioluminiscencia posee una importante ventaja en la estimación de ATP que es su alta sensibilidad. Dicho sistema consiste en una reacción de catálisis enzimática cuyo resultado es la emisión de luz. La enzima luciferasa cataliza la activación de D (-) luciferina por ATP en presencia de Mg^{+2} , y su subsecuente oxidación a oxiluciferina excitada electrónicamente (Esquema 1). La transición de oxiluciferina a su estado normal produce una emisión de luz. Esa luz amarillo-verdosa tiene su máximo a 562 nm y puede estar influenciada por la temperatura, pH y algunos iones metálicos.

Esquema 4.1. Reacciones entre el ATP y el sistema Luciferina-Luciferasa.



El ATP (adenosin-5'-trifosfato) y su concentración, aunque depende del estado fisiológico, es bastante uniforme en relación con la cantidad de carbono celular para muchas bacterias, algas y protozoos. Si añadimos que este compuesto bioquímico puede ser cuantificado con gran precisión, la conclusión es que el ATP puede utilizarse para estimar la actividad metabólica de la biomasa viable.

Sin embargo, existen algunas dificultades para el cálculo exacto de la biomasa microbiana a partir de la medida de ATP. En primer lugar porque el ATP es fácilmente adsorbido en la superficie de partículas, lo cual dificulta su extracción y cuantificación. Por otra parte, la presencia de células vegetales o animales,

que también contienen ATP, puede interferir en su medición. No obstante, se han desarrollado una serie de métodos (como los de bioluminiscencia) que mejoran la recuperación del ATP de suelos y superan muchas de las limitaciones mencionadas (García *et al.*, 2003).

Observando la figura 4.37 donde se representan los datos obtenidos, observamos un comportamiento bastante similar al que se puede observar con el C de la biomasa microbiana (CBM) en el que se pone de manifiesto mayores valores para lodos que no han sufrido digestión anaerobia, tales como los de Bullas, Caravaca, Águilas, Cieza y Archena; y menores valores en aquellos que han sufrido biometanización, así como contaminación inorgánica elevada tales como los de Molina, Murcia Este, Cabezo Beaza, Mar Menor y La Hoya. Las diferencias son mayores que las observadas para el CBM, lo cual implica que si bien la cantidad de poblaciones microbianas se ve afectada en un cierto grado, ese grado es mayor cuando se trata de “calidad” de la actividad microbiana (ATP). La medida de ATP destaca por su menor contenido en los cinco lodos mencionados anteriormente, por tanto posiblemente, se produce de manera instantánea un aniquilamiento de microorganismos debido a compuestos tóxicos generados en condiciones anaerobias tales como compuestos sulfuroreductores y amonio, o los metales pesados no complejado y que están biodisponibles.

Como consecuencia de la muerte de células microbianas, el ATP se reduce, puesto que solo puede ser determinado en células vivas. Por lo tanto, debemos tener en cuenta que la contaminación inorgánica va en contra de mantener un estatus biológico adecuado en el lodo. La disminución del ATP estará asimismo influenciada por la pérdida de materia orgánica lábil, y de la biomasa microbiana que se encuentra incluida en dicha fracción: conforme disminuye esa biomasa microbiana por la mineralización de la materia orgánica, se detecta una menor actividad microbiana, y los valores del ATP así lo reflejan. En nuestro caso, los lodos con mayor contenido en ATP son los mismos que poseían elevados valores de carbono de biomasa microbiana.

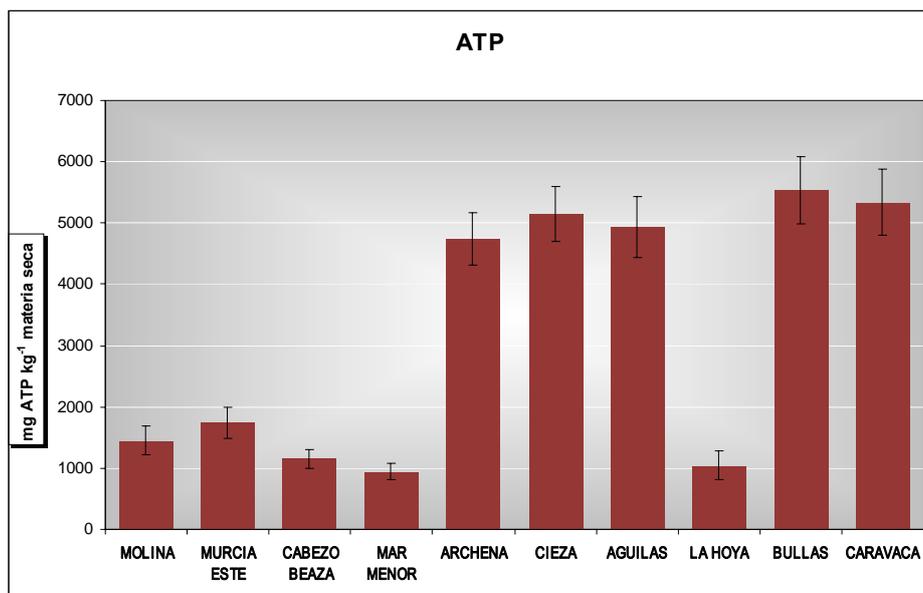


Figura 4.37. Valores de concentración de ATP en los lodos. Valores medios y errores estándar.

ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS

La importancia que hoy en día está adquiriendo la determinación de parámetros bioquímicos tales como las actividades enzimáticas en materiales orgánicos, es cada vez mayor. Sin estos parámetros sería imposible llegar a entender la funcionalidad de dicho material. Además, su medida en los lodos dará idea de la actividad metabólica de los mismos (Burns, 1982; Dick y Tabatabai, 1993).

Las enzimas son catalizadores biológicos de innumerables reacciones que tienen lugar en el suelo y en la materia orgánica. Las enzimas que podemos detectar en los lodos, son similares a las de otros sistemas, como la matriz edáfica, y las reacciones que catalizan son dependientes de multitud de factores tales como pH, temperatura, presencia o ausencia de inhibidores, etc. (Burns, 1978). Químicamente, las enzimas son proteínas compuestas de aminoácidos unidos por enlaces peptídicos en cadenas llamadas polipéptidos. La función de las enzimas, como catalizadores que son, es la de acelerar una reacción (al disminuir la energía de activación), hasta hacerla casi instantánea. Una parte de las enzimas son sin duda extracelulares, siendo liberadas durante el metabolismo y muerte celular; otras son intracelulares, formando parte de la biomasa microbiana. Por último, existen las enzimas inmovilizadas que son las que pueden mantener un nivel constante y estable de actividad enzimática en el suelo, independientemente de la proliferación microbiana y de las formas usuales de regulación de la síntesis y secreción de enzimas. Este tipo de enzimas inmovilizadas pueden permanecer unidas a coloides minerales (como la arcilla) u orgánicos (como las sustancias húmicas), siendo muy resistentes a procesos de desnaturalización. Todo lo expuesto indica que es difícil extraer las enzimas en sistemas tan complejos como los biosólidos o el mismo suelo, y es por ello que se estudian indirectamente midiendo su actividad. En los últimos años, la incidencia que, en este tipo de parámetros bioquímicos, tiene la adición a los suelos de gran cantidad de materiales orgánicos de diverso origen (desde estiércoles hasta otros materiales orgánicos considerados de nueva generación como los lodos de depuradora), con las connotaciones tan particulares de este tipo de enmiendas (aporte y generación de biomasa microbiana al suelo, contenidos a veces no deseables de contaminantes como metales pesados, etc.), hace muy necesario la determinación de los mencionados parámetros en esos suelos enmendados, los cuales, ayudarán de forma útil, a conocer el efecto que, dichos materiales orgánicos, provocarán sobre los procesos metabólicos en el suelo, y en particular, sobre su actividad microbiana (Pascual *et al.*, 2000; Bonmati *et al.*, 2000; Canet *et al.*, 2000).

Hay que tener en cuenta que procesos como la mineralización y humificación de la materia orgánica se rigen en gran medida por reacciones de oxidación, reducción e hidrólisis; las enzimas desempeñan un papel fundamental en los ciclos de elementos importantes como el nitrógeno (ureasas y proteasas), el fósforo (fosfatasas) o el carbono (β -glucosidasa). Nannipieri *et al.* (1990), indicaron que la medida simultánea de varias actividades enzimáticas, puede ser más válida para estimar la actividad microbiana y su respuesta a la contaminación que la medida de una sola enzima.

Al igual que en el apartado anterior de parámetros microbiológicos, no se ha considerado necesario efectuar tres muestreos a lo largo de un año, como sí se ha hecho para otros parámetros a los que interesa hacer un seguimiento estacional y por tanto para el caso de los parámetros bioquímicos,

hemos tomado muestras correspondientes a los lodos que se consideran mas representativos, del conjunto de lodos estudiados, ya que se trata de poner de manifiesto cómo la estructura orgánica de los lodos contienen suficiente materia orgánica activa como para poner en movimiento sustratos capaces de organizar desde el punto de vista microbiológico y bioquímico, este tipo de residuo orgánico.

Actividad deshidrogenasa

Esta enzima está englobada en el grupo de oxido-reductasas. Este grupo de enzimas interviene en reacciones de oxido-reducción. Se encuentran en organismos vivos y actúan como catalizadores en reacciones a través de las cuales ciertos compuestos son oxidados y se sintetizan compuestos nuevos. La presencia de estas enzimas en el suelo o lodo puede proceder tanto de microorganismos como de animales y plantas, aunque se considera que la fuente principal de enzimas son los microorganismos.

Es bien conocido que los compuestos orgánicos se oxidan como consecuencia de la captura de electrones e hidrogeno a través de un aceptor existente en el medio; este proceso está catalizado por las enzimas deshidrogenasas (oxirreductasas) (Trevors, 1986), y que son evaluadas mediante la actividad deshidrogenasa. Beyer *et al.* (1992) considera a la actividad deshidrogenasa, como un índice útil para expresar la actividad biótica del suelo. La actividad de las deshidrogenasas ha sido usada como medida de la actividad catabólica por Skujins, (1976), y este investigador señala que los valores de esta enzima deben estar correlacionados con la actividad microbiana del suelo, ya que dicha actividad solo puede producirse en el interior de células vivas; se trata por tanto, de una enzima endocelular.

La actividad deshidrogenasa ha sido estudiada desde hace años. Ya en las primeras décadas del siglo pasado, se evidenció que la determinación de una o más de las actividades enzimáticas relacionadas con la cadena respiratoria podría ser usada como índice de la actividad oxidativa total de la célula, y por ello se utilizó la determinación de la actividad de la deshidrogenasa en el suelo como una medida de la actividad microbiana total (Alef, 1995).

Las enzimas deshidrogenasas, aparentemente, juegan un papel importante en la oxidación de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas, que tiene lugar mediante la transferencia de hidrógeno desde los sustratos hasta los aceptores. Se considera, como se ha señalado anteriormente, que la actividad deshidrogenasa se produce de manera intracelular y que está asociada a procesos respiratorios de los microorganismos. Por ello, se estima que la deshidrogenasa es más dependiente del estado metabólico y de la actividad biológica en general, que cualquiera de las demás enzimas presentes en el suelo (Ros, 2000).

Sin embargo, el uso de la actividad deshidrogenasa como un indicador general de la actividad microbiológica de matrices complejas como suelos o biosólidos ha sido cuestionado (Nannipieri *et al.*, 1990), como consecuencia de los resultados de varias investigaciones, las cuales revelan que a la actividad total de las deshidrogenasas contribuyen diversas enzimas intracelulares presentes en los diferentes microorganismos del suelo, y que además algunos parámetros pueden afectar a esta actividad global. Asimismo, Beyer *et al.* (1993) demostraron que en suelos con las mismas propiedades y el mismo

sistema de manejo, la actividad deshidrogenasa variaba significativamente, por lo que concluyeron que dicha actividad deshidrogenasa podría estar afectada por interacciones ecológicas desconocidas, y por la composición de la microflora del suelo. También interesa señalar que la determinación de esta actividad no es sencilla.

Además de lo expuesto, hay que tener en cuenta a la hora de interpretar los resultados, el uso de la metodología específica para la determinación de la actividad deshidrogenasa en lodos, donde se usa unos aceptores de electrones (ya sea el TTC denominado cloruro trifeniltetrazolio, o el INT denominado iodonitrotetrazolio), los cuales no son igual de efectivos que el propio oxígeno, aceptor de electrones por excelencia.

Beyer *et al.* (1992) hacen referencia a la necesidad de definir perfectamente la metodología para su determinación, así como la relación con otros índices de actividad microbiológica. Pero a pesar de estos inconvenientes, García *et al.*, (1997) demostraron que empleando el INT como aceptor de electrones, la actividad deshidrogenasa determinada es un buen índice de la posible calidad del lodo, y es en este sentido en el que nos interesa a nosotros, y por ello vamos a referirnos a este tipo de determinación. Los resultados de la medida de la actividad deshidrogenasa en los lodos seleccionados se representan en la figura 4.38.

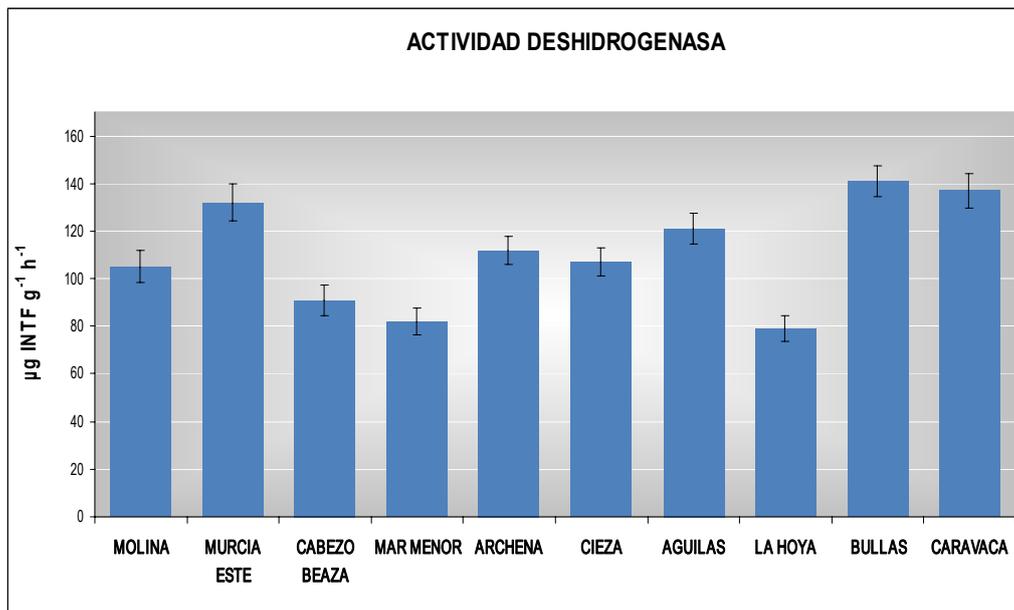


Figura 4.38. Valores de actividad deshidrogenasa en lodos. Valores medios y errores estándar.

Los valores de actividad deshidrogenasa en los lodos estudiados variaron entre 79 y 141 µg INTF g⁻¹ h⁻¹, siendo el lodo procedente de la EDAR de La Hoya donde se registra menor actividad deshidrogenasa, y el de la EDAR de Bullas, donde existe el valor máximo de dicha actividad enzimática.

Un dato a tener en cuenta es el efecto que sobre la actividad deshidrogenasa de un lodo podría tener los elevados valores de metales pesados, y en particular de Cu. Chander y Brookes (1991) y Obbard (2001) establecieron que una elevada presencia de Cu en un suelo disminuye significativamente la actividad

deshidrogenasa, porque se produce una complejación abiótica entre el INTF y el Cu que afecta a la medida colorimétrica del producto de la reacción.

Varios autores (Aguilera *et al.*, 1988; Von Mersi y Schinner, 1991) indican que la actividad deshidrogenasa está estrechamente correlacionada con la actividad respiratoria de los microorganismos en el lodo. Al analizar los datos obtenidos para los lodos sometidos a estudio, se observa que siguen una relación en este sentido con la respiración basal y el contenido en carbono de biomasa microbiana, es decir, aquellos lodos con mayor actividad deshidrogenasa son los que poseen mayores valores de respiración basal y carbono de biomasa microbiana. De todas formas, y haciendo alusión a lo indicado por Nannipieri *et al.*, (1990), no es sencillo hacer corresponder solo con un parámetro la generalidad de la actividad microbiana de un lodo, teniendo en cuenta lo complejo de ese sistema. Por ello, quizás como ponen de manifiesto otros autores (Ceccanti y García, 1994) y ya ha sido comentado, es necesario el empleo de varios parámetros para poder entender la funcionalidad global de ese material orgánico.

Actividad ureasa

La ureasa ha sido una de las enzimas más estudiadas en los últimos años por catalizar la reacción de hidrólisis de la urea. El origen de la actividad ureásica es fundamentalmente microbiano, siendo su localización y actividad extracelular.

Esta enzima se caracteriza por presentar una elevada resistencia a agentes proteolíticos, como la pronasa; este hecho es indicativo de la posible formación de complejos humus-ureasa estables, tal y como ha sido puesto de manifiesto por diversos investigadores (Nannipieri *et al.*, 1990). Además de la actividad proteasa, la actividad ureasa es una de las enzimas implicadas en el ciclo del nitrógeno que más importancia tiene actualmente a nivel agronómico.

Dicha enzima actúa en la ruta de degradación de las proteínas hasta el amonio y específicamente hidroliza sustratos orgánicos similares a la urea. Tiene una gran importancia ya que, por un lado su desajuste en un momento dado, influye negativamente en el ciclo del nitrógeno y eso va en contra directamente de la calidad y salud de un suelo; por otro lado, pensemos que suelos con elevado pH, como la mayoría de suelos españoles situados en la zona del sudeste español, pueden perder por volatilización gran parte del N aportado como urea, debido a la puesta en funcionamiento de la actividad ureasa, la cual hará que dicha urea se convierta en amonio, que puede perderse por volatilización. De ahí que haya un incremento en las investigaciones tendentes a localizar inhibidores de la actividad ureasa, en ciertos momentos (Sanz, 2011; Zhengping *et al.*, 1991).

Por otra parte, estudios realizados por Cookson y Lepiece (1996) en suelos desérticos, han puesto de manifiesto que si los niveles de materia orgánica en los suelos son mejorados, los microorganismos tienden a degradar estos sustratos orgánicos, y entonces, se incrementa la actividad ureasa en gran proporción, lo cual podrían permitir a un fertilizante como la urea ser útil como fuente disponible de N en el suelo.

Debemos de señalar que, igual que le ocurre a la actividad proteasa, que esta implicada también en el ciclo del N, la enzima ureasa puede ser considerada dependiente del carbono de biomasa microbiana y por lo tanto del contenido de materia orgánica. Los resultados obtenidos de la medida de la actividad ureasa en los lodos estudiados se representan en la figura 4.39.

Los valores de actividad ureasa obtenidos se sitúan dentro de un rango de valores que va desde el valor del lodo generado en las EDAR de Bullas (254,1 $\mu\text{mol N-NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) y de Mar Menor (66,3 $\mu\text{mol N-NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$). Los valores de la desviación estándar, presentan valores pequeños de dispersión, señal de la buena estimación de esta actividad enzimática en los lodos, que se realiza mediante el método colorimétrico utilizado.

La actividad ureasa en los lodos estudiados es elevada, y ello no es sorprendente, ya que los mencionados lodos son materiales con mucho N, y sustratos similares a la urea que pueden estar induciendo la síntesis de esta enzima. La contaminación inorgánica de los lodos provoca una disminución de actividad ureasa (Mar Menor, Cabezo Beaza, y La Hoya).

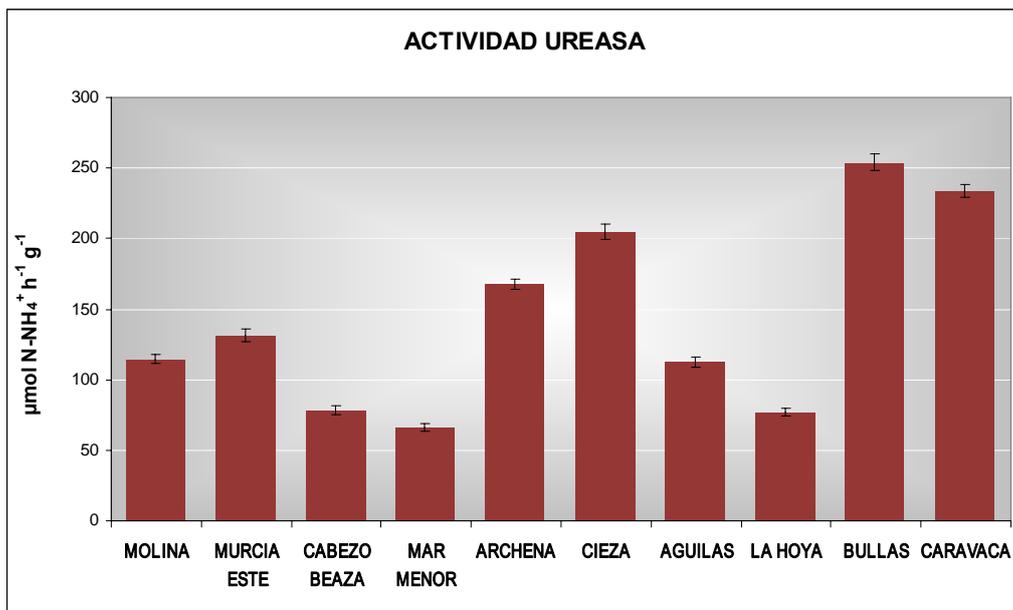


Figura 4.39. Valores de actividad ureasa en los lodos. Valores medios y errores estándar .

Además de esto, los lodos que han sufrido una digestión anaerobia, pueden producir amonio, que es el producto de la reacción enzimática; si ya existe amonio en el medio, los microorganismos no sintetizan ureasa, con el consiguiente ahorro de energía; es por ello que los lodos que han sufrido una biometanización disponen de valores menores de actividad ureasa, que los de aireación prolongada.

Actividad proteasa - BAA

La actividad proteasa determinada ha sido aquella que hidroliza la N- α -benzoil-L-argininamida (BAA) y que utiliza como sustratos compuestos peptídicos de cadena corta, procedentes de la hidrólisis de las grandes cadenas de proteínas, la cual puede a su vez estar catalizada por otras proteasas. Es una

enzima muy lábil, por lo que se desnaturaliza con facilidad (García y Hernández, 2000), debido a este hecho y además de ser una enzima del tipo hidrolasa, importante por incidir en el ciclo del N, se ha considerado de interés su estudio debido a la mencionada labilidad pensando que una contaminación como la debida a metales pesados puede influir en ella en gran medida (Moreno *et al.*, 1997).

Como se expuso anteriormente, la proteasa interviene en las reacciones de hidrólisis de proteínas y péptidos a amonio, por lo que está involucrada en el ciclo del nitrógeno. Las actividades de los diferentes tipos de proteasas presentes en suelo pueden ser determinadas de manera selectiva según el sustrato utilizado y las condiciones de la técnica que se emplee en su determinación (Ladd y Paul, 1973). Esta actividad proteasa no funciona de igual forma a la actividad ureasa: en un material orgánico fresco, esta actividad proteasa es elevada, quizá por que cuenta con una apreciable cantidad de compuestos nitrogenados que pueden ayudar a la síntesis de la enzima.

Al hilo de todo esto, enzimas hidrolasas implicadas en el ciclo del N son consideradas particularmente importantes, dada la naturaleza del elemento implicado, considerado el macronutriente de más interés en el suelo.

Dentro de esas hidrolasas, la actividad proteasa juega un papel importante ya que se considera responsable de la transformación del nitrógeno proteico en nitrógeno amoniacal, permitiendo así su absorción por la parte radicular de la planta. Por tanto, la evaluación de esta enzima en el suelo nos aportara información sobre las posibilidades de dicho suelo para mantener el ciclo del N en condiciones adecuadas.

Los resultados obtenidos en la determinación de la actividad proteasa-BAA en los lodos de depuradora seleccionados se representan en la figura 4.40.

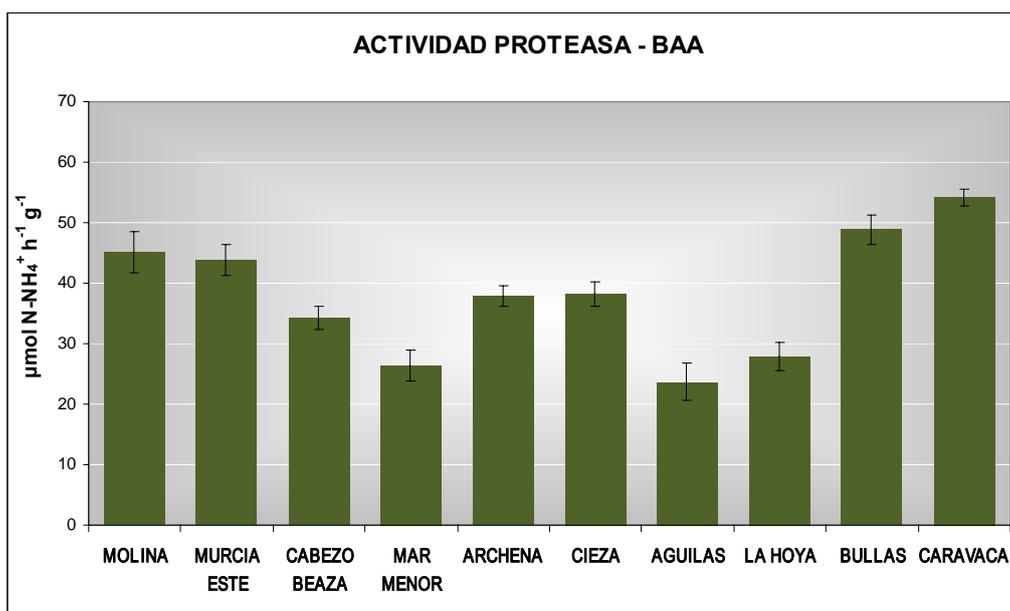


Figura 4.40. Valores de actividad proteasa. Valores medios y errores estándar.

Los lodos estudiados poseen en general, actividad proteasa-BAA, la cual se presenta algo inhibida en aquellos que sufren problemas de contaminación. Parece claro que la materia orgánica del lodo ofrece una aceptable cantidad de proteínas y compuestos nitrogenados, los cuales pueden actuar como sustrato para la síntesis de esta enzima determinada en este estudio. El ataque microbiano que tiene lugar sobre los sustratos peptídicos aportados por el lodo es lo único que posiblemente influye en el comportamiento al alza de esta enzima.

Los valores de actividad obtenidos en los lodos son muy superiores al valor presentado en nuestros suelos. Parece ser que en estos lodos, las poblaciones microbianas han encontrado compuestos, capaces de actuar como sustratos y de estimular la síntesis de esta enzima.

Este hecho, junto con el alto contenido de materia orgánica que poseen los lodos de depuradora, ha ayudado a atenuar la posible inhibición de esta enzima que pudiese existir. La actividad proteasa guarda estrecha relación con el contenido de carbono orgánico en los suelos, así como con la biomasa microbiana y la respiración basal (Nannipieri *et al.*, 1990).

Actividad fosfatasa

Las fosfatasas actúan sobre sustratos variados, hidrolizando compuestos orgánicos fosforados, polifosfatos y metafosfatos orgánicos, convirtiendo dichos compuestos en otros inorgánicos de fósforo asimilables por las plantas; de ahí la importancia de esta enzima. Su origen es diverso, pudiendo proceder de la actividad de microorganismos (bacterias, levaduras, hongos, protozoos, etc...).

Dentro del grupo de las fosfatasas, existen numerosas isoenzimas, cada una de las cuales presenta un pH óptimo, por lo que el rango de operación de las fosfatasas es bastante amplio. Las fosfatasas son inhibidas por el producto final de su reacción enzimática, el fósforo inorgánico, ya que presentan una inhibición feedback. Esto quiere decir que solo se producirá la activación de la fosfatasa si existiesen deficiencias de fósforo disponible.

La actividad fosfatasa también puede verse disminuida a causa de la presencia de iones metálicos, los cuales interfieren en la reacción de la enzima con el sustrato, y en concreto afectan a la unión transitoria del sustrato con el grupo activo de la enzima.

Las fosfatasas son consideradas enzimas, incluidas dentro del grupo de las hidrolasas y son claves en el ciclo del fósforo. Dicha enzimas derivan como hemos indicado fundamentalmente de los microorganismos principalmente de tipo fúngico, pudiendo también aparecer de forma inmobilizada, asociadas a partículas orgánicas e inorgánicas tales como el humus. Por tanto, las variaciones de la actividad fosfatasa, además de indicarnos los cambios en la cantidad y calidad de sustratos fosforados del medio, también puede ser un buen marcador del estado biológico del mismo (García *et al.*, 2003).

Este hecho justifica perfectamente la inclusión de esta enzima en estudios de calidad y salud de suelos. Un suelo no es de mayor calidad por tener más cantidad de fósforo, sino que depende de si dicho P

esta disponible para los microorganismos y para las plantas, y ello puede en parte depender del contenido de fosfatasa en ese suelo. Esto corroboraría el hecho de que la actividad fosfatasa haya sido utilizada como bioindicador de degradación de suelos, y de contaminación por sustancias como los metales pesados por diversos autores (García y Hernández, 2000).

En la gráfica 4.41, se representan los valores de actividad fosfatasa determinados en lodos de depuradora estudiados. Los datos obtenidos para los diferentes lodos estudiados guardan gran homogeneidad, mostrando unos valores que oscilan entre 25-30 μmol de PNF / $\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$. El lodo procedente de la EDAR de Águilas, no sigue dicha tendencia, mostrando un valor de 72 μmol de PNF / $\text{h}^{-1} \text{g}^{-1}$ (casi tres veces mayor). La dispersión de los datos es pequeña, de manera que los menores valores de desviación estándar los poseen los lodos procedentes de las EDAR de Cieza y Molina-Norte, y el mayor valor de dispersión para el lodo procedente de la EDAR de Águilas.

El coeficiente de variación nos indica que la muestra más representativa es la procedente de la EDAR de Molina-Norte y la menos representativa la procedente de la EDAR de Águilas. Al igual que ocurre con las actividades enzimáticas estudiadas anteriormente, existe gran representatividad en todas las muestras debido a los pequeños valores presentados. La actividad fosfatasa presentada en el suelo referencia, es muy inferior a la actividad que muestran los lodos de depuradora sometidos a estudio.

El elevado valor de actividad fosfatasa presentada en el lodo procedente de la EDAR de Águilas, puede ser debido a que los compuestos polifosforados que puedan incorporar dichos lodos pueden actuar como substrato para la enzima. Hemos de señalar que algunos de los valores de actividad fosfatasa determinados podrían estar influidos negativamente por el contenido en fósforo inorgánico, ya que dicho fósforo es un inhibidor de dicha enzima.

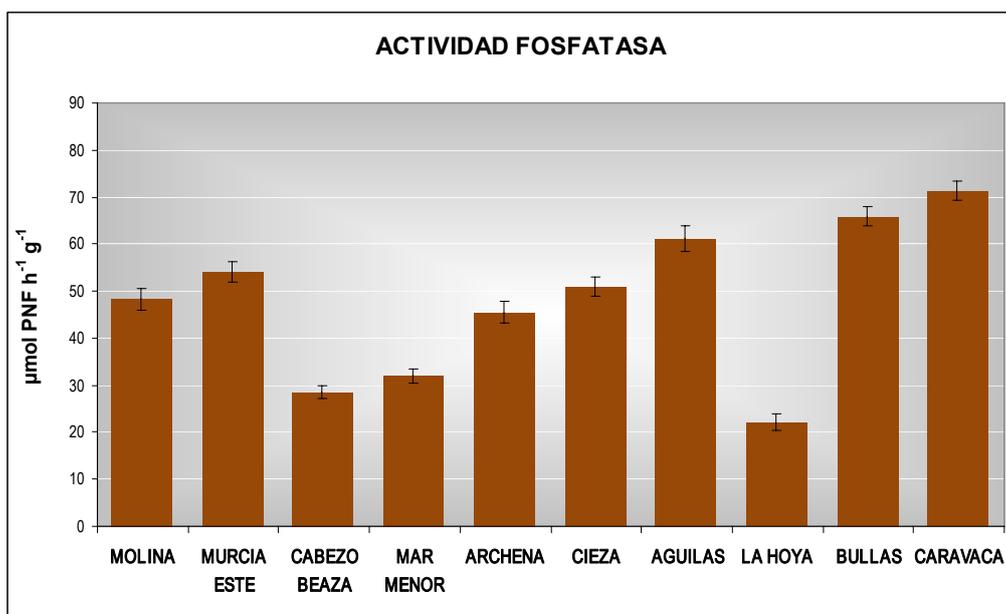


Figura 4.41. Valores de actividad fosfatasa. Valores medios y errores estándar.

Podemos, de forma general, señalar que la contaminación metálica de un suelo incide negativamente en el ciclo del P, dando como respuesta una menor actividad fosfatasa. La contaminación con Cd hay que considerarla más peligrosa que la de Ni. En nuestro caso, el lodo que presenta los mayores contenidos en Cd, no presenta disminución en su actividad, obteniéndose valores similares al resto de los lodos estudiados.

Actividad β -glucosidasa

La β -glucosidasa es una enzima relacionada con el ciclo del carbono, ya que interviene en la degradación microbiana de celulosa a glucosa (Alef y Nannipieri, 1995). La β -glucosidasa hidroliza los grupos terminales no reducibles de la β -D celobiosa, liberando entonces β -D-glucopiranosido o glucosa. Esta enzima refleja por tanto el estado de la materia orgánica del suelo, y su actividad está estrechamente ligada a los compuestos de carbono existentes.

La hidrólisis de estos sustratos juega un papel muy importante en la obtención de energía para los microorganismos del suelo (Eivazi y Zakaria, 1993). Estos mismos investigadores demostraron que esta enzima podía ser inhibida por la presencia de metales pesados, compuestos tóxicos, etc. Por tanto, la determinación de la β -glucosidasa podría utilizarse en algunos casos como un bioindicador del grado de contaminación de un suelo.

Esta es una enzima que está ampliamente distribuida en la naturaleza y parece ser que su origen es mayoritariamente fúngico. En concreto la medida de esta actividad, proporciona información relativa a:

- 1) La actividad microbica total del suelo o material orgánico que se quiere someter a estudio.
- 2) Los cambios de sustratos que imperan en él, así como del funcionamiento de los ciclos de elementos importantes.

En la figura 4.42, se encuentran representados los valores de la actividad β -glucosidasa medidos en los lodos de depuradora estudiados.

Los valores de esta actividad se encuentran en un rango que oscila entre 41,2 $\mu\text{moles de PNF h}^{-1} \text{g}^{-1}$, para los lodos que se generan en la EDAR de Bullas, y los 6,8 $\mu\text{moles de PNF g h}$ para los lodos de la depuradora del Mar Menor; este último valor, unido a los lodos de Cabezo Baeza y de La Hoya, son los menores para esta actividad, motivados sin duda por la posible contaminación existente.

Parece pues demostrado que los lodos de depuradora, los cuales contienen compuestos con estructuras carbonadas diversas, actúan como fuente de energía y consiguen poner a disposición de algunos microorganismos, sustratos capaces de activar la síntesis de la actividad β -glucosidasa.

Como es sabido, estos materiales aportan al suelo una gran cantidad y variedad de compuestos de carbono, algunos de ellos muy lábiles (García *et al.*, 1994), los cuales podrían servir como sustrato de la enzima β -glucosidasa; pero los metales pesados o la salinidad presente en los lodos pueden inhibir dicha

síntesis en alguna medida. Como sucedía con otras actividades enzimáticas estudiadas anteriormente, se obtienen valores de dispersión pequeños.

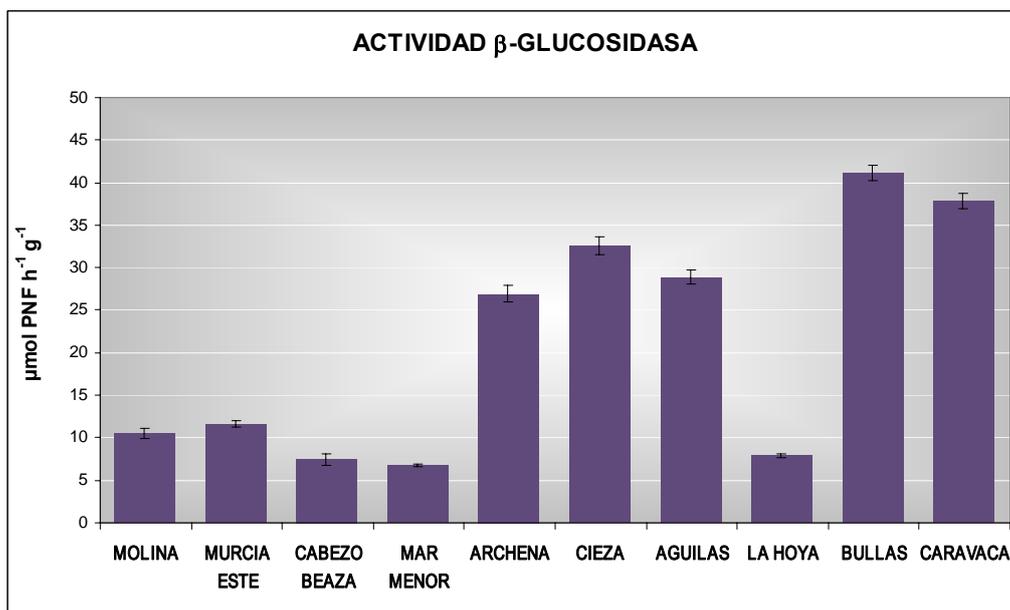


Figura 4.42. Valores de actividad β-glucosidasa. Valores medios y errores estándar.

CONTENIDO EN BACTERIAS PATÓGENAS E INDICADORAS

La determinación de la presencia de *Streptococos fecales* contribuye con gran eficacia a centrar el concepto de contaminación fecal.

Nuestros resultados parecen indicar que los lodos generados en EDAR disponen, como era previsible, de una gran cantidad de poblaciones microbianas, y eso los convierte en un material orgánico activo por excelencia como puede apreciarse en los recuentos de *Escherichia coli* como se puede observar en la Tabla 4.33, así como el recuento de *Salmonella sp.* identificado en la Tabla 4.34.

Las grandes estaciones depuradoras de aguas residuales son las que acumularán un mayor contenido en microorganismos bacterianos. Valores de *E. coli* de 10³ hasta 10⁵ suelen asimismo ser frecuentes. Las estaciones pequeñas quizás son las que mejor podrían controlar ciertos procesos de saneamiento para sus lodos (como el UV), ya que dicho método de desinfección parece comportarse, en términos generales, como el más eficaz para eliminar poblaciones contenidas en los lodos. Si existe un correcto saneamiento, los *E. coli* pueden descender hasta valores por debajo de 10.

Hemos de señalar que no sólo estas dos bacterias seleccionadas por nosotros son las únicas que pueden marcar una contaminación microbiana en materiales orgánicos. En la Introducción de esta Memoria ya se advirtió de la gran cantidad de microorganismos patógenos que pueden ser encontrados en materiales residuales orgánicos como pueden ser los lodos. Pero sí es cierto que tanto *Salmonella sp.* como *E. coli* son las más empleadas como marcadoras de posible peligrosidad, y por ello han sido analizadas por

nosotros. Además, los borradores que maneja desde hace tiempo la Unión Europea, ponen de manifiesto que son estas dos bacterias las que podrían ser incluidas en futuras normativas, a la hora de marcar los límites de higienización de lodos para su uso en agricultura.

Precisamente al hilo de este último comentario, e independientemente de que hay una enorme polémica en torno al tema: ¿Deberá exigirse la higienización de los lodos en un futuro? ¿Por qué se le ha de exigir a lodos este tipo de criterio, y no a otras enmiendas orgánicas, como los estiércoles? ¿Se debería exigir por tanto a todas las enmiendas orgánicas empleadas en agricultura? Es un tema de debate totalmente abierto a día de hoy. Lo que sí hemos de indicar es que todos los lodos EDAR producidos (o al menos, la generalidad de ellos), presentan presencia de microorganismos patógenos, y los tratamientos más usuales a los que se someten no finalizan con la higienización completa de los mismos. Los tratamientos aerobios prolongados pueden disminuir la presencia de ciertos microorganismos, pero no aseguran su higienización; y los tratamientos anaerobios, si no son termófilos (>55°C), que sí higienizan, no lo harán a no ser que sea una anaerobiosis prolongada a 35°C. Es por ello que si la Unión Europea incluyese la exigencia de higienizar los lodos para su uso en agricultura, éstos habrían de ser sometidos bien a procesos aerobios de compostaje (estabiliza la materia orgánica y la higieniza, siempre que se haga en condiciones), con lo que se obtendría un producto orgánico higienizado y en condiciones de uso; o bien, someter los lodos a procesos químicos como puede ser la adición de cal en condiciones adecuadas para conseguir la mencionada higienización. Otras alternativas como el uso de ultravioleta, o el empleo de biocidas como el ácido peracético, son líneas de estudio.

Desde nuestro punto de vista, este tema está falto de mucha discusión; no consideramos negativo en absoluto el hecho de someter lodos a higienización, pero ello también debe llevar aparejado estudios donde sean descritos con detalle lo que sucede con los microorganismos patógenos contenidos en los lodos, cuando éstos se adicionan al suelo como enmienda: ¿Qué pervivencia tienen los patógenos en los suelos? ¿Qué posibilidades hay de que pasen al alimento? ¿Cuál es la peligrosidad de contaminación efectiva a través de quien los maneja? Además, hemos de tener presente que una de las posibles ventajas de adicionar lodos al suelo es la existencia de que contienen una materia orgánica “activa”, rica en microbiota beneficiosa. Así, cuando se higienizan, cabe preguntarse: ¿qué sucede con esta comunidad microbiana beneficiosa? ¿Cuánto tiempo transcurre desde la post-higienización hasta que dicha comunidad microbiana beneficiosa se recupera de nuevo, en caso de que sufra con los procesos de higienización? Como vemos, hay mucho que investigar en este sentido, y son temas de debate que merece la pena contemplar cara a un futuro muy cercano.

Un criterio que puede ser válido es el seguido por la Environmental Protection Agency de Estados Unidos que clasifica los biosólidos como A y B en función de su contenido en patógenos (EPA 1993; Pepper *et al.*, 2006). Así los biosólidos de clase A serían aquellos que han sufrido un alto nivel de tratamiento e higienización y por tanto tienen niveles no detectables de patógenos. En contraposición, los biosólidos de clase B poseen un bajo nivel de tratamiento con lo cual es normal encontrar un nivel detectable de bacterias, parásitos y virus patogénicos. Según dicha normativa los biosólidos clase B pueden tener como máximo un número más probable (NMP) de coliformes fecales de $2 \times 10^6 \text{ g}^{-1}$ sólidos totales.

Tabla 4.33. Recuentos de *Escherichia coli* en los lodos (UFC).

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo	MEDIA
I	ALCANTARILLA	2,50E+04	3,30E+03	3,50E+05	1,26E+05
I	BENIEL	8,50E+03	2,00E+03	4,60E+03	5,03E+03
I	CEUTI	6,30E+03	1,70E+03	1,60E+04	8,00E+03
I	EL RAAL	1,00E+05	1,10E+03	1,40E+03	3,42E+04
I	LAS TORRES C.	1,20E+05	1,40E+04	1,80E+04	5,07E+04
I	LORQUI	6,10E+03	1,10E+03	9,30E+03	5,50E+03
I	MOLINA	5,00E+02	1,00E+01	6,00E+04	2,02E+04
I	MURCIA ESTE	6,90E+03	8,10E+02	5,30E+03	4,34E+03
I	SANTOMERA	1,30E+05	1,60E+03	3,60E+03	4,51E+04
	Media ± error estándar	44811 ± 18276	2847 ± 1426	52022 ± 37726	33227 ± 13057
II	CABEZO BEAZA	2,00E+05	1,20E+06	3,90E+05	5,97E+05
II	LA UNION	1,80E+03	5,10E+04	3,70E+04	2,99E+04
II	LOS ALCAZARES	4,10E+05	2,60E+03	4,00E+04	1,51E+05
II	MAR MENOR	1,80E+03	3,60E+03	1,80E+04	7,80E+03
II	SAN JAVIER	1,20E+04	2,40E+03	4,00E+03	6,13E+03
II	SAN PEDRO	2,30E+05	9,60E+03	1,10E+05	1,17E+05
II	T. PACHECO	6,90E+04	4,10E+04	6,50E+03	3,88E+04
	Media ± error estándar	132086 ± 58510	187171 ± 168972	86500 ± 52367	135252 ± 79702
III	ABARAN	1,20E+04	1,70E+03	7,10E+04	2,82E+04
III	ARCHENA	2,60E+04	9,40E+03	1,50E+05	6,18E+04
III	CIEZA	7,20E+02	1,90E+03	3,50E+02	9,90E+02
III	JUMILLA	8,30E+03	7,10E+03	1,20E+04	9,13E+03
III	YECLA	9,50E+04	2,80E+04	6,30E+04	6,20E+04
	Media ± error estándar	28404 ± 17147	9620 ± 4829	59270 ± 26542	32431 ± 12818
IV	AGUILAS	4,30E+04	8,30E+03	2,30E+04	2,48E+04
IV	ALHAMA	8,80E+04	6,10E+04	4,80E+04	6,57E+04
IV	LA HOYA	6,90E+04	4,30E+03	2,20E+05	9,78E+04
IV	MAZARRON	2,70E+04	8,10E+03	3,10E+04	2,20E+04
IV	TOTANA	3,50E+04	1,10E+04	5,80E+04	3,47E+04
	Media ± error estándar	52400 ± 11356	18540 ± 10668	76000 ± 36523	48980 ± 14450
V	BULLAS	1,60E+05	7,90E+03	1,70E+04	6,16E+04
V	CARAVACA	6,40E+03	5,10E+03	1,50E+05	5,38E+04
V	CEHEGIN	1,40E+04	1,10E+04	1,50E+04	1,33E+04
V	MULA	2,50E+04	7,10E+03	8,60E+04	3,94E+04
	Media ± error estándar	51350 ± 36417	7775 ± 1226	67000 ± 32215	42042 ± 10623
Totales	Media ± error estándar	64577 ± 16456	50257 ± 39741	67268 ± 17819	60701 ± 19759

Tabla 4.34. Determinación de presencia/ausencia de *Salmonella Sp.* en en 25 g de cada uno de los lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACION	1 ^{er} muestreo	2 ^o muestreo	3 ^{er} muestreo
I	ALCANTARILLA	Presencia	Presencia	Presencia
I	BENIEL	Presencia	Presencia	Ausencia
I	CEUTI	Presencia	Presencia	Ausencia
I	EL RAAL	Presencia	Presencia	Presencia
I	LAS TORRES C.	Presencia	Presencia	Presencia
I	LORQUI	Presencia	Ausencia	Presencia
I	MOLINA	Ausencia	Ausencia	Ausencia
I	MURCIA ESTE	Ausencia	Presencia	Presencia
I	SANTOMERA	Presencia	Presencia	Presencia
II	CABEZO BEAZA	Presencia	Presencia	Presencia
II	LA UNION	Presencia	Presencia	Presencia
II	LOS ALCAZARES	Presencia	Presencia	Presencia
II	MAR MENOR	Presencia	Presencia	Presencia
II	SAN JAVIER	Presencia	Presencia	Presencia
II	SAN PEDRO	Presencia	Presencia	Presencia
II	T. PACHECO	Presencia	Presencia	Presencia
III	ABARAN	Presencia	Presencia	Ausencia
III	ARCHENA	Presencia	Ausencia	Presencia
III	CIEZA	Presencia	Presencia	Ausencia
III	JUMILLA	Presencia	Presencia	Presencia
III	YECLA	Presencia	Presencia	Presencia
IV	AGUILAS	Presencia	Presencia	Presencia
IV	ALHAMA	Presencia	Presencia	Presencia
IV	LA HOYA	Presencia	Presencia	Presencia
IV	MAZARRON	Presencia	Presencia	Presencia
IV	TOTANA	Presencia	Presencia	Presencia
V	BULLAS	Presencia	Ausencia	Ausencia
V	CARAVACA	Ausencia	Ausencia	Presencia
V	CEHEGIN	Presencia	Presencia	Presencia
V	MULA	Ausencia	Presencia	Ausencia

ENSAYOS DE TOXICIDAD.

La posibilidad de obtener medidas cuantitativas sobre el impacto ambiental de determinados vertidos procedentes de la actividad humana, se ha convertido en una necesidad social, debido a la mayor tasa de generación de residuos, así como a una mayor concienciación sobre los efectos de la contaminación.

La forma de obtener una mayor información sobre el efecto en el medio ambiente y los ecosistemas de un determinado residuo, consiste en poder registrar el impacto producido sobre un ser vivo mediante un bioensayo. En muchas ocasiones la utilización de valores de concentración de parámetros químicos para estimar la toxicidad de un material produce una subestimación del impacto ambiental, al no valorar cual es su efecto sobre los seres vivos, como es el caso de los efectos sinérgicos sobre la viabilidad celular de determinados compuestos químicos, o los efectos por acumulación activa de tóxicos (Carlson y Morrison, 1992; Jakubus y Czekala, 2001; McBride, 2002).

Ecotoxicidad: ensayo de bioluminiscencia.

Uno de los bioensayos que más se utiliza en contaminación de aguas es el bioensayo de bioluminiscencia de *Photobacterium phosphoreum*. Dicho microorganismo es utilizado como testigo del impacto de la toxicidad de un determinado material por su intensa y estable emisión de luz, alta sensibilidad a un amplio espectro de compuestos diferentes y flexibilidad inherente que proporciona el uso de una bacteria marina.

El proceso denominado bioluminiscencia, es el fenómeno por el que se produce la emisión de luz por un organismo vivo; y esta emisión es debida al regreso a su estado fundamental de determinadas moléculas que se encuentran en estado de excitación electrónica.

La luciferina acompañada de la enzima luciferasa, la molécula energética ATP y el oxígeno genera la luz bioluminiscente. La combinación entre la luciferina y el oxígeno provoca la oxidación de la luciferina dando lugar a la oxiluciferina. Esta reacción necesita del ATP para generar moléculas de oxiluciferina en estado excitado. Posteriormente los átomos de oxiluciferina vuelven a su estado fundamental generando luz visible. La luz emitida en este caso va asociada a la respiración metabólica de la bacteria. La disminución de luz ante la presencia de una determinada sustancia equivale a la disminución de la respiración celular y es un indicativo del efecto adverso de la muestra estudiada, es decir de su toxicidad. (Mcgrath *et al.*, 1999).

Un aspecto de sumo interés, cuando se trata de "identificar" la problemática de un contaminante sobre la actividad microbiana de un suelo, es la determinación de la ecotoxicidad. Los análisis de ecotoxicidad se han utilizado para definir los límites de inocuidad o las concentraciones aceptables de un contaminante, relacionando dichas concentraciones de contaminante y el tiempo de exposición por un lado, y los efectos observados en los organismos por otro.

Babich *et al.* (1983), desarrollaron el concepto de “Dosis Ecológica 50 %” (ED_{50}), siendo esta la concentración de un tóxico que inhibe un proceso microbiano ecológico en un 50 %. Es conveniente por tanto, completar los análisis realizados hasta ahora con los bioensayos de ecotoxicidad descritos. Ahora, pretendemos comprobar, mediante ensayos de ecotoxicidad, si existe un riesgo tóxico para el conjunto de microorganismos, cuando los lodos son utilizados como enmienda del suelo.

El test de bioluminiscencia, que recibe el nombre de Ecotox, está basado en los cambios de emisión de luz de *Photobacterium phosphoreum* cuando dicha bacteria se expone a compuestos tóxicos (Ribo y Kaiser, 1987; Kaiser y Palabrica, 1991). La disminución de la emisión de luz es indicativa de que el metabolismo de la célula bacteriana ha sufrido daños. Varios investigadores han puesto de manifiesto que éste es un test preliminar de toxicidad rápido y fiable. (Kapanen y Itävaara, 2001).

En nuestro caso, el ensayo de ecotoxicidad se ha realizado en los lodos de depuradora sometidos a estudio, de los cuales se obtuvo previamente un extracto acuoso mediante una extracción 1:20 (sólido/agua) en. Este ensayo de toxicidad suministra una información complementaria a la medida de actividad microbiana. De hecho, estos bioensayos son generalmente usados para detectar la presencia de elementos tóxicos que sean biodisponibles para microorganismos exógenos (Ronnpagel *et al.*, 1998).

Hay que tener en cuenta que los extractos sometidos a tratamiento con esta analítica son obtenidos mediante extracción con agua. Por tanto, solo aquellos contaminantes que sean solubles en agua, son los que intervienen en dichos análisis. Esto indica que la ecotoxicidad se mide sobre la fracción más biodisponible de los contaminantes. En la Orden del 13 de octubre de 1989, relativa a la caracterización de residuos tóxicos y peligrosos, se encuentran recogidos los métodos estándar de lixiviación de los residuos sólidos, estableciéndose como bioensayo homologado el ensayo de bioluminiscencia.

El ensayo de ecotoxicidad basado en la inhibición de la luminiscencia de *Photobacterium phosphoreum* es un ensayo ampliamente aceptado como indicador del impacto ambiental de determinados vertidos y de los lixiviados de residuos peligrosos procedentes de la actividad humana (urbanos o industriales), habiéndose aplicado en múltiples ocasiones a los lixiviados procedentes de lodos Así como de suelos enmendados (Carlson y Morrison, 1992; Fuentes *et al.*, 2006). En la Figura 4.43, se representa el % de inhibición producida sobre la bioluminiscencia de *P. phosphoreum* por los extractos obtenidos de dichos lodos.

En la Tabla 4.35, se reflejan los valores de EC_{50} obtenidos en el ensayo de bioluminiscencia para los diez lodos estudiados. Teniendo en cuenta que en la Orden 13 de octubre de 1989, se considera que un residuo es tóxico si los lixiviados presentan un valor de EC_{50} (quince minutos, 15°C) inferior o igual a 3000 mg/l, se puede concluir que ninguno de los lodos estudiados es tóxico ya que las concentraciones del lixiviado que producen el 50% de reducción en la tasa de emisión de luz son siempre superiores al umbral de concentración establecido, para todos los lodos estudiados.

Tabla 4.35 Valores de concentración ecológica 50 (EC50) definida como la concentración de extracto acuoso que produce un 50% de inhibición de la bioluminiscencia en el ensayo de ecotoxicidad de los diferentes lodos estudiados.

ZONA	LOCALIZACIÓN	EC ₅₀ (mg L ⁻¹)
I	MOLINA	25438
I	MURCIA ESTE	23577
II	CABEZO BEAZA	7843
II	MAR MENOR	5478
III	ARCHENA	18790
III	CIEZA	21688
IV	AGUILAS	22456
IV	LA HOYA	4598
V	BULLAS	26589
V	CARAVACA	28965

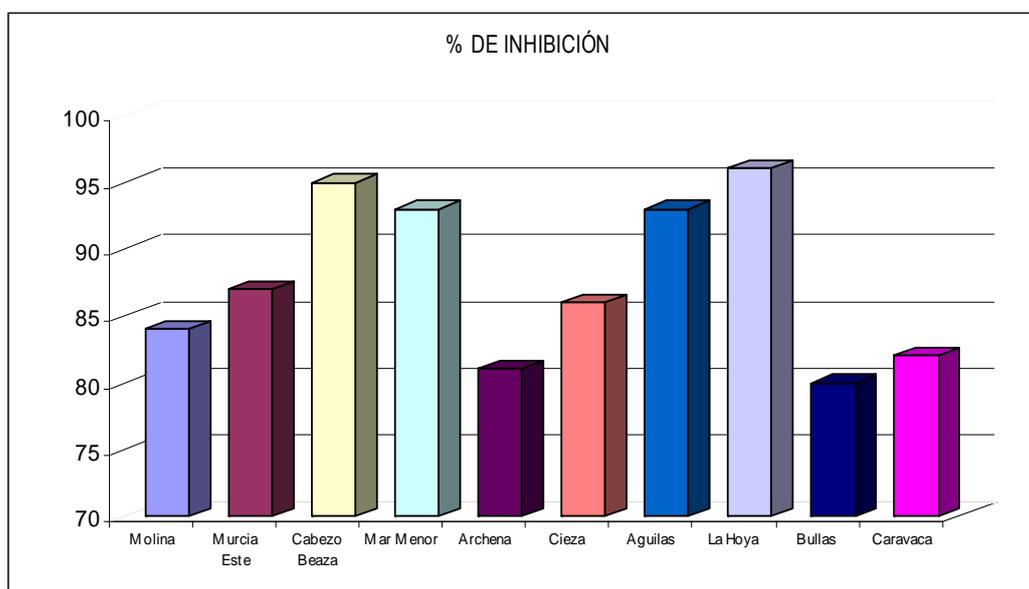


Figura 4.43. Porcentaje de inhibición de la bioluminiscencia de *Photobacterium phosphoreum* sometida al efecto de los extractos acuosos de cada uno de los lodos seleccionados. Los datos están expresados en % de inhibición de la emisión de luz respecto a la de un control utilizando agua destilada.

Los valores que podemos observar de % de inhibición son aparentemente elevados, lo que supondría que hay una elevada toxicidad, a este respecto debemos aclarar que se trata de un efecto de inhibición a la luz emitida. Se trata de un efecto típico de la materia orgánica, o biomasa microbiana total capaz de ser degradada. Por tanto, en este tipo de residuos, se pone de manifiesto que no podemos saber a priori si la inhibición sobre la luz emitida corresponde al efecto de un tóxico, o bien a la descomposición de materia orgánica.

Hay también que señalar que los materiales orgánicos tienen, como también ya se ha puesto de manifiesto, una componente positiva (materia orgánica), y una posible negativa (contaminantes); puede ser que coexistan ambas, pero si la positiva es mucho mayor, pues anula a la negativa. Este hecho debe

de ser asumido en este tipo de estudios; pero en los estudios de ecotoxicidad, existe la medida de la EC_{50} para verificar si, en efecto, la toxicidad por inhibición de luz es motivada por materia orgánica y biomasa microbiana, o por un tóxico.

No obstante lo anterior, los resultados de los ensayos de ecotoxicidad reflejados en la tabla 4.35 ponen de manifiesto que ninguno de los lodos analizados se considera tóxico según la normativa de Residuos, encontrándose el valor de la EC_{50} para todos ellos, por encima del umbral establecido en la legislación vigente.

De todas formas, interesa añadir que nosotros hemos ensayado una dilución acuosa 1/20. En ensayos con otras diluciones se aportan unos resultados similares (MENA, 2008). Es posible que un ajuste de esta técnica con extractos no acuosos, o en condiciones de extracción diferentes, pueda aportar una información más válida que la obtenida por nosotros en estos ensayos.

Fitotoxicidad: ensayos de germinación.

Diversos estudios han demostrado el impacto que tienen los abonos orgánicos en las características físicas, químicas y biológicas de los suelos contribuyendo a la sostenibilidad de los agroecosistemas (Teuber *et al.*, 2005; Cuevas *et al.*, 2006). La aplicación de medidas que eviten la incorporación de materiales contaminantes o perjudiciales, garantizan la presencia de microorganismos benéficos que mejoran la fertilidad y propiedades del suelo (Millaleo *et al.*, 2006).

A través de pruebas de germinación se puede evaluar el efecto de la adición de lodo en las plantas, pues estos ensayos son indicadores confiables de la madurez del biosólido para ser aplicado al suelo (Zucconi *et al.*, 1981).

A la hora de realizar un estudio exhaustivo sobre los efectos de la incorporación de enmiendas o productos como los lodos al suelo, en particular cuando están basados en la materia orgánica contenida en residuos, puede no ser suficiente con estudiar sus características como contenidos en metales pesados presentes en ellos, macro y micronutrientes y su potencial movilidad una vez introducidos el suelo, sino que puede ser interesante la realización de determinados ensayos de fitotoxicidad que ayuden a comprender mejor el comportamiento de estos residuos orgánicos tras el desarrollo de la enmienda. Si el uso final propuesto es su introducción en suelos, los test de plantas pueden ser adecuados. Además, suelen ser test sencillos, los cuales pueden orientar sobre si los lodos son materiales capacitados para reciclarlos en el suelo sin riesgos para la planta. De esta manera, este tipo de test se podría emplear como "técnica" que descarte o no un determinado lodo, para su aprovechamiento agrícola.

Debido a la naturaleza de los lodos, éstos pueden presentar además de metales pesados y otros elementos de interés, sustancias fitotóxicas como metales pesados, compuestos orgánicos de bajo peso molecular y/o elevados contenidos en sales que pueden provocar que los efectos positivos que presentan dichos lodos desde el punto de vista agrícola, como son un cierto contenido en materia orgánica y nutrientes, queden enmascarados por los negativos, no siendo aconsejable la adición de estos materiales

al suelo, o al menos quedando limitado su empleo en términos de cantidad y frecuencia de aplicación (Ayuso *et al.*, 1996b).

Uno de los ensayos de fitotoxicidad que se utiliza con más frecuencia para valorar posibles efectos negativos, derivados de la aplicación al suelo de los distintos residuos orgánicos, es el ensayo del efecto de los lixiviados acuosos de estos materiales sobre la germinación de semillas. Estos ensayos se basan en la realización de un test de germinación de semillas, con el fin de determinar los posibles problemas de fitotoxicidad sobre la germinación de semillas de un suelo o su extracto. Este aspecto puede ser de aplicación directa a los lodos EDAR.

Las plantas presentan una alta sensibilidad a sustancias tóxicas, y esto hace que se utilicen con frecuencia como bioindicadores de la contaminación. Es por ello que los tests de fitotoxicidad están ganando en interés a la hora de evaluar una posible contaminación. Los principales parámetros que determinan el nivel de fitotoxicidad son la inhibición sobre la germinación de semillas, elongación de la raíz y crecimiento de la plántula (Campbell, 1995).

Para la realización de los bioensayos se utilizan semillas que sean sensibles a todo tipo de tóxicos, desde salinidad, hasta cualquier otro que los lodos puedan incorporar; las semillas de césped (*Lolium perenne*) ofrecen una respuesta rápida en ensayos de germinación, mostrando además una elevada sensibilidad a concentraciones bajas de sales y sustancias de naturaleza fitotóxica (Zucconi *et al.*, 1985; Varnero *et al.*, 2007).

Indicaremos en primer lugar que las semillas de césped ensayadas en este experimento, presentan la ventaja de su fácil manejo y rápido crecimiento, lo cual nos permite conocer si el lodo presentará algún problema, si bien el césped es sensible a muchos tipos de contaminación (salinidad, tóxicos orgánicos, metales pesados, etc...), en comparación con otras semillas muy empleadas en ensayos de este tipo, como las de cebada.

Los resultados obtenidos se muestran en las Figuras 4.44 - 4.47 consistentes en los datos medios del índice de germinación para cada una de las especies empleadas en cada uno de los muestreos realizados. De modo complementario, a los resultados obtenidos se les ha aplicado el Test HSD (Honestly-significant-difference) de Tukey con el fin de comparar las medias de los t niveles de un factor después de haber rechazado la Hipótesis nula de igualdad de medias mediante la técnica ANOVA. Los resultados del mencionado test vienen reflejados encima de cada una de la barra de valor. Diferentes letras minúsculas se consideran significativamente diferentes ($p < 0.05$).

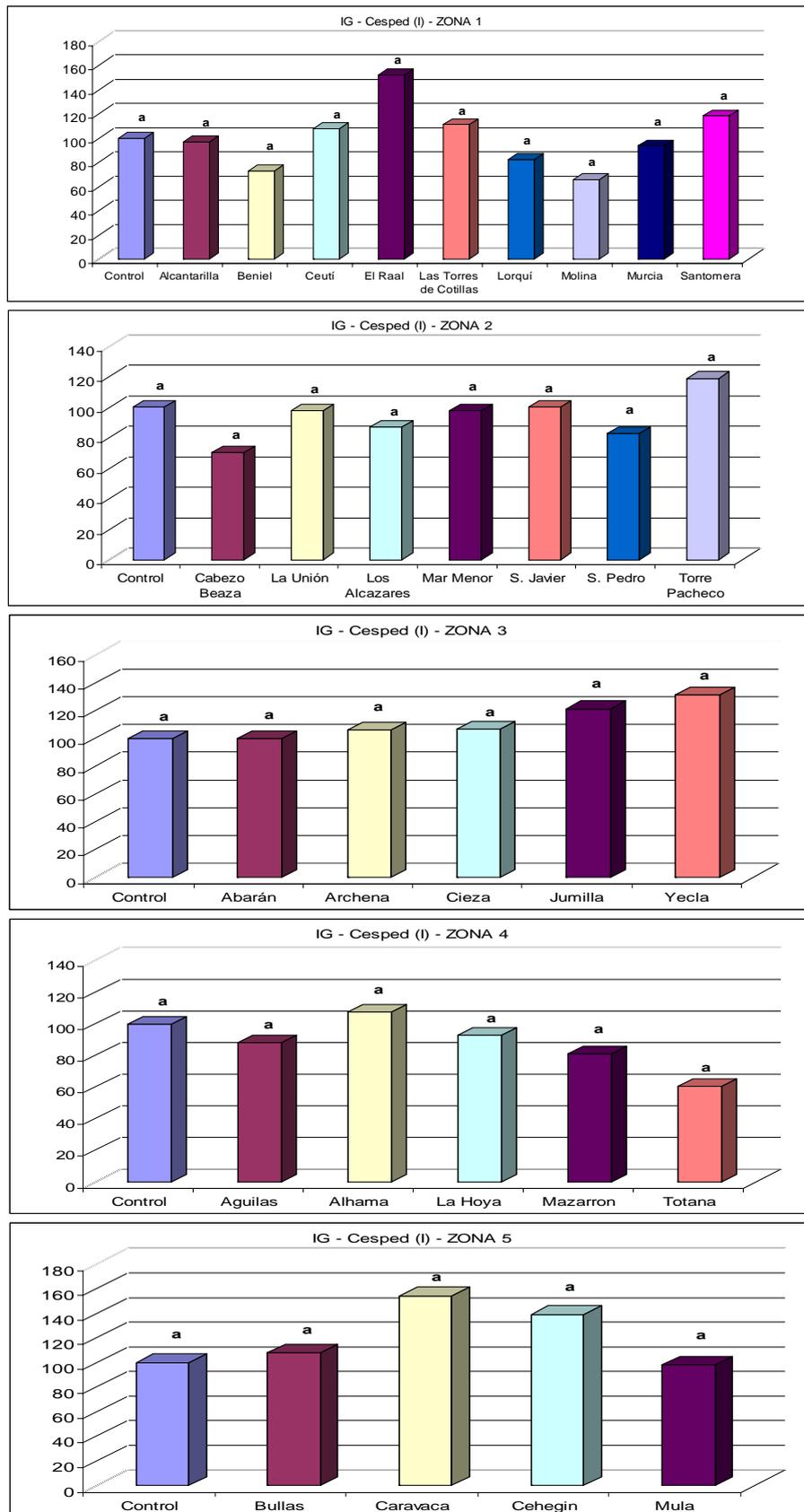


Figura 4.44. Valores medios del índice de germinación (%) en césped del muestreo I.

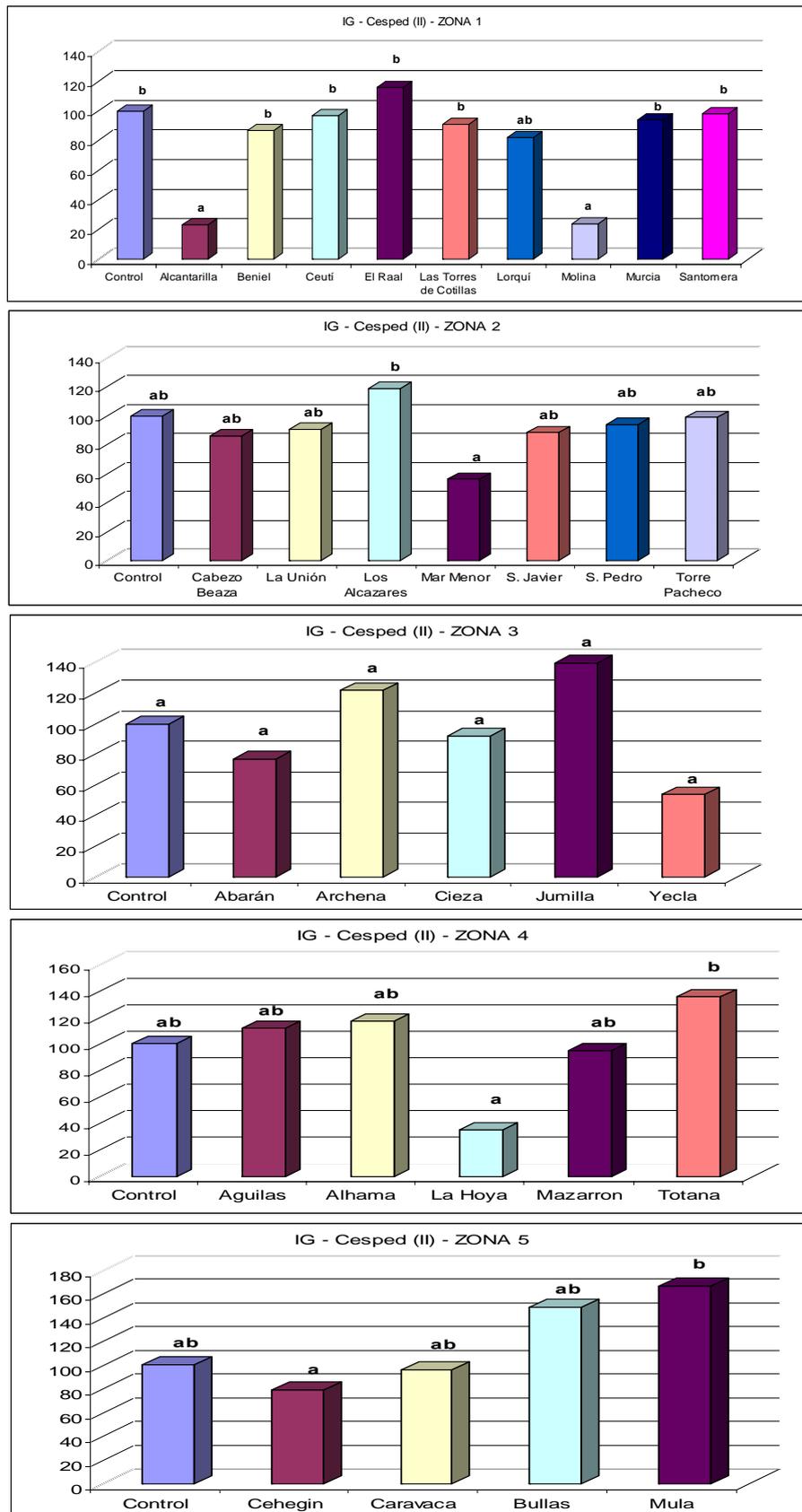


Figura 4.45. Índice de germinación (%) de semillas de césped con extractos de lodos del muestreo II.

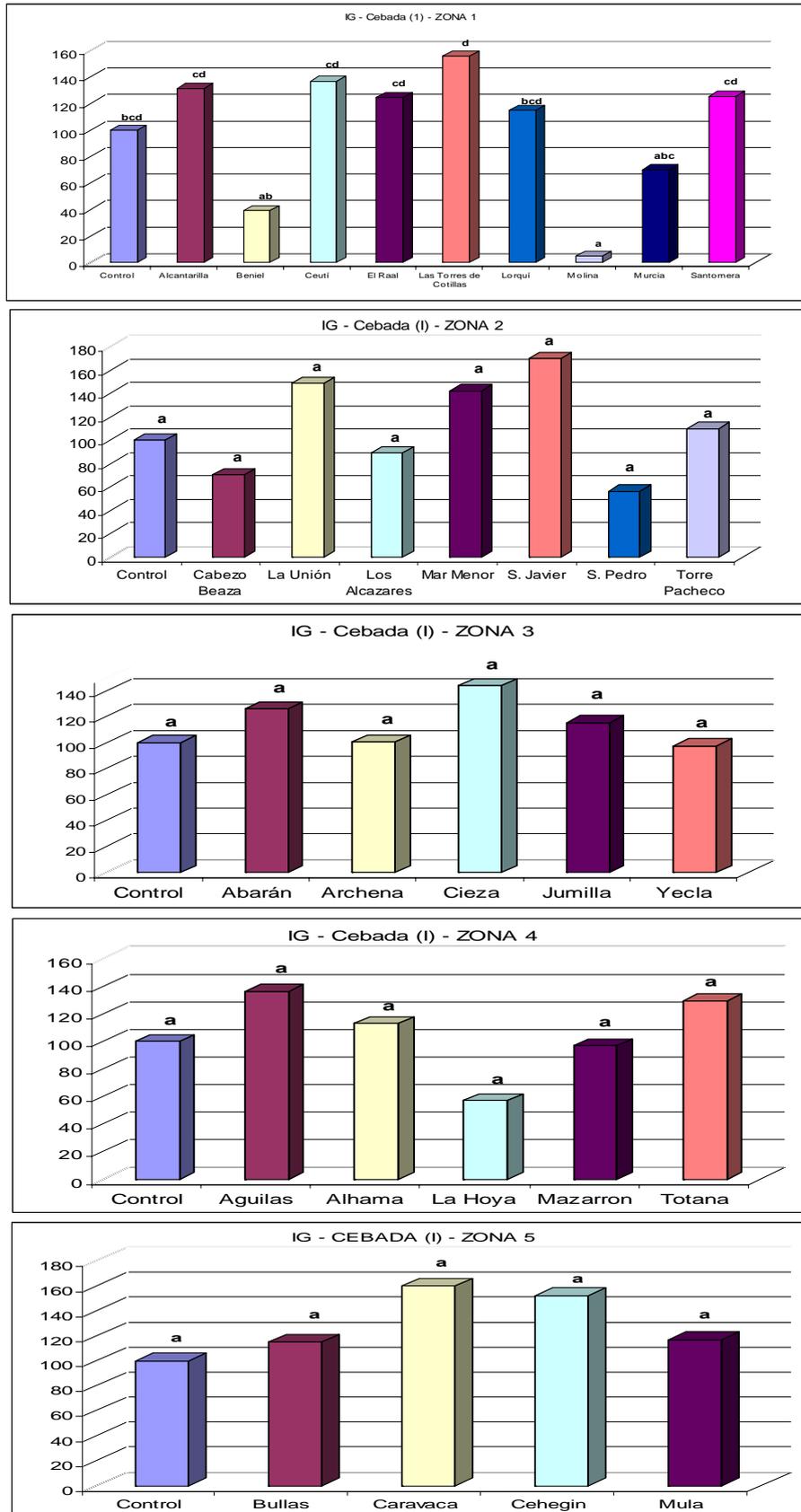


Figura 4.46. Índice de germinación (%) de semillas de cebada con extractos de lodos del muestreo I.

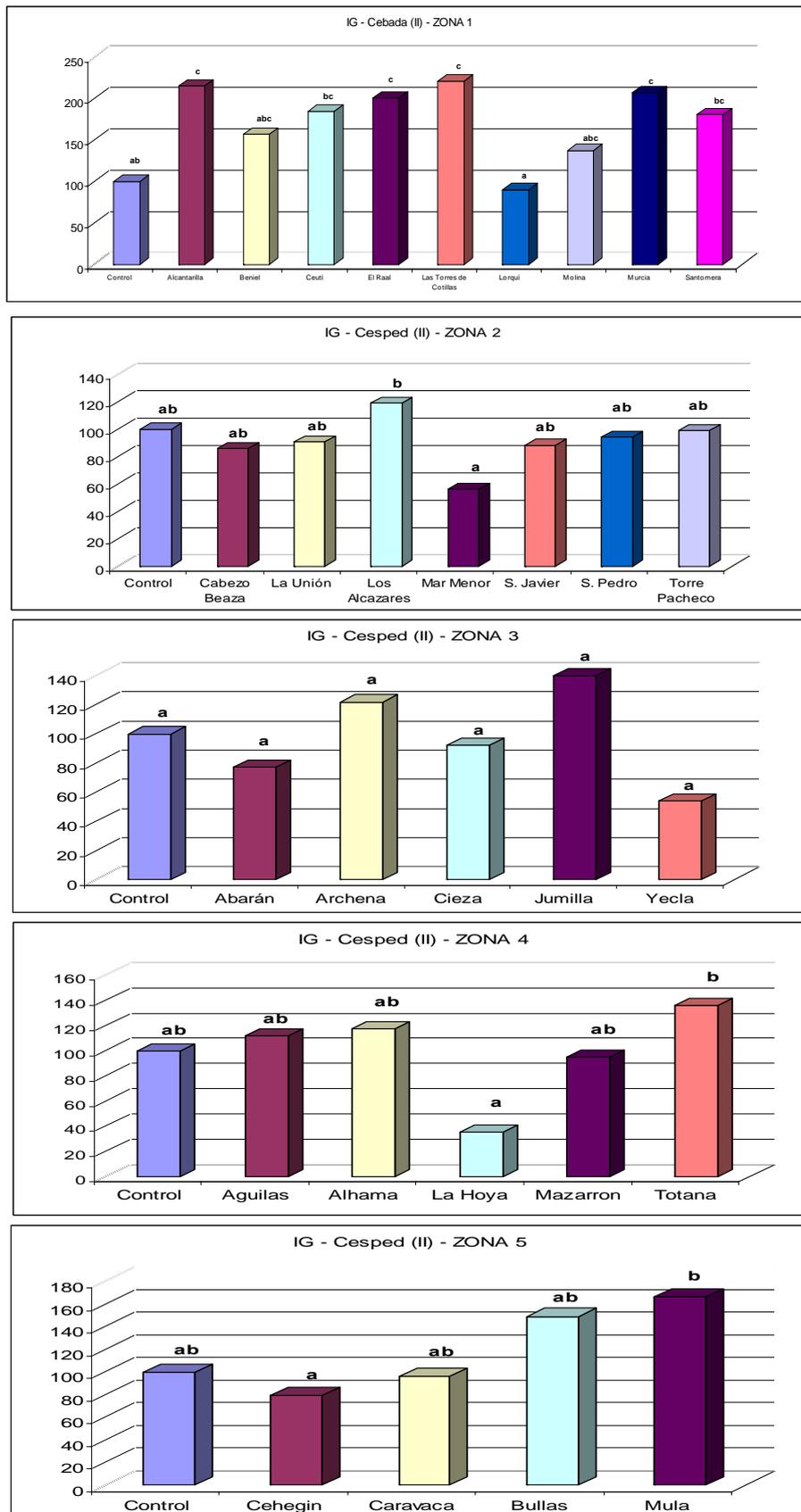


Figura 4.47. Índice de germinación (%) de semillas de cebada con extractos de lodos del muestreo II.

En el conjunto de datos que mostramos en las Figuras 4.44-4.47 consistentes en los datos medios del índice de germinación se puede observar ciertos aspectos que interesa destacar:

- 1) Existe una gran variabilidad en los datos sobre germinación de semillas, lo que condiciona en parte este tipo de técnicas. Nuestra conclusión es que debe de realizarse con un número mayor de semillas por tratamiento, para evitar en lo posible la mencionada variabilidad.
- 2) Podemos observar que existe, para algunos de los lodos ensayados, un cierto efecto bioestimulante de la germinación de las semillas. En un ensayo a tan corto plazo como es éste dicho efecto podría ser achacable a cierto efecto fitohormonal, que hace que la planta, al entrar sus raíces en contacto con el extracto de lodo, crece y se desarrolla más que las semillas crecidas sobre el control. El efecto positivo se detecta no tanto en el poder germinativo sobre la semilla, sino en la capacidad de hacer desarrollarse en mayor medida a las raíces de césped, o al tallo. Sin embargo, hemos de señalar que este aspecto no es claramente generalizable. Como ejemplo, podemos señalar que lodos generados en Santomera mostraban un efecto favorable sobre las raíces en el primer muestreo, pero casi no tienen variación en el segundo; por el contrario, estos lodos y los generados en Murcia Este, sí muestran efecto positivo sobre la elongación del tallo en ambos muestreos. Las depuradoras del Mar Menor, Cabezo Beaza, o la Unión, generan lodos que parecen afectar al desarrollo de las raíces, lo que supondrían un cierto efecto sobre su uso; sin embargo, este efecto negativo no es apreciable sobre los tallos y su elongación. La depuradora de La Hoya, también parece generar lodos que pueden presentar problemas cara a al desarrollo de la raíces de césped. Por el contrario, las depuradoras de Caravaca, Bullas o Mula, según nuestros datos, generan lodos, cuya aplicación a los suelos, no supondrá ningún problema desde una perspectiva agrícola.
- 3) Consideramos que los materiales orgánicos, como los lodos EDAR, juegan con un doble efecto cuando son ensayados en tests de germinación, o en cualquier test con planta. Por una parte, tienen un efecto claramente positivo debido a que aportan nutrientes solubles, así como algunas sustancias (posiblemente antibióticos o derivados), capaces de actuar como fitohormonas; todo ello hace que afecten, en este tipo de ensayos, beneficiosamente al desarrollo de las raíces y tallos. Pero por otra parte, todos los lodos incorporan un aspecto negativo como es su salinidad, mezcla de metales pesados en concentraciones sumamente variadas, o incluso sustancias orgánicas (unas conocidas, y otras como resultados de procesos diversos de origen químico y biológico), y que dicho efecto negativo va en contra del buen desarrollo de las plantas. Lo que en realidad sucede, es que estos dos efectos se contraponen en todos los casos, y cuando el positivo es mayor que el negativo, se observa una mejora sobre desarrollo radicular o del tallo, y cuando es el efecto negativo el que impera, sólo se ven efectos sobre las plantas no deseables. Esta dualidad complica en exceso la obtención de conclusiones aceptables, ya que el hecho de que haya un efecto positivo no impide que exista el efecto negativo.

Después analizar los datos obtenidos en este Test de Germinación, pensamos que debemos seguir investigando utilizando semillas que sean más sensibles a los efectos que los lodos puedan causar, o

bien actuar no sobre planta sino sobre seres vivos, como son las bacterias adaptadas a una sensibilidad particular sobre los efectos negativos que los lodos puedan causar.

ANÁLISIS MULTIVARIABLE DE COMPONENTES PRINCIPALES.

Se realizó un análisis factorial por el método de las componentes principales con objeto de simplificar las múltiples y complejas relaciones que puedan existir entre el conjunto de las variables medidas en todos y cada uno de los lodos muestreados, en cada uno de los tres muestreos. Dichas variables fueron los contenidos C, N, P, K, S, Ca, Mg, Na, Zn, Cd, Ni, Cr, Pb, Cu y Hg además del contenido de humedad, el pH, la CE y el número de colonias de *E. coli*. En función de la proporción de la varianza de cada una de estas variables explicada por el modelo factorial obtenido se descartaron aquellas seis con una menor proporción de varianza explicada o valor de comunalidad, para posteriormente realizar de nuevo el análisis factorial por el método de las componentes principales con aquellas cuya varianza si queda suficientemente explicada.

En el caso del primer muestreo las variables pertinentes para este análisis estadístico en función de su comunalidad serían: los contenidos de C, N, Ca, Mg, Na, Zn, Cd, Pb, Cu, Hg y humedad, además de las variables pH y CE. En este caso el procedimiento extra tres factores con autovalores mayores de 1, de los cuales los dos factores que explican el mayor porcentaje de la varianza total de los datos serían las dos componentes principales CP1 y CP2 a los que se les asigna unos porcentajes de varianza explicada de 39,31% y 25,91% respectivamente. De esta manera, representando las puntuaciones factoriales obtenidas para cada uno de los lodos en las dos CP, obtenemos un diagrama bidimensional de dispersión en el que se representan cada uno de los lodos EDAR (Figura 4.48). En dicho diagrama de dos dimensiones vemos que la mayoría de los lodos se agrupan en dos zonas. En una de ellas se agrupan los lodos con puntuaciones positivas entre 0 y 1 en la CP1 y puntuaciones entre -1 y 1 en la CP2. El otro grupo representa los lodos con puntuaciones negativas entre 0 y -1,5 en la CP1 y con puntuaciones entre -1 y 1 en la CP2. Tres lodos (los de las EDAR de El Raal, Murcia Este y Mar Menor) se separan claramente del resto. En el caso de los lodos de El Raal y Murcia Este los valores que toman en las dos CP son muy similares. Esto quiere decir que estos tres lodos se diferencian significativamente del resto en los valores de algunas o todas las variables seleccionadas. Por otro lado en los diagramas de la Figura 4.49 se representan las correlaciones entre cada una de dichas variables y cada una de las dos componentes. En el caso del primer muestreo, el contenido de Ca y Mg junto con el pH tienen una fuerte correlación positiva con la CP1, mientras que el contenido de C, N y de humedad tiene una fuerte correlación negativa con la CP1. En el caso de la CP2, el contenido de Na y Pb y la CE se correlacionan positivamente con ella. Correlaciones similares de las variables mencionadas con la CP1 se observan para el segundo y tercer muestreo, indicando que esta componente es una función polinómica en la que las variables C, N, Ca, Mg y Humedad tienen un peso específico grande.

En el caso del segundo muestreo, las variables seleccionadas con mayor proporción de varianza explicada por el modelo factorial eran: C, N, P, K, S, Ca, Mg, Na, Cr, Cu, Hg, humedad y CE. De estas variables el S, K y Hg correlacionan bastante bien con la CP2. En este muestreo se observa una mayor

dispersión de los lodos en el espacio bidimensional de las dos CP obtenidas, que explican respectivamente un 33% y 21% de la varianza total de los datos obtenidos. En todo caso se observa un grupo de 19 lodos con puntuaciones factoriales entre 0,5 y -1 aproximadamente en ambas CP.

Para el tercer muestreo las variables utilizadas en el análisis factorial por el método de las CP fueron: C, N, S, Ca, Mg, Na, Cd, Pb, Cu, Hg, humedad, pH y número de colonias de *E. coli*. De estas variables el S, Na, Hg, Cu y K correlacionaban bastante bien con la CP2. En el diagrama bidimensional de puntuaciones factoriales del tercer muestreo se observa una dispersión similar de los lodos, con un grupo también de 19 lodos con puntuaciones factoriales muy similares, aunque algunos de ellos de diferente origen al del grupo de lodos del segundo muestreo; por ejemplo los lodos de Alcantarilla, La Hoya y Águilas se agrupan dentro de este conjunto de lodos en el tercer muestreo mientras que durante el segundo muestreo se diferencian bastante de los demás. Sin embargo los lodos de Yecla, Mar Menor y Los Alcázares se disgregan de este grupo en el tercer muestreo diferenciándose bastante de los demás.

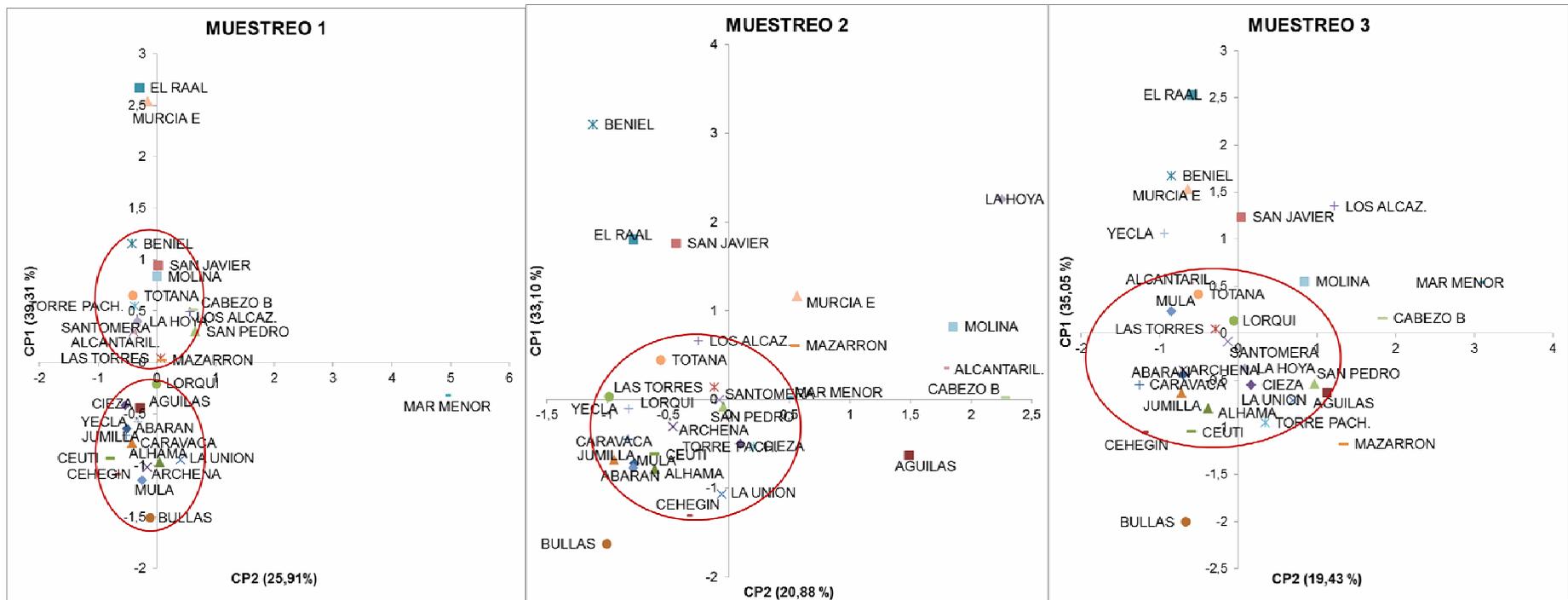


Figura 4.48. Diagrama con las puntuaciones factoriales de los lodos de las EDAR estudiado, según el análisis estadístico multivariante de componente principales, en cada uno de los tres muestreos realizados.

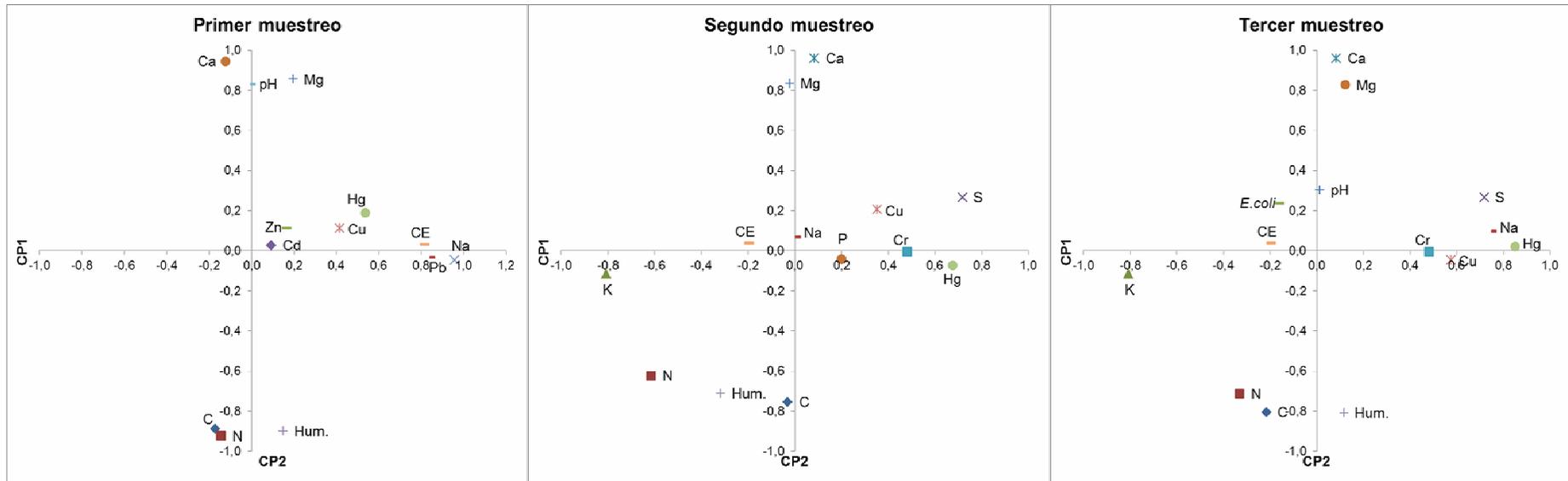


Figura 4.49. Diagramas con las correlaciones o saturaciones entre las variables originales y cada una de las dos componente principales en cada uno de los tres muestreos según el análisis estadístico multivariante de componentes principales.

CAPÍTULO V.

CONCLUSIONES

PREMISAS

1. Somos conscientes de la problemática que se le plantea a nuestra sociedad con la continua generación de residuos. El aumento del nivel de vida, junto al desarrollo demográfico, ha llevado a los países en desarrollo a una producción a veces desahogada de residuos de todo tipo, los cuales plantean un gigantesco problema si no se les da la solución más acertada posible. Con los criterios que marca la Unión europea, tenemos la obligación de eliminarlos mediante un orden jerárquico que pasa por buscar su reciclado siempre que sea posible, obteniendo así un valor añadido a esos residuos. Un problema añadido lo plantean los residuos orgánicos, y en particular, los de origen urbano que se generan justo en nuestras ciudades (residuos domésticos y lodos derivados de la depuración de aguas urbanas: lodos EDAR). Si no fuésemos capaces de llegar a ello, los residuos orgánicos que generamos en nuestras ciudades podrían llegar a convertirse en un foco de infección inasumible simplemente desde una perspectiva sanitaria. En el caso de la Región de Murcia, se da además una característica particular, y es que nos vemos obligados a depurar nuestras aguas hasta el mayor grado posible (tanto en cantidad como en calidad), ya que para esta zona el agua es un bien muy escaso, y necesitamos reutilizarla. Uno de los residuos orgánicos a los que mayor atención debemos prestar son los lodos de depuradoras urbanas, ya que derivan de un efecto de depuración de aguas, algo que en regiones como la de Murcia es más que consecuente, debido a la escasez de agua; además, se producen de manera continua y puntual.

2. Dentro de los posibles usos que se puede dar a los lodos EDAR es su elevado contenido en materia orgánica y su aceptable contenido en nutrientes, algo que los promueve como enmiendas orgánicas para suelos. Precisamente, en zonas donde existen suelos degradados, con escasa fertilidad y productividad (como muchos de los existentes en la Región de Murcia), es algo muy a tener presente. Una posible solución para muchos de los lodos EDAR sería entonces *emplear como fuente de materia orgánica para los suelos aquella contenida en los lodos EDAR, consiguiendo de este modo, por una parte, mejorar la fertilidad de dichos suelos, y por otra, eliminar racionalmente los residuos mediante su reciclado en los mismos.*

Por todo lo expuesto, consideramos que entre las alternativas existentes para dar salida a ciertos residuos orgánicos como los lodos EDAR, su reciclado en el suelo se consideró como la más lógica "a priori". Y en ello se volcaron nuestros esfuerzos: conseguir que esos residuos se convirtiesen en un **RECURSO** para mejorar la calidad de nuestros suelos.

En este contexto, esta Tesis Doctoral se propuso como Objetivo principal generar conocimiento sobre una gran cantidad de lodos producidos en nuestra Comunidad Autónoma, con ánimo de comprobar "a priori", sus posibilidades para reciclarlos en suelo desde un punto de vista agronómico, e incluso ambiental.

Este estudio valora desde parámetros de índole agronómico como pH junto con macro y micronutrientes, hasta otros de índole ambiental tales como conductividad eléctrica, contenido metálico, o incluso compuestos orgánicos de carbono más o menos volátiles. Además, se ha buscado conocer su comportamiento sobre parámetros de actividad microbiana y bioquímica, capaces de dar idea de la

dinámica de su materia orgánica. Por último, se ha estudiado asimismo su comportamiento fitotóxico y ecotóxico cara al mencionado reciclado de estos lodos en los suelos. En todo este contexto, el tratamiento al que se han sometido los lodos (anaerobio o aerobio prolongado) es también observado como una componente incidente en algunos de los parámetros estudiados.

La **CONCLUSION GENERAL** a este estudio, es que los lodos EDAR estudiados por nosotros pueden ser una fuente de materia orgánica apropiada para ser adicionada a suelos con ánimo de conseguir mejorar en los mismos su productividad y fertilidad. Sin embargo, la salinidad que pueden aportar, así como elementos tóxicos tales como metales pesados puede suponer también una traba, y por ello interesa que contengan una cantidad mínima de los mismos. Se concluye pues que hay que conocer el material para ser reciclado en un suelo (en este caso, los lodos), para así comprobar que está exento de riesgos. Hemos asimismo de señalar que a veces no se detecta un efecto negativo en algunos parámetros de calidad, como los relacionados con actividad microbiana, debido a que se ponen de manifiesto efectos positivos derivados de la carga orgánica, y otros negativos derivados de su contaminación; si los positivos superan a los negativos, éstos no se manifiestan, pero no indica que no estén presentes. Algo también a tener presente es el antagonismo o sinergismo que puede darse entre diversos metales o contaminantes, los cuales pueden marcar una pauta de comportamiento.

El tratamiento al que se someten los lodos en la planta de tratamiento tiene incidencia sobre algunos de los parámetros estudiados en este Memoria; pero la calidad de las aguas entrantes, o incluso la zona donde se sitúan las depuradoras (zona con intervenciones metálicas, por ejemplo), es más incidente en muchos de los casos, que el propio tratamiento.

Conclusiones parciales:

1. Uno de los puntos clave de este estudio es el conocimiento sobre el grado de humedad que incorporan nuestros lodos. De una parte, es fundamental para su transporte (si la humedad es elevada, se transporta agua); asimismo, es clave para comprobar su eficacia a la hora de incorporarlos al suelo: su grado de humedad debería ser idóneo para no causar lixiviaciones por exceso de agua, ni que la operatividad de su puesta en el suelo sea poco apropiada. Nuestros lodos tienen humedades que fluctúan fundamentalmente entre 75-85%, considerando a esto valores normales, apropiados para su reciclado en los suelos.
2. Los lodos EDAR estudiados disponen de valores de pH no problemáticos para la adición de los mismos a los suelos (en el espectro neutro-básico). Por el contrario, una especial atención debe ser puesta en un parámetro importante como es la conductividad eléctrica. Algunos lodos (biosólidos), en función de las aguas que reciben y la calidad de las mismas, pueden aportar salinidad a los suelos donde se recicla, y este aspecto negativo debe de ser contemplado.
3. Los lodos EDAR estudiados disponen de un cierto "poder fertilizante", ya que cuentan con cantidades importantes de N, en ocasiones superiores al 5% (derivado de las proteínas que

contienen), fósforo, entre 1-2% (derivado posiblemente de polifosfatos de detergentes), y algo menos de K. Además de ello, se detectan cantidades en menor grado de otros elementos que pueden ser considerados como micronutrientes positivos para los suelos (hierro, magnesio, manganeso,...). No es descartable que estos nutrientes pueden ser de liberación lenta en el suelo, aunque nuestra propuesta es que los biosólidos sean contemplados como "enmiendas orgánicas". A destacar que todos los lodos estudiados disponen de elevados valores de N, a pesar de estar la mayoría de ellos sometidos a digestión anaerobia, lo que debería hacer disminuir esa cantidad.

4. Los lodos EDAR estudiados disponen de elevado contenido en materia orgánica (25-35% de carbono orgánico, y entre 70-80% de materia orgánica), a pesar de haber sido sometidos a digestión lo que debería haber mermado su contenido en C. Esta elevada cantidad de MO permite considerar a los mencionados lodos EDAR como "bioenmiendas orgánicas" eficaces "a priori" para que su reciclaje en el suelo consiga mejorar su fertilidad y productividad. La cantidad total de MO no depende de manera clara del tratamiento alcanzado (aerobio prolongado, anaerobio), sino que al tratarse de aguas fundamentalmente urbanas, cuentan con suficiente contenido en carbono sea cual sea dicho tratamiento.
5. Toda la materia orgánica contenida en los lodos ha pasado por un proceso de la planta que, ya sea aerobio o anaerobio, ha producido una cierta estabilidad en su materia orgánica. Hemos de señalar que dicha estabilidad no es tan elevada como si estos lodos se sometiesen a un proceso de compostaje, por ejemplo.
6. Los contenidos en metales pesados están dentro de valores permitidos por la legislación para este tipo de materiales, si bien para muy pocos de los lodos estudiados, puede apreciarse que sus contenidos en metales pesados están en los límites (EDAR de La Hoya, EDAR de Mazarrón, EDAR de Cabezo Beaza). Se recuerda que son zonas de curtido en algunos casos (La Hoya), con el consiguiente incremento de Cr; o situadas en zonas mineras, con elevado paso de metales a las aguas residuales sobre todo en épocas de lluvia. Si la UE controla aún más esas cantidades de metales y hace disminuir sus máximos, algunos de nuestros lodos tendrían problemas por exceso. Hay que ser consciente de que estas cantidades irán disminuyendo y serán más exigentes. Además, interesa reciclar en el suelo lodos con muy bajos contenidos metálicos, ya que de esta forma podremos evitar riesgos de acumulación innecesarios.
7. Los microorganismos patógenos como la *Salmonella* Sp. ha sido detectada en las muestras de trabajo de manera casi generalizada. Los tratamientos empleados en las plantas de tratamiento no son capaces de eliminar este patógeno en la mayoría de los casos; esto no significa que dicho patógeno pase al suelo o incluso a la planta, a la hora de su reciclado en dicho suelo. Las cantidades de *Streptococos fecales* así como de *Coliformes fecales* son muy abundantes en aquellos lodos EDAR cuyo tratamiento de desinfección ha sido con hipoclorito sódico; aquellos que usan Ultravioleta cuentan con menor cantidad de bacterias.

8. La actividad microbiana que presentan los lodos EDAR es muy elevada, y ello se pone de manifiesto con parámetros indicativos de dicha actividad (respiración de microorganismos y ATP; el carbono de biomasa microbiana es de difícil detección en biosólidos y su técnica debería de ser ajustada para este tipo de productos). La respiración de microorganismos pone de manifiesto el hecho de que la materia orgánica de los biosólidos se va a descomponer según una doble cinética, al principio rápida donde se consumen los sustratos carbonados más lábiles, y después aquellos algo más recalcitrantes. Todo esto conduce a la hipótesis que cuando estos materiales se adicioneen al suelo serán sometidos a procesos de mineralización en mucha menor medida que los de humificación.
9. Actividades enzimáticas del tipo hidrolasas ponen asimismo de manifiesto que estos materiales disponen de microorganismos capaces de sintetizar enzimas de este tipo (ureasa, proteasa, fosfatasa y β -glucosidasa). Ello permitirá la mineralización de sustratos del ciclo del N, P y C, debido a la mencionada actividad. Este hecho indica que el humus de los lodos EDAR es poco estable y no permite retener mucha cantidad de enzima, lo que indudablemente permitirá que dicha enzima esté sometida a la desnaturalización de una forma rápida.
10. Ensayos de ecotoxicidad con bacterias que emiten luz frente a tóxicos ponen de manifiesto que la adición al suelo de estos materiales orgánicos no perjudica a las poblaciones microbianas. La inhibición que se detecta es exclusivamente debida al exceso de materia orgánica con la que cuentan.
11. Ensayos de fitotoxicidad permiten obtener información sobre el posible efecto que este tipo de lodos EDAR tiene sobre la planta. El mayor problema que se vislumbra es debido a la salinidad que aportan, y este dato debe de ser tenido en cuenta. Problemas derivados de metales pesados u otros tóxicos no se ponen de manifiesto. Se detecta un posible efecto fitohormonal ya que en los primeros estadíos (germinación), los lodos son capaces de activar el crecimiento vegetal.

CAPÍTULO VI.

BIBLIOGRAFIA

- AGENCIA CATALANA DEL AGUA, 2009. Utilización de lodos de depuradora en restauración. Manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos marginales.
- AGUILERA, M., BORIE, G., ROKOV, P. y PEIRANO, P. 1988. Bioquímica de suelos derivados de cenizas volcánicas. VII Determinación de deshidrogenasas. *Agricultura Técnica*, 48: 147 - 151.
- ALBUZIO, A., NARDI, S. y GUILLI, A., 1989. Plant growth regulator activity of small molecular size humic fractions. *The Science of the Total Environment*, 81/82: 671 – 674.
- ALEF K. 1995. Soil respiration. In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Eds.: K. Alef and P. Nannipieri. Academic Press.
- ALEF, K. y NANNIPIERI, P. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, New York.
- ALLER ÁLVAREZ, F., 2001. Modificaciones en el suelo y rendimientos de producción agrícola debido a la aplicación de biosólidos. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- ALLISON, F.E. 1973. Soil organic matter and its role in crop production. *Elsevier Scientific Publishing Co.* New York.
- ALLOWAY, B.Y. y JACKSON, A.P., 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *The Science of the Total Environmental*, 100: 151 – 176.
- ANDRADE, M.L., MARCET, P., REYZÁBAL, M.L. y MONTERO, M.J. 2000. Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. *Edafología*, 7(3): 21 – 29.
- ANTOLÍN, M.C., MURO, I. y SÁNCHEZ-DÍAZ, M. 2010. Application of sewage sludge improves growth, photosynthesis and antioxidant activities of nodulated alfalfa plants under drought conditions. *Environmental and experimental botany*, 68: 75 – 82.
- APHA, 1989. Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th edition. APHA/AWWA/WPCF. Washington.
- APPELS L., BAEYENS J., DEGREVE J., y DEWIL R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6): 755 – 781.
- ARNEBRANT, K. Y BAATH, E. 1991. Measurement of ATP in forest humus. *Soil Biology and Biochemistry*, 23: 501 – 506.
- AVNIMELECH, Y., COHEN, A. y SHKEDI, D., 1990. The effect of municipal solid waste compost on the fertility of clay soils. *Soil Technology*. 275 – 284.
- AYUSO, M., HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C. y COSTA, F., 1992. Utilización de un lodo aerobio como sustitutivo de fertilizantes fosforados inorgánicos. *Suelo y Planta*, 2: 271 – 280.
- AYUSO, M., 1995. Utilización de residuos urbanos como enmiendas orgánicas sólidas y líquidas: valoración agronómica y efectividad frente a enmiendas tradicionales. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- AYUSO, M., HERNÁNDEZ, T., GARCIA, C. y PASCUAL, J.A., 1996a. A comparative study of the effect on barley growth of humic substance extracted from municipal wastes and from traditional organic materials. *Journal of Science of Food and Agriculture*, 59: 313 – 319.
- AYUSO, M., HERNÁNDEZ, T., GARCIA, C. y PASCUAL, J.A., 1996b. Evolution of urban wastes for Compostaje use. *Soil Science and Plant Nutrition*, 42: 105 – 111.
- AYUSO, M., MORENO, J.L., HERNÁNDEZ, T. y GARCIA, C. 1997. Characteristics and evaluation of húmica acids extracted from urban wastes as liquid fertilizer. *Journal of Sciences, Food and Agriculture*, 75: 481 – 488.

- BAATH, E. 1989.** : Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 47: 335 – 379.
- BABICH, H., BEWLEY, R.J.F. y STOTZKY, G. 1983.** Application of the “Ecological Dose” concept to the impact of heavy metal on some microbe-mediated ecologic processes in soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12: 421 – 426.
- BALLONI, W. y FAVILLI, F., 1987.** Effects of agricultural practices on the physical, chemical and biochemical properties of soils. Part I: Effect of some agricultural practices on the biological Soil Fertility. En: “Scientific Basis for Soil Protection in the European Community”. Eds: Barth, H. and Hermite, P.L. New York.
- BARBARICK, K.A., HARRIS-PIERCE, R.L. y REDENTE, E.F., 1995.** Sewage sludge application effects on runoff water quality in a semiarid Grassland. *Journal of Environmental Quality*, 24:112 – 115.
- BARTOLI, F., BURTIN, G. y GUERIF, J. 1992.** Influence of organic matter on aggregation in Oxisols Rich gibbsite or in goethite. II. Clay dispersion, aggregate strength and water stability. *Geoderma*, 54: 259 – 274.
- BASTIDA F., ZSOLNAY A., HERNÁNDEZ T. y GARCÍA C., 2008a.** Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147: 159 – 171.
- BASTIDA F., KANDELER E., MORENO J. L., ROS M., GARCÍA C. y HERNÁNDEZ T., 2008b.** Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology*, 40: 318 – 329.
- BAYES, C.D., DAVIS, J.M. y TAYLOR, C.M.A. 1987.** Sewage sludge as a forest fertilizer: experiences to date. *Journal of Institute of Water Pollution Control*, 86: 158 – 171.
- BEYER, L., BLUME, H.P., MUELLER, K. y SCHLEICH-SAIDFAR, S., 1992.** Der Einsatz von Reststoffen der Altpapieraufbereitung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen als Bodenverbesserungsmittel. *Journal Agronomy and Crop Science*, 169: 336 – 346.
- BEYER, L., WACHENDORF, C., ELSNER, D.C. y KNABE. R. 1993.** Suitability of dehydrogenase activity assay as an index of soil biological activity. *Biology and Fertility of Soils*, 16: 52 – 56.
- BEYER, L. y MUELLER, K. 2001.** Application of paper de-inking sludge on soils: comments on the paper of Fierro, Angers and Beauchamp. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 413 – 414.
- BOE, 1990.** Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. Boletín Oficial del Estado 1990, 262: 32339 – 32340.
- BOE, 1995.** Real Decreto Ley 11/1995, de 28 de Diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado 1995, 312: 37517 – 37519.
- BOE, 2005.** Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado 2005, 15: 1833 – 1843
- BOE, 2011.** Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado 2011, 181: 85650 – 85705.
- BOE, 2013.** Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. Boletín Oficial del Estado 2013, 142: 44966 – 44973.
- BONMATÍ, M., JIMÉNEZ, P., ALVAREZ, H., CALERO, E., JULIÁ, M., MORILLO, M., NUÑEZ, E. 2000.** Evolución de actividades enzimáticas en el proceso restaurador de dos suelos procedentes de la

- explotación de canteras de Cataluña utilizando altas dosis de lodos de depuradora. En: "Investigación y Perspectivas de la Enzimología de Suelos en España". Eds.: García, C., Hernández, M.T., CEBAS-CSIC.
- BORKEN, W., XU, Y.J., DAVIDSON, E.A. y BEESE, F. 2002.** Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Global Change Biology*, 8: 1205 – 1216.
- BOYLE, M. y PAUL, E.A., 1989.** Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soils previously amended with sewage sludge. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 99 – 103.
- BRYAN, H.H. y LANCE, C.J. 1991.** Compost trials on vegetables and tropical crops. *BioCycle*, 27(3): 36 – 37.
- BURNS, R.G. 1978.** "Soil Enzymes". Academic Press. London.
- BURNS, R.G. 1982.** Enzyme activity in soil: Location and possible role in microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry*, 14: 423 - 427.
- BURTON, C.H. y TURNER, C., 2003.** "Treatment strategies for sustainable agriculture". Lister & Durling printers. Flitwick. United Kingdom.
- BUYLES, S., 2010.** "Tratamiento y adecuada disposición de lodos domésticos e industriales". Trabajo fin de grado. Universidad Tecnológica de Pereira.
- CABRE, J., ARRAEZ, J. y ARAGONESES, R., 1990.** Eliminación de lodos de aguas residuales. La E.D.A.R de Reus: un ejemplo de aprovechamiento mediante compostaje. *Química e Industria*, 36: 537 – 541.
- CAI, Q.Y., MO, C.H., WU, Q.T., ZENG, Q.Y. y KATSOYIANNIS, A. 2007.** Occurrence of organic contaminants in sewage sludges from eleven wastewater treatment plants, China. *Chemosphere*, 68: 1751 – 1762.
- CAMPBELL, S.D. 1995.** "Plant mechanisms that influence the balance between *Heteropogon contortus* and *Aristida ramosa* in spring burnt pastures". Tesis Doctoral. Universidad de Queensland. Australia.
- CANET, R., ALBIACH, R., POMARES, F., 2000.** Los índices de actividad biológica como herramienta de diagnóstico de la fertilidad del suelo en agricultura ecológica. En: "Investigación y Perspectivas de la Enzimología de Suelos en España". Eds.: García, C., Hernández, M.T., CEBAS-CSIC.
- CARBALLAS, M., CARBALLAS, T. y JACQUIN F. 1979.** Biodegradation and humification of organic matter in humiferous Atlantic soils. *Anales de Edafología y Agrobiología (CSIC)*, 38: 1699 – 1717.
- CARLSON C. y MORRISON, G.M. 1992.** Fractionation and toxicity of metals in sewage sludge. *Environmental Technology*, 13 (8): 751 – 759.
- CAVALLI, L., GELLERA, A. Y LANDONE, A. 1993.** LAS removal and biodegradation in wastewater treatment plant. *Environmental Toxicity Chemical*, 12: 1777 - 1788.
- CAVALLI, L., CASANI, G., VIGANO, L., PRAVETTONI, S., NICCI, C., LAZZARIN, M. y ZATTA, A. 2000.** Surfactants in sediments. *Tenside Surfactants Detergents*, 37: 282 - 288.
- CECCANTI, B. y GARCIA, C., 1994.** Couple chemical and biochemical methodologies to characterize a composting process and the humic substance. En: N. Senesi and T. M. Miano (Eds). "Humic substance in the global Environmental and implications on human health". Elsevier. New York.
- CHANDER, K. y BROOKES, P.C. 1991.** Is the dehydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in copper contaminated soils? *Soil Biology & Biochemistry*, 23: 909 – 915.
- CHANEY, R. 1990.** Public health and sludge utilization-food chain impact. *BioCycle*, 31(10): 68 – 73.

- CHANG, A.C., GRANATO, T.C., PAGE, A.L., 1992.** A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, 21: 521 – 536.
- CLAPP, J.P., YOUNG, J.P.W., MERRYWEATHER, J.W. y FITTER, A.H. 1995.** Diversity of fungals symbionts in arbuscular mycorrhizas from a natural community. *New phytologist*, 130: 259 – 265.
- COOKSON, P. y LEPIECE, G.L. 1996.** Urease enzyme activity of soils of the Batinah region of Sultanate of Oman. *Journal of Arid Environments*, 32: 225 – 238.
- COSTA, F., HERNADEZ M.T. y MORENO, J.I., 1991a.** “Utilización agrícola de lodos de depuradora”. *Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC.*
- COSTA, F., GARCIA, C., HERNADEZ M.T. y POLO, A., 1991b.** “Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización”. *Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC.*
- CUEVAS, G. y WALTER, I., 2004.** Metales pesados en maíz (*Zea mays* L.) cultivado en un suelo enmendado con diferentes dosis de compost de lodo residual. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(2): 59 – 68.
- CUEVAS, I., SEGUEL, O., ELLIES, A. y DÓRNER, J. 2006.** Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencia a la adición de lodos urbanos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(2): 1 – 12.
- DE BERTOLDI, M., GRAPELLI, A. y GUIDI, A., 1982.** “Guida alla utilizzazione in agricoltura dei fanghi, derivate dai trattamenti biologici delle acque di scarico urbane”. Collana del progetto finalizzato. Promozione della qualità dell’ambiente. C.N.R. Roma.
- DE BERTOLDI, M., VALLINI, G., PERA, A., y ZUCCONI, F., 1985.** Technological aspects of composting including modelling and microbiology. *En: “Composting of Compostage and other wastes”*. Ed. J.K.R. Gasser. Elsevier Applied Science Publisher London.
- DE MATOS, 2009.** “Aplicación y selección de indicadores de calidad ecológica en la utilización de fertilizantes orgánicos para la producción de forraje”. Tesis doctoral. Universidad de Santiago.
- DIAZ, E., 1992.** “Efecto de la adición de residuos urbanos en la regeneración de suelos degradados como medio de control de la desertificación”. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- DIAZ, M.A., 1990.** “Compostaje de lodos residuales: aplicación agronómica y criterios de madurez. Tesis Doctoral”. Universidad Autónoma de Madrid.
- DICK, W.A., TABATABAI, M.A. 1993.** Significance and potential uses of soil enzymes. *En: “Soil Microbial Ecology”*. Ed.: Metting, Jr., F.B. Marcel Dekker, New York.
- DICK, R.P., 1994.** Soil enzyme as indicators of soil quality. *En “Defining soil quality for a sustainable environment”*. Eds: J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicsek and B.A. Stewart. Special Publication, 35: 107 – 124.
- DOCE, 1999.** DIRECTIVA 1999/31/CE del consejo, de 26 de Abril, relativa al vertido de residuos. Diario Oficial de la Comunidad Europea 1999, L 182 de 16.07.1999.
- DOCE, 2008.** Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. Diario Oficial de la Comunidad Europea 2008, L 312/3 de 22.11.2008.
- DOMENE, X., RAMIREZ, W., MATTANA, S., ALCANIZ, J. M., y ANDRES P., 2008.** Ecological risk assessment of organic waste amendments using the species sensitivity distribution from a soil organisms test battery. *Environmental Pollution*, 155(2): 227 – 236.

- DOWDY, R.H. y LARSON, W.E. 1975.** Metal Uptake by Barley Seedlings Grown on Soils Amended with Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality*, 4: 229 – 233.
- EILAND, F. 1985.** Determination of adenosine triphosphate (ATP) and adnylate energy charge (AEC) in soil and use of adenine nucleotides as measures of soil microbial biomass and microbial activity. *Danish Journal of Plant Soil Science*, 1777: 1 – 93.
- EIVAZI, E. y ZAKARIA, A. 1993.** β -glucosidase activity in soils amended with sewage sludge. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 43: 155 – 161.
- ENGLANDE, A.J. y REIMERS, R.S., 2001.** Biosolids management sustainable development status and future direction. *Water Science Technology*, 44(10): 41 – 46.
- EPA (US Environmental Protection Agency). (1993).** The standards for the use or disposal of sewage sludge. Final 40 CFR Part 503 Rules. EPA 822/Z-93/001.
- EPSTEIN E., TAYLOR J.M. y CHANEY R.L., 1976.** Effects of sewage sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *Journal Environmental Quality*, 5: 422 – 426.
- EUROPEAN COMISION. 2001.** Working document on sludge, 3rd draft document as of 27th April 2001.
- FITPATRICK, G. y CARTER, N.S., 1983.** Assessment of sewage sludge compost mixtures as container growing media. *Proceedings of the Florida State Horticultural Society*, 96; 257 – 259.
- FORTÚN, A., BENAYAS, J. AND FORTÚN, C., 1990.** The effects of fulvic and humic acids on soil aggregation: a micromorphological study. *Journal of Soil Science*, 41: 563 – 572.
- FUENTES, A., LLORÉNS, M., SÁEZ, J., AGUILAR, M.I., ORTUÑO, J.F. Y MESEGUER, V.F. 2006.** Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. *Environmental Pollution*, 143(2): 355 – 360.
- FUENTES, A., LLORÉNS, M., SÁEZ, J., AGUILAR, M.I., ORTUÑO, J.F. Y MESEGUER, V.F. 2008.** Comparative study of six different sludges by sequential speciation of heavy metals. *Bioresource Technology*, 99 (2008): 517 – 525.
- GALLARDO-LARA, F. y NOGALES, R., 1987.** Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system. A review. *Biological Wastes*, 19: 35 – 62.
- GARCÍA, C. 1990.** “Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración agrícola”. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- GARCIA, C., HERNANDEZ, T. y COSTA, F., 1990.** The influence of composting and naturation processes on the heavy metal extractability from some organic wastes. *Biological Wastes*, 19: 291 - 301.
- GARCIA, C., COSTA, F., HERNANDEZ, T. y DIEZ, J., 1991.** Reciclado de residuos sólidos en Murcia. Una alternativa medioambiental. *Medioambiente Retema*, Mayo-Junio, 57.
- GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T. y COSTA. F., 1992a.** Mineralisation in a calcareous soil of a sewage sludge composted with different organic residues. *Waste Management & Research*, 10: 445 – 452.
- GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T. y COSTA. F., 1992b.** Variations in some chemical parameters and organic matter in soils regenerated by the addition of municipal solid waste. *Environmental Management*, 16: 763 – 768.
- GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F. y AYUSO, M., 1992c.** Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 23: 1501 – 1512.

- GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, B. y CIARDI, C., 1992d.** Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. *Canadian Journal of Soil Science*, 72: 243 – 253.
- GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F. y CECCANTI, B., 1994.** Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. *Waste Management Research*, 12: 457 – 466.
- GARCIA, C. y HERNANDEZ, T. 1996.** Effect of bromazil and sewage sludge addition on soil enzymatic activity. *Soil Science and Plant Nutrition*, 42: 191 – 195.
- GARCÍA C., HERNANDEZ, T. y COSTA. F. 1997.** Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Soil Science and Plant Analysis*, 28: 123 - 134.
- GARCIA, C. y HERNANDEZ, T. 2000.** “Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España”. Eds: C. García y T. Hernández. CEBAS-CSIC, Murcia, España.
- GARCIA, C., GIL, F., HERNANDEZ, T. y TRASAR, C. 2003.** “Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana”. Ed.: Mundi Prensa.
- GHAZY, M., DOCKHORN, T. y DICHTL, N. 2009.** Sewage sludge management in Egypt: Current status and perspectives towards a sustainable agricultural use. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 57: 299 – 307.
- GILLER, K.E., WITTER, E. Y MCGRATH, S.P. 1998.** Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 1389 – 1414.
- GIROVICH, M.J., 1996.** “Biosolids treatment and management: Processes for beneficial use”. Marcel Dekker INC. United State of America.
- GIUSQUANI, P.L., PLAGIAGI, M., GIGLIOTTI, G., BUSINELLI, D. y BENEDETTI, A., 1995.** Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality*, 24: 175 – 182.
- GODDEN, B., PENNINGCKS, M. y CASTILLE, C. 1985.** On the use of biological and chemical indexes for determining Compostaje compost maturity. *Agricultural Wastes*, 2: 18 – 21.
- GONZALEZ-VILA, F.J., MARTÍN, F. y VERDEJO T., 1986.** “Influencia del aporte de compost sobre la fracción húmica del suelo”. *En: II Congreso Nacional Recuperación de Recursos de los Residuos (Soria)*. Pp 961 – 972.
- GREENLAND, D.J. y HAYES, M.B.H., 1978.** Soils and soil chemistry. *En: The chemistry of Soil Constituents*. D.J. Greenland and M.B.H. Eds. John Wiley and Sons. Pp 1-27.
- GRUBBEN, G.J.H., 1982.** Town refuse for vegetable production. *En: “Solid Waste Disposal and utilization in Developing Countries”*, Schelhaas, R.M. (editor), Dept. of Agricultural research, Royal Tropical Institute, Amsterdam. Bulletin 310, paper 8.
- GUIDI G. y HALL J.E., 1984.** Effects of sewage sludge on the physical and chemical properties of soils. *En: Processing and use of sewage sludge*. Eds: L'Hermite and H. Ott D. Reidel Publications Co. Dordrecht. Holland. Pp 295 – 395.
- GUO, L., ZHANG, B., XIAO, K., ZHANG, Q. y ZHENG, M. 2009.** Levels and distributions of polychlorinated biphenyls in sewage sludge of urban wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Sciences* 21: 468 – 473.
- GUPTA, S.C., DOWDY R.H. y LARSON, W.E., 1977.** Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. *Soil Science Society of America Journal*, 41: 601 – 605.

- HALL, J. y DALIMIER, F., 1996. Waste Management: Sewage sludge. DGXI Study Contract B4-3040/014156/92. Brussels. European Commission.
- HARADA, Y. y INOKO, A. 1975. Cation-exchange properties of soil organic matter. Effects of conditions for the measurement on cation-exchange capacity values of humic acid preparations. *Soil Science and Plant Nutrition*, 21: 361 – 369.
- HARRISON, H.C. y STAUB, J.E., 1986. Effects of sludge, bed, and genotype on cucumber growth and elemental concentrations in fruit and peel. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 111:205 – 211.
- HERNÁNDEZ, T., MORENO, J.L. y COSTA, F., 1991. Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Science and Plant Nutrition*, 37: 201 – 210.
- HERNÁNDEZ, M.T., 1992. Experiencias agronómicas con residuos urbanos y sus composts. En "Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos urbanos", Eds: J.B. Álvarez y A. Polo. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- HERNANDO, S., 1988. "Aprovechamiento de residuos sólidos urbanos como fuente de materia orgánica y sus efectos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo". Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- HINESLY, T.D. y SOSEWITZ, B. 1969. Digested sludge disposal on cropland. *Journal of water pollution*, 41: 822 – 830.
- HINESLY, T.D. y HANSEN, L.G., 1983. Effects of using Sewage Sludge on Agricultural and Disturbed Land. EPA - 600/2 – 83 - 113.
- HORN A., DÜRING R., y GÄTH S., 2003. Comparison of decision support systems for an optimised application of compost and sewage sludge on Compostaje land based on heavy metal accumulation in soil. *The Science of the Total Environmental*, 311: 35 – 48.
- HORTENSINE, C. y ROTHWEL, D., 1972. The use of municipal compost in relation to phosphate-mining sand tailings. *Journal of Environmental Quality*, 1: 415 – 418.
- HUE, N.V., 1995. Sewage sludge. En "Soil admendment and environmental quality". Ed: J.E. Rechcigl. Lewis Publications. Boca Ratón. Florida.
- IGLESIAS-JIMENEZ, E. y PEREZ-GARCIA, V., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biology wastes*, 27: 112 – 115.
- INGELMO, F., MOLINA, M^a.J., SORIANO, M^a.D., GALLARDO, A. y LAPEÑA, L., 2008. Efecto del tiempo de compostaje en la biodisponibilidad de metales pesados en un compost elaborado con lodos de depuradora y virutas de madera. En: I Simposio Iberoamericano sobre Ingeniería de Residuos, Eds: Universitat Jaume I, Castellón.
- INSAM, H. 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biology & Biochemistry*, 22: 525 - 532.
- JAKUBUS, M. Y CZEKAŁA, J. 2001. Heavy Metal Speciation in Sewage Sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 10(4): 245 – 250.
- JENKINSON, D.S., LADD, J.N. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. En: "Soil Biochemistry", volumen 5: 415 - 471. Eds.: Paul, E.A. and Ladd J.N. Marcel Dekker, New York.
- JENKINSON, D.S. 1988. Soil organic matter and its dynamics. En: Russels's Soil Conditions and Plant Growth. 11th ed. Ed.: Wild, A. New York.

- JENSEN, J. 1999.** Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. *Science of the Total Environment*, 226(2-3): 93 – 111.
- JENSEN, J., LOKKE, H., HOLMSTRUP, M., KROGH, P.H. y ELSGAARD, L. 2001.** Effects and risk assessment of LAS in agricultural soil. Probabilistic risk assessment of LAS in sludge-amended solids. *Environmental Toxicity Chemistry*, 20: 1690 - 1697.
- JINDO, K., HERNANDEZ, T., GARCIA, C. y SANCHEZ – MONEDERO, M. A. 2011.** Influence of stability and origin of organic amendments on humification in semiarid soils. *Soil Science Society of America Journal*, 75: 2178 – 2187.
- JOINT RESEARCH CENTRE. 2006.** Background values in European soils and sewage sludges. *Err.* Part I - Evaluation of the relevance of organic micro-pollutants in sewage sludge. Eds.: B. M. Gawlik and G. Bidoglio.
- KABATA-PENDIAS, A. Y PENDIAS, H. 2001.** "Trace Elements in Soils and Plants".Third Edition. CRC Press.
- KAISER, K.L.E. y PALABRICA, V.S. 1991.** Photobacterium phosphoreum Toxicity Data Index. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 26(3): 361 – 431.
- KAPANEN A, y ITÄVAARA, M. 2001.** Ecotoxicity Tests for Compost Applications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 49: 1 – 16.
- KARL, D.M. 1980.** Cellular nucleotide measurements and applications in microbial ecology. *Microbial Review*, 44: 739 – 796.
- KAWATA K., ASADA T. y OIKAWA K., 2005.** Determination of pesticides in compost by pressurized liquid extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Journal Chromatography*, 1090 (1-2): 10 – 15.
- KELLING, K.A., WALSH, L.M., KEENEY, D.R., RYAN, J.A. y PETERSON, A.E. 1977.** A Field Study of the Agricultural Use of Sewage Sludge: II. Effect on Soil N and P. *Journal of Environmental Quality*, 6: 345 – 352.
- KING, L.D. y MORRIS, H.D., 1972.** Land disposal of liquid sewage sludge: II-The effect on soil pH, Mn, Zn, and growth and chemical composition of Rye (*Secale cereale* L.). *Journal of Environmental Quality*, 1: 425 – 446.
- KLADIVKO, E.J. y NELSON, D.W., 1979.** Changes in soil properties from application of anaerobic sludge. *Journal Water Pollution Control Fed*, 51: 325 – 332.
- KREBS, R., GUPTA, S.K., FURRER, G. y SCHULIN, R., 1998.** Solubility and plant uptake of metals with and without liming sludge applied soils. *Journal of Environmental Quality*, 27: 18 – 23.
- KROPISZ, A. y RUSSELL, S., 1978.** Effect of fertilization of light loamy soil with the Dano compost on microflora as well as on yields and chemical comparison of lettuce and spinach. *Rocz. Navk. Nol. Ser.*, 103: 20 – 37.
- LADD, J.N. y PAUL, E.A. 1973.** Changes in enzymatic activity and distribution of acid-soluble, amino acid-nitrogen in soil Turing nitrogeno immobilization and mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 5: 825 – 840.
- LANGENKAMP, H. y PART, P. 2001.** "Organic Contaminants in Sewage Sludge for Agricultural Use." European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Soil and Waste Unit. Brussels, Belgium.
- LAX, A., ALBALADEJO, J., DÍAZ, E., y ROLDÁN, A., 1990.** Utilización de residuos sólidos urbanos para la recuperación de suelos degradados. *Err.* "Residuos sólidos y líquidos: su mejor destino". I Congreso

Internacional de Química de la ANQUE. Eds: Asociación Nacional de Químicos de España. Puerto de la Cruz, Tenerife.

LAX, A., DIAZ, E., CASTILLO, V. y ALBADALEJO, J., 1994. Reclamation of physical and chemical properties of a salinized soil by organic amendment. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 8: 9 – 17.

LEE, K.T., FOGLIA, T.A. y CHANG, K.S., (2002). Production of alkyl ester as biodiesel from fractionated lard and restaurant grease. *Journal of American Oil Chemist Society*, 79: 191 – 195.

LEIROS, M.C., TRASAR-CEPEDA, C., SEOANE, S., y GIL-SOTRES, F. 1999. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 327 - 335.

LEY 20/1986, de 14 de mayo, básica de residuos tóxicos y peligrosos. Boletín oficial del Estado 1986, 120: 17864 – 17867.

LEY 10/1998, de 21 de abril, de residuos. Boletín oficial del Estado 1998, 96: 13372 – 13384.

LOPEZ, J. 1989. Digestión anaerobia de lodos de depuradora: Etapas controlantes y cinética del proceso. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.

MAGOAROU, P., 2000. Urban waste water in Europe — What about the sludge? *En: "Proceedings of the workshop on Problems around Judge", 18–19 November 1999*, European Commission Joint Research Centre EUR 19657 EN, pp 9 – 16.

MALLOUHI, N., 1978. Contribution a l'étude de l'évolution de composts urbains dans les sols salés carbonatés. Tesis Doctoral. Universidad de Nantes.

MANLAY R., FELLER C., y SWIFT M. J., 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationship with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119: 217 – 233.

MARCOMINI, A., POJONA, G., CARRER, C, CAVALLI, L., CASSANI, G. y LAZZARIN, M. 2000. Aerobic Biodegradation of Monobranched Aliphatic Alcohol Polxethoxylates. *Environmental Toxicology Chemistry*, 19: 555 - 560.

MARÍN, R., 1997. Efectividad de diferentes bioenmendantes orgánicos en la mejora de la fertilidad de suelos de zonas semiáridas. Proyecto fin de carrera. Escuela Politécnica Superior de Orihuela. Universidad Miguel Hernández. Elche.

MARRÉ, E. 1979. Fusococcin: A Tool in Plant Physiology. *Annual Review of Plant Physiology*, 30: 273 – 288.

MARTENS, R. 1995. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 87 – 99.

MBAGWU, J.S.C., 1992. Improving the productivity of a degraded ultisol in Nigeria using organic and inorganic amendments. Part 2. Changes in physical properties. *Bioresource Technology*, 42: 167 – 175.

MCBRIDE, M.B. 2002. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*, 8: 5 – 23.

MCDONALD, M.A., HAWKINS, B.J., PRESCOTT, C.E. y KIMMINS, J.P. 1994. Growth and foliar nutrition of western red cedar fertilized with sewage sludge, pulp sludge, fish silage and wood ash on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research*, 24: 297 – 301.

MEDINA, A. 2006. Estudio de la interacción entre inoculantes microbianos y residuos agroindustriales biotransformados para su uso en estrategias de revegetación y bioremediación. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

- MENA GIL, E., 2001.** Compostaje de lodos de depuración urbana; una adecuada estrategia para su reciclado en el suelo. Tesina de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- MENA, E., GARRIDO, A., HERNÁNDEZ, T. y GARCIA, C., 2003.** *Biorremediación de lodos de aguas residuales por compostaje.* Communication in Soil Science and Plant Analysis, 34: 957 – 971.
- METCALF y EDDY. 1995.** “Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización”. Mc Graw-Hill. Singapore.
- METSGER, L., LEVANON, D. y MINGELGRIN, U. 1987.** Effect of sludge on soil structural stability: microbiological aspects. *Journal of American Soil Science*, 51: 346 – 351.
- MILLALEO, R., MONTECINOS, C, RUBIO, R., CONTRERAS, A., BORIE, F. 2006.** Efecto de la adición de compost sobre propágulos micorrícicos arbusculares en un suelo volcánico del centro sur de Chile. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(3): 26 – 39.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 2009.** Caracterización de los lodos de depuradoras generados en España. Ed.: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Secretaria General Técnica, Centro de publicaciones.
- MIYATAKE F. y IWABUCHI K. 2005.** Effect of high compost temperature on enzymatic activity and species diversity of culturable bacteria in cattle manure compos. *Bioresource Technology*, 96: 1821 – 1825.
- MOREIRA R., SOUSA J. P., y CANHOTO C. 2008.** Biological testing of a digested sewage sludge and derived composts. *Bioresource Technology*, 99: 8382 – 8389.
- MOREL, J.L., GUCKERT, A., NICOLARDOT, B., BENISTANT, D., CATROUX, G. y GERMON, J.C. 1986.** Etude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage. *Agronomie*, 6: 693 – 701.
- MORENO, J.L. 1997.** Uso de compost de lodo de depuradora para la mejora de la calidad de los suelos de zonas áridas. Efecto de su contaminación metálica. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- MORENO, E. 2010.** Recuperación de suelos mineros contaminados con arsénico mediante fitotecnologías. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- MORENO, J.L., GARCIA, C., HERNANDEZ, M.T. y AYUSO, M. 1997.** Application of Composted Sewage Sludge Contaminated with heavy Metals to an Agricultural Soil. *Soil Science and Plant Nutrition*, 43(3): 565 – 573.
- MOYANO, A., GALLARDO, J.F. y CHARRO, E. 2004.** Comportamiento del carbono orgánico en dos suelos forestales de la Sierra de Gata (Provincia de Salamanca). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 20: 245 – 250.
- MÜHLBACHOVÁ, G Y SIMON, T. 2003.** Effects of zeolite amendment on microbial biomass and respiratory activity in heavy metal contaminated soils. *Plant Soil Environ.*, 49 (12): 536 – 541.
- MURILLO, J.M., HERNÁNDEZ, J.M., BARROSO, M. y GÓMEZ, E. 1989.** Successive applications of composted municipal refuse: Effect on selected soil characteristics. *Compostaje Mediterranea*, 119: 236 – 245.
- MUSTIN, M. 1987.** Le compost, gestion de la matière organique. Ed. François Dubusc. Paris, 954 pp.
- NANNIPIERI, P., CECCANTI, B. y GREGO, S. 1990.** Ecological significance of the biological activity in soil. En: J.M. Bollag and G. Stotzky. Eds: Soil Biochemistry - Volume 6. Marcel Dekker Inc., New York.

- NATAL DA LUZ T., TIDONA S., JESUS B., MORAIS P. V., y SOUSA J. P. 2009.** The use of sewage sludge as soil amendment. The need for an ecotoxicological evaluation. *Journal of Soils and Sediments*, 9(3): 246 – 260.
- NAVARRO-BLAYA, S. y NAVARRO-GARCÍA, G. 2003.** Química Agrícola: el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Mundi Prensa. Madrid.
- OBARD, J.P. 2001.** Ecotoxicological assessment of heavy metals in sewage sludge amended soils. *Applied Geochemistry*, 16: 1405 - 1411.
- ORDEN DE 13 DE OCTUBRE DE 1989,** por la que se determinan los métodos de caracterización de los residuos tóxicos y peligrosos. Boletín Oficial del Estado 1989, 270: 35216 – 35222.
- ORDEN DE 26 DE OCTUBRE DE 1993,** sobre utilización de los lodos de depuradora en el sector agrario. Boletín Oficial del Estado 1993, 265: 31073 – 31076.
- ORDEN DE 28 DE MAYO DE 1998,** sobre fertilizantes y afines. Boletín Oficial del Estado 1998, 131: 18028 – 18078.
- ORDEN MAM/304/2002,** de 8 de febrero, por la que se publica las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. Boletín Oficial del Estado 2002, 43: 6494 – 6515.
- ORTEGA E., GALLARDO, LARA F. y NOGALES R. 1985.** Repercusión de un compost de basura urbana sobre la disponibilidad de P, Na, K, Ca, y Mg en suelos. *Ars Pharmaceutica*, 26: 89 – 99.
- OSORIO, F., TORRES, J.C. y SÁNCHEZ, M. 2010.** Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes. Aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales. Ediciones Díaz de Santos. Madrid.
- OTERO, M., ESTEFANELL, G. y TRIGO, E. 1992.** Conservación de los recursos naturales, medio ambiente y comercio internacional. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- PAGLIAI, M., GUIDI G., LA MARCA, M., GIACHETTI, M., y LUCAMANTE, G. 1981.** Effects of sewage sludges and compost on soil porosity and aggregation. *Journal of Environmental Quality*, 10: 556 – 561.
- PARR, J.F., PAPENDIC, R.I., HORNIC, S.B. y COLACICCO, D. 1989.** Use of Organic Amendment for Increasing the Productivity of Arid Lands Arid Soil Res. *Rehab.* 3, 149 – 170.
- PASCUAL, J., 1995.** Efectividad de los residuos orgánicos urbanos en la mejora de la calidad de suelos áridos: aspectos biológicos y bioquímicos. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- PASCUAL, J.A., GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, M.T., MORENO, J.L., ROS, M., 2000.** Soil microbial activity as a biomarkers of degradation and remediation processes. *Soil Biology & Biochemistry*, 28: 1877 – 1883.
- PASCUAL, J.A., NASEBY, D.C., y LYNCH, J.M. 2000.** Effect of biocontrol strains of *Trichoderma* on plant growth, *Pythium Ultimum* population, soil microbial communities and soil enzyme activities. *Journal of Applied Microbiology*, 88: 161 – 169.
- PEPPER I. L., BROOKS J. P., y CHARLES P. G. 2006.** Pathogens in biosolids. *Advances in Agronomy*, 90: 1 – 41.
- PERA, A., VALLINI, G., SIRENO, Y., BIANCHINI, M.L. y DE BERTOLDI, M. 1983.** Effects of organic matter on rhizosphere organism and root development of sorgham plants in two different soils. *Plant and Soil*, 74: 3 – 18.
- PÉREZ, G. 1999.** Obtención de ladrillos acumuladores de calor a partir de lodos rojos. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- PÉREZ, A.L. 2009.** Bases Edafológicas para la Correcta Utilización de un Compost de Lodos de Aguas Residuales Urbanas, como Enmienda Orgánica. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

- PÉREZ-GARCÍA, V., IGLESIAS-JIMÉNEZ, F. y FERNÁNDEZ FALCÓN, M.T. 1986.** The agronomic value of the sewage sludge of Tenerife. Physico-chemical characteristics of the refuse sludge compost and related products. *Biological wastes*, 17: 141 – 152.
- PERUCCI, P. 1990.** Effect of the addition of municipal solid-waste compost on microbial biomass and enzyme activities in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 10: 221 – 226.
- PLAN NACIONAL INTEGRADO DE RESIDUOS 2008 – 2015.** Aprobado por el Consejo de Ministros de 26/12/2008.
- POMARES F. y PRATT P.F. 1979.** Efectos del estiércol y lodo de alcantarillado en algunas propiedades químicas del suelo. *Anales del INIA. Serie: General*, 6: 97 – 111.
- PORTAL, D. 1986.** Génesis, evolución enzimática y potencial agrícola de un lodo industrial específico. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid.
- POWLSON, D.S., BROOKES, P.C., y CHISTENSEN, B.T. 1987.** Measurement of soil microbial biomass provides and early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology & Biochemistry*, 19: 159 – 164.
- REAL DECRETO 261/1996**, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Boletín Oficial del Estado 1996, 61: 9734 – 9737.
- REAL DECRETO 952/1997**, de 20 de junio de 1997, por al que se modifica el Reglamento que ejecuta la Ley 20/1986 de 14 de mayo, básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos. Boletín Oficial del Estado 1997, 160: 20871 – 20880.
- REAL DECRETO 1481/2001**, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito a vertedero. Boletín Oficial del Estado 2001, 25: 3507 – 3521.
- REAL DECRETO 653/2003**, de 30 de mayo, sobre incineración de residuos. Boletín Oficial del Estado 2003, 142: 22966 – 22980.
- REAL DECRETO 506/2013**, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. Boletín Oficial del Estado 2013, 164: 51119 – 51207.
- RIBO, J.M. y KAISER, K.L.E. 1987.** *Photobacterium phosphoreus* toxicity bioassay, I. Test procedures and applications. *Toxicity Assessment*, 2: 305 – 323.
- ROBERT, L.J. y WINKLER, M.A. 1991.** Sludge Parasites and Other Pathogens. Ellis Hoorwood LTD.
- RODRIGUEZ, S. 2007.** Crecimiento del arbolado, producción de pasto y efectos edáficos en sistemas silvopastorales fertilizados con lodos de depuradora: Efecto residual. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- ROMERO, A. 2002.** La erosión en la Región de Murcia. Servicio de publicaciones de la Universidad de Murcia.
- ROMERO, P.M. 2011.** Caracterización de la actividad de lodos de digestión anaerobia y su influencia sobre la reducción de producción de lodos. Proyecto fin de Master. Universidad de Cádiz.
- RÖNNPAGEL, K., JANSSEN, E.W. y AHLF, W. 1998.** Asking for the Indicator Function of Bioassays Evaluating Soil Contamination: Are Bioassay Results Reasonable Surrogates of Effects on Soil Microflora?. *Chemosphere*, 36: 1291 – 1304.
- ROS, M. 1998.** Adición de la fracción orgánica contenida en los residuos sólidos urbanos a suelos semiáridos como estrategia para su rehabilitación: bioindicadores de su calidad biológica. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad de Madrid.

- ROSS, A.D. y MACARTHUR E. 1991.** "Biosoil Project - Sewage Sludge to Agricultural Land". Volume 1. Sept. 1989 - March 1991. Eds: NSW Agriculture & Fisheries.
- ROSS, D.J.K., TATE, R., CAIRNS, A., MEYRICK, K.F. y PARSIC, E.A. 1982.** Restoration of pasture after topsoil removal: effect of soil carbon and nitrogen mineralization, microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry*, 14: 575 – 581.
- ROSS, S.M. 1994.** "Toxic Metals in Soil-Plant Systems". Ed: Ross, S.M. John Wiley & Sons; Chichester, New York.
- RUBINOS, D. 2008.** Utilización de lodos rojos de bauxita en la contención e inactivación de residuos tóxicos y peligrosos. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- SAMSÖE-PETERSEN, L. 2003.** Organic Contaminants in Sewage Sludge. Review of studies regarding occurrence and risks in relation to the application of sewage sludge to agricultural soil. DHI Water & Environment, Copenhagen.
- SÁNCHEZ, L.O., SANDOVAL, L., PIÑA, M. y MONTELLANO, LETICIA. 2000.** Evaluación de la resistencia específica a la filtración y porcentaje de humedad en la deshidratabilidad de lodos de plantas potabilizadoras. En: Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales; AIDIS. Ciencia y conciencia compromiso nacional con el medio ambiente: memorias técnicas. México, D.F.
- SÁNCHEZ MORAN, M.E. 2002.** Influencia de la aplicación de lodos en la degradación de pesticidas. Trabajo de investigación. Universidad de León.
- SANZ, A. 2010.** Ammonia Emission from Fertiliser Application: Quantification Techniques and Mitigation Strategies. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- SCHNITZER, M. y GUPTA, U.C. 1965.** Determination of acidity in soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 29: 400 – 405.
- SENESI, N. y SPOSITO, G. 1984.** Residual copper (II) complexes in purified soil and sewage sludge fulvic acids: an electron spin resonance study. *Soil Science Society of America Journal*, 48: 1247 – 1253.
- SENESI, N. 1989.** Composted materials as organic fertilizers. *The Science of the Total Environment*, 81/82: 143 – 156.
- SEOÁNEZ, M. 2000.** Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos. Ediciones Mundi-prensa.
- SILVIERA, D.J. y SOMMERS, J.E. 1977.** Extractability of Copper, Zinc, Cadmium, and Lead in Soils Incubated with Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality*, 6: 47 – 52.
- SINGH, V.P. 2005.** Metal toxicity and tolerance in plants and animals. Eds: Sarup & Sons. New Delhi.
- SKUJINS, J. 1978.** History of Abiotic Soils Enzyme Research. *En: Soil Enzymes*. Ed.: Burns, R.G., Academic Press, London.
- SMITH, S.R. 1996.** Agricultural Recycling of Sewage Sludge and the Environment. CAB International. United Kingdom.
- SMITH, S.R. 2009.** Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 367: 4005 – 4041.
- SMITH, J.L. y DORAN, J.W. 1996.** Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. En: Methods for assessing soil quality. Eds: JW Doran & AJ Jones. SSSA Special Publication N° 49. Madison, Wisconsin, USA.

- SCHONEWILLE J.T., KLOOSTER, A.T., VAN, T., WOUTERSE H. y BEYNEN A.C. 2000. Time courses plasma magnesium concentrations and urinary magnesium excretion in cows subjected to acute changes in potassium intake. *Veterinary – Quarterly*, 22(3): 136 – 140.
- SOTELO, C.E., IGLESIAS, M.C. Y DÍAZ, I. 2004. Actividad Respiratoria en la producción de vermicompuesto a partir de residuos domiciliarios y diferentes absorbentes. Comunicaciones científicas y tecnológicas. Resumen A – 061. Universidad Nacional del Nordeste. Argentina.
- SPINOSA, L., AYOL, A., BAUDEZ, J.C., CANZIANI, R., JENICEK, P., LEONARD, A., RULKENS, W., XU, G. y VAN DIJK, L. 2011. Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management. *Water* 2011, 3(2): 702 – 717.
- SPOTSWOOD, A. y RAYMER, M. 1973. Some aspects of sludge disposal on agricultural land. *Water Pollution Control*, 72 (1): 71 – 77.
- SPRINGER, 2011. Dealing with contaminated sites: From Theory towards Practical Application. Ed: Frank A. Swartjes. Netherlands.
- TERMAN, G. y MAYS, D. 1973. Utilization of municipal solid waste compost: research results at Muscle Shoals, Alabama. *Compost Science*, 14: 18 – 89.
- TEUBER, N, ALFARO, M., SALAZAR. F., y BUSTOS, C. 2005. Sea salmon sludge as fertilizer: effects on a volcanic soil and annual ryegrass yield and quality. *Soil Use and Management*, 21: 432 – 434.
- TREVORS, J.T. 1986. Bacterial growth and activity as indicators of toxicity. Toxicity Testing Using Microorganisms. Eds.: G. Bitton and B.J. Dutka. CRC Press. Boca Ratón. Florida.
- TSADILAS, C.D., MATSI, T.H., BARBAYIANNIS, N. y DIMOYIANNIS, D. 1995. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. *Common Soil Science and Plant Analysis*, 26: 2603 – 2619.
- TSANG, K.R. y VESILIND, P.A. 1990. Moisture Distribution in Sludges. *Water Science Technology*, 22 (12), 135 – 142.
- VARNERO M.T., ROJAS, C. Y ORELLANA R. 2007. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 7(1): 28 – 37.
- VENGLOVSKY J., MARTINEZ J., y PLACHA I. 2006. Hygienic and ecological risks connected with utilization of animal manures and biosolids in agriculture. *Livestock Science*, 102 (3): 197 - 203.
- VERON, R., MICELI, G. e IGLESIAS M. 2002. Experiencia de manejo del compostaje de residuos domiciliarios para su utilización en lombricultura. Comunicación de la Cátedra de Microbiología Agrícola. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste. Argentina.
- VIDAL, J.L. 2003. Dinámica del potasio en el suelo y su requerimiento por los cultivos. Proyecto de Investigación. México.
- VILLAR, M.C., PETRIKOVA, V., DIAZ-RABINA, M. y CARBALLAS, T. 2004. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. *Geoderma*, 122: 73 – 82.
- VON MERSI, W. y SCHINNER, F. 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodinitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils*, 11: 216 – 220.
- WUANA, R.A. y OKIEIMEN, F.E. 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *International Scholarly Research Network*, 2011: 402 – 467.

- WHIPKER, B.E. y ALLEN HAMMER, P. 1997. Nutrient Uptake in Poinsettia during Different Stages of Physiological Development. *Journal of American Society Horticultural Science*, 122(4): 565 – 573.
- WONG, J. W. C. AND LAI, K. M. 1996. Effect of an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. *Biology and Fertility Soils*, 23: 420 – 424.
- ZHENGPING, W., VAN CLEEMPUT, O., DEMEYER, P. y BAERT, L. 1991. Effect of urease inhibitors on urea hydrolysis and ammonia volatilization. *Biology and Fertility of Soils*, 11: 43 - 47.
- ZOVKO, M. Y ROMIC, M. 2011. Soil Contamination by Trace Metals: Geochemical Behaviour as an Element of Risk Assessment, *En: "Earth and Environmental Sciences"*. Ed.: Dr. Imran Ahmad Dar.
- ZUCCONI, F., PERAM, A., FORTE, M. y DE BERTOLIDI, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22: 54 - 56.
- ZUCCONI, F., PERA, A., FORTE, M., DE BERTOLI, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: "Composting of Agricultural and Other Wastes". Ed.: Gasser, J.K.R.London.
- ZUFIAURRE, R., OLIVAR, A., CHAMORRO, P., NERN, C. y CALLIZO, A. 1998. Speciation of metals in sewage sludge for agricultural uses. *Analyst*, 123: 255 – 259.

ANEXO.

ANEXO I.

FICHAS DE LAS ESTACIONES
DEPURADORAS DE AGUAS
RESIDUALES DE LA COMUNIDAD
AUTÓNOMA DE LA REGIÓN DE
MURCIA.



Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. ABARÁN



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2002
- Caudal de diseño (m³/d): 4.500
- Población equivalente (hab-eq): 30.000
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 641.090

Y: 4.229.000

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

Recibe las aguas residuales de Abarán por bombeo.

EBAR Abarán: 4uds, pot: 54Kw c.u.

PRETRATAMIENTO

- Desbaste: 2 ud; 25 mm c.u. y tamizado: 2ud; 3mm c.u.
- Desarenado y desengrasado: 2ud; vol: 828 m³ c.u.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada: 2uds con zonas anóxicas y recirculación interna, vol: 6.624m³.
- Aportación de aire: 3 uds; q: 3.250 m³/h c.u.
- Nitrificación-desnitrificación

DECANTACIÓN SECUNDARIA

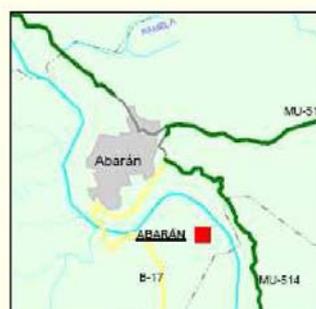
- Decantadores circulares: Ø 17 m; 2ud; vol; 794 m³ c.u.

DESINFECCIÓN

- Hipoclorito sódico en laberinto de cloración: vol:16 m³

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad: Ø: 9.96m; vol: 266 m³
- Deshidratación centrifuga: q: 12m³/h
- Desodorización con carbón activo; vol: 3.61m³





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. AGUILAS



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2001
- Caudal de diseño (m³/día): 12.000
- Población equivalente (hab-eq): 86.667
- Tipo: Fangos activos convencional

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 625.700

Y: 4.142.940

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales del término municipal de **Aguilas** mediante:

Casco urbano y zona Sur: EBAR Matadero; 4uds

Calabardina y zona Este: EBAR Intermedio; 3uds

PRETRATAMIENTO

- Desbaste y tamizado
- Desarenado-desengrasado

DECANTACIÓN PRIMARIA

- Decantador circular: 2uds; Ø: 22m

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Sistema convencional: 2uds reactores biológicos de mezcla completa
- Aireación mediante soplantes; 6uds
- Reactor biológico: 2uds; vol: 1.566m³ c.u.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantador circular: 2uds; Ø: 24m

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Coagulación/ Floculación
- Decantador/Floculador: 1ud; Ø: 15m
- Filtros abiertos de arena: 3uds; sup: 27,9m² c.u.

DESINFECCIÓN

- Hipoclorito sódico y canal de cloración
- Desinfección U.V.: 18 uds

LÍNEA DE FANGOS

- Digestor aerobio de fangos mixtos: 2 uds, vol: 2000m³ c.u.
- Espesador de gravedad para fangos digeridos: vol: 34 m³
- Deshidratación mediante centrifuga; 2ud; 8m²/h.
- Filtro banda; 1ud.
- Tolva de fangos: 1ud



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. ALCANTARILLA



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2001
 - Caudal de diseño (m³/d): 13.000
 - Población equivalente (hab-eq): 150.000
 - Tipo: Fangos activos, doble etapa
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)**
X: 654.600
Y: 4.199.250



DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Alcantarilla por bombeo.

EBAR: Voz Negra.: Elevación: (2+1)uds

PRETRATAMIENTO EN EBAR

- Desbaste: 2ud; 30mm
- Tamizado: 2ud; 3mm

PRETRATAMIENTO EN EDAR

- Desarenado y desengrasado: 2ud

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Etapa A: 2 líneas; vol: 500m³ c.u.
- Decantador circular: 2 uds; Ø: 24m; vol: 1764m³ c.u.
- Etapa B: 2 líneas; vol: 3.456m³ c.u.
- Decantadores circulares: 2uds; Ø: 26m; vol: 2.068m³ c.u.
- Aportación de aire: 2uds; 73kw cu. Q: 3655m³/h c.u. 2uds; 116kw c.u. Q: 5460/2130m³/h.

TRATAMIENTO TERCIARIO

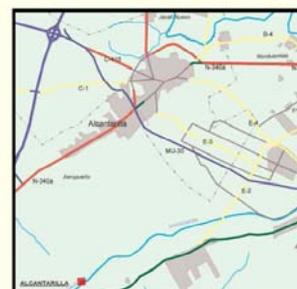
- Desinfección rayos UV: 144 uds
- Cloración.

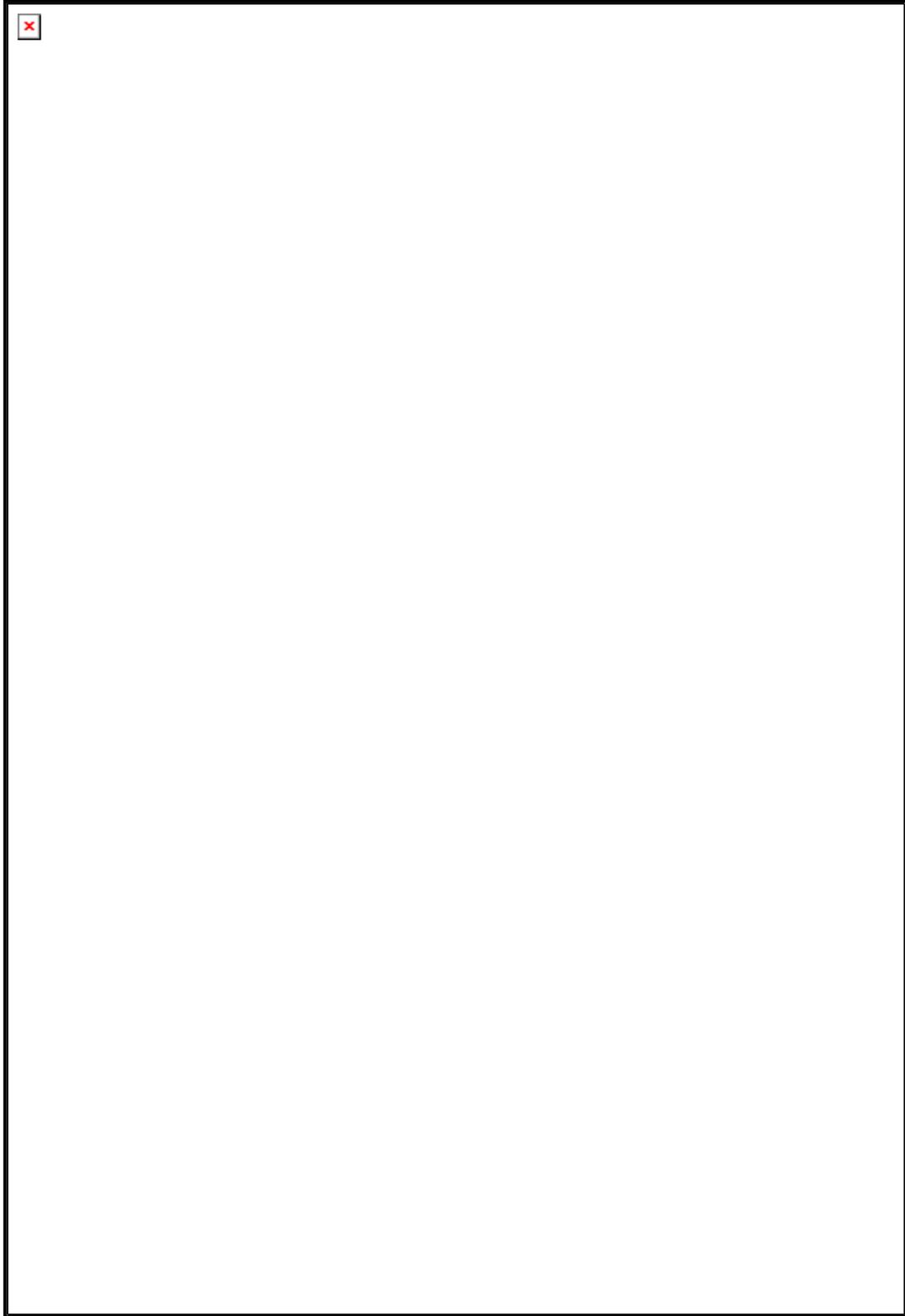
LÍNEA DE FANGOS

- Espesador de gravedad: Etapa A: Ø: 10m; vol: 158 m³
- Espesador de flotación: Etapa B: Ø: 8m; vol: 150m³
- Digestor anaerobio: vol: 3323 m³
- Deshidratación centrífuga: 2uds; Q: 6m³/h c.u.
- Tolva de almacenamiento de fangos.
- Desodorización química por carbón activo.

LÍNEA DE GAS

- Gasómetro de membrana vol: 340m³
- Sistema Heatmix para agitación de fango
- Antorcha







Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. ARCHENA



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2001
- Caudal de diseño (m³/d): 7.500
- Población equivalente (hab-eq): 62.500
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 649.140

Y: 4.218.570

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Archena por Bombeo y gravedad
EBAR La Algaída: uds, pot: 18.5Kw,
EBAR Archena: 3uds, (2+1) pot: 85Kw, Q: 684m³/h

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos
- Desbaste automático: 2uds, 50mm;
- Elevación a pretratamiento: 3+1, 400m³/h a 11 m.c.a.
- Desbaste de gruesos, impulsión La Algaída; 1ud; 50mm.
- Tamizado: 2 rototamices; 1mm
- Desarenado y desengrasado: 2 ud, sup: 74 m² vol: 185m³
- Tanque neutralización: 1ud; vol: 750m³

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada
- Aportación de aire: soplantes: 5uds; Q:3320 Nm³/h c.u.; Pot: 385kw
- Nitrificación-desnitrificación
- Reactor biológico: 2uds; vol: 6793.5m³ c.u.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 2uds, vol: 1.368 m³ c.u.

DESINFECCIÓN

- Desinfección por hipoclorito sódico.

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador de gravedad: vol: 424 m³ Ø: 11m, sup: 95m²
- Deshidratación: 2 centrifugas: Q: 8,9 m³/h
- Tolva de fangos: vol: 40m³
- Desodorización química



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. BENIEL



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2005
- Caudal de diseño (m³/d): 5.000
- Población equivalente (hab-eq): 54.166
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 676.410

Y: 4.211.440

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

PRETRATAMIENTO

- Cuchara bivalva de 150 l
- Desbaste de gruesos automático: 1ud, 50 mm
- Bombeo agua bruta : (3+1) bombas sumergibles Q:333 m³/h
- Desbaste: 2ud, 10 mm
- Tamizado con deshidratación y prensado de residuos: Rototamices autolimpiables: 2 uds ,1 mm
- Desarenado y desengrasado aireado con extracción y acondicionamiento de arenas y grasas: 2uds; vol: 87,5 m³
- Medida de caudal
- Aliviadero para regulación de caudales a tratamiento biológico

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada, 2 reactores tipo carrusel, vol.5771 m³ c.u.
- Aportación de aire: 2+1 soplantes de émbolos rotativos, pot: 180 Kw c.u., Q: 4.958 m³/h c.u.
- 2 Sondas medidoras de oxígeno
- Nitrificación-desnitrificación

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantación secundaria: 2uds; Ø: 20m;

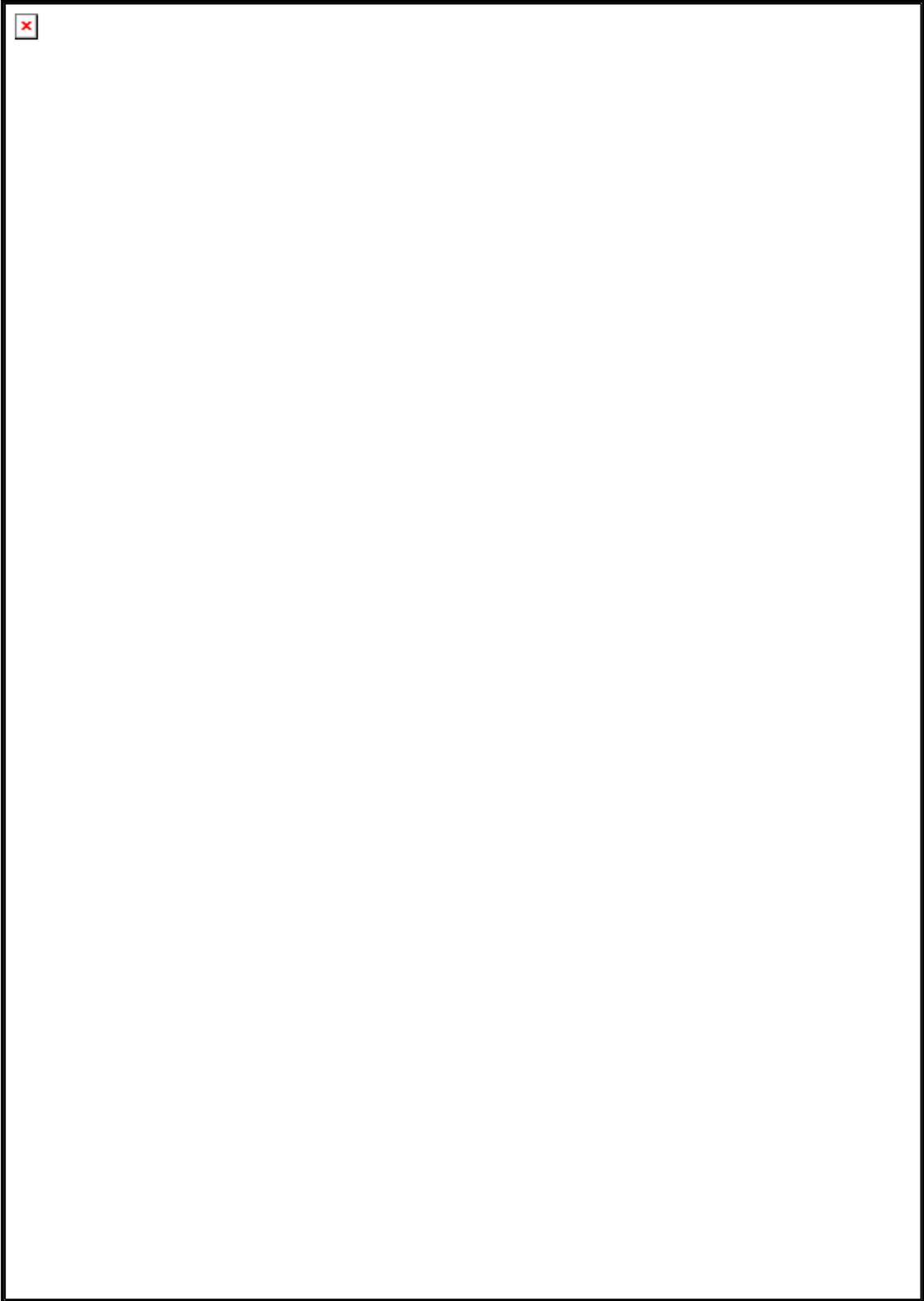
TRATAMIENTO TERCIARIO

- Cámara de mezcla vol:62,5 m³
- Decantación lamelar: 1uds; sup:6.5x6.5 m²
- Filtración sobre silex: 2 uds, sup:5x8 m²
- Desinfección U.V:

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad: 1ud; Ø: 10m; vol: 274,89m³, sup: 78.54m²
- Deshidratación mediante centrifugas: 2uds; Q: 8m³/h c.u.
- Desodorización, torres de absorción: 2uds

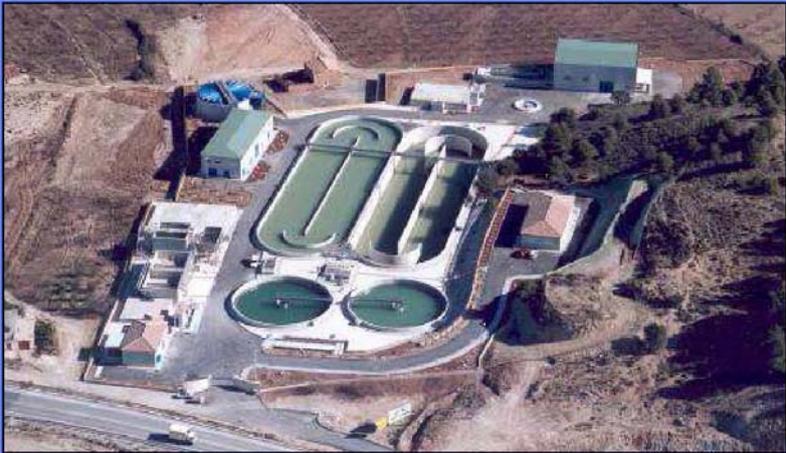






Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. CARAVACA DE LA CRUZ



DATOS TÉCNICOS

<ul style="list-style-type: none"> • Año de Construcción: 2.004 • Caudal de diseño (m³/d): 8.000 • Población equivalente (hab-eq): 85.000 • Tipo: Aireación prolongada 	<p>Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)</p> <p>X: 603.330</p> <p>Y: 4.219.000</p>
--	--

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Noguercas, Archivel, Barranda, Benablón, Polígono Industrial de Cavila y Caravaca mediante 2 bombeos en serie;

E.B.AR. Benablón (3 uds de 9 Kw/ud)
E.B.A.R Caravaca (4 uds de 30 Kw/ud)

PRETRATAMIENTO

- Desbaste: 3ud, 10mm
- Tamizado: 2ud, 1mm
- Desarenador y desengrasador: 2uds
- Soplantes: 3uds

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Tratamiento biológico mediante aireación prolongada tipo carrusel
- Nitrificación-desnitrificación
- Selector anoxico
- Reactor biológico: 2uds, vol: 9.420m³/c.u.
- Soplantes: 3uds, Pot: 250Kw/ud
- Eliminación biológica de fósforo.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 2 uds; Ø= 24m

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Pozo de laminación
- Bombeo: 2uds
- Cámara de mezcla: 1ud
- Cámara de floculación: 1ud
- Decantación lamelar: 2uds
- Filtros abiertos con lecho de arena: 2uds
- Desinfección de U.V. lamp: 60uds

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad: Ø: 16m; vol: 363m³
- Deshidratación por centrifugas: 2uds; Q:10m³/h c.u. Pot: 30Kw/ud
- Tolva de fangos: vol: 30m³
- Desodorización química.








ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. CABEZO-BEAZA



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2001
- Caudal de diseño (m³/d): 35.000
- Población equivalente (hab-eq): 379.167
- Tipo: Fangos activos convencional

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 680.810
Y: 4.167.065

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LINEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de:
Cartagena: EBAR Barrio Peral; 6uds
P.I. Cabezo-Beaza EBAR Polígono II; 6uds

PRETRATAMIENTO

- Desbaste y tamizado
- Desarenado y desengrasado

DECANTACIÓN PRIMARIA

- Decantadores circulares: 2uds, sup: 707 m², ø: 30 m c.u.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Reactores biológicos de flujo pistón con zona anóxica en cabecera y recirculación interna: 2uds, vol: 8.100m³ c.u.
- Aireación mediante soplantes; 5uds, Q: 5.000 Nm³/h c.u.
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 2uds, sup: 1.257 m², ø: 40m c.u.

DESINFECCIÓN

- Hipoclorito sódico

COGENERACIÓN

- Motores de biogas: 2uds, pot: 240 Kw c.u.

LINEA DE FANGOS

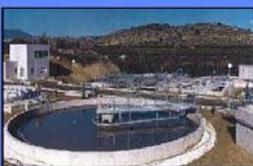
- Fangos primarios, espesador por gravedad: ø: 13m
- Fangos biológicos, espesador por flotación: ø: 13m
- Digestores anaerobios: 2uds, vol: 6.994m³
- Fangos digeridos espesadores por gravedad: 2uds ø: 13m
- Deshidratación por centrifugas: 3uds, Q: 14 m³/h c.u.
- Desodorización por vía química

LINEA DE GAS

- Gasómetro esféricos de doble membrana: 2uds, vol: 1.040m³
- Antorcha de quemado de gas en exceso de 459 Nm³/h.



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. CEHEGIN



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2001
- Caudal de diseño (m³/día): 7.020
- Población equivalente (hab-eq): 58.500
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 606.220
Y: 4.218.275

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Cehegin por gravedad

PRETRATAMIENTO

- Desbaste: 3ud
- Tamizado: 3uds
- Desarenado y desengrasado

DECANTACIÓN PRIMARIO

- Decantación primaria: 2uds;
sup: 23,56 m², Ø:15m

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada: 8uds
- Reactor biológico: 2 líneas; 4 ud, vol: 1.324m³ c.u.
- Nitrificación-desnitrificación

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantación secundaria: 2uds;
sup: 29,84 m², Ø:19 m

DESINFECCIÓN

- Hipoclorito sódico y canal de cloración:

LÍNEA DE FANGOS

- Digestión aerobia, vol: 2.204 m³
- Espesador por gravedad: Ø: 10 m 78,54 m²
- Deshidratación mediante centrifuga: 2 ud; Q:10m³/h
- Desodorización química y carbón activo
- Almacenamiento de fango



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. CEUTÍ



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2006
- Caudal de diseño (m³/día): 8.000
- Población equivalente (hab-eq): 87.000
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 652.655
Y: 4.215.400

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

PRETRATAMIENTO

- Reja de predesbaste automática, 10 mm
- Bombeo de agua bruta: 3+1 q: 540 m³/h.
- Desarenado-desengrasado: 2 uds de 19x3 m².
- Tanque neutralización vol: 800 m³;

TRATAMIENTO BIOLÓGICO.

- Aireación prolongada mediante reactores biológicos tipo carrusel: 2 uds de 7.654 m³.
- Aportación de aire (3+1) soplantes trilobulares q: 5.000 m³/h y difusores.
- Aceleradores de corriente, 8 uds, pot:5 Kw.
- Eliminación vía biológica de fósforo.
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 2 ud, Φ: 23 m,

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Cámara de mezcla y floculación: 2 uds; vol: 9 m³ c.u.;
- Decantación lamelar : 2 uds 50 m² c.u
- Dosificación de sulfato de aluminio/ polielectrolito.
- Filtros de anillas de 25µm: 4 líneas, 10 bancadas/línea, 3 cartuchos/bancada.
- Desinfección mediante hipoclorito sódico.
- Desinfección ultravioleta.

LÍNEA DE FANGOS

- Recirculación: Bombas sumergibles de 258 m³/h
- Exceso: 1+1 Bombas sumergibles de 185 m³/h
- Espesamiento de fangos biológicos: 1 ud. De Φ: 14 m.
- Bombeo de fangos a deshidratación: 2+1 bombas tornillo helicoidal de 3 Kw, 8-15 m³/h; 2 medidores electromagnéticos de caudal.
- Deshidratación por centrifugas: 2 uds q:14 m³/h.
- Dosificación de polielectrolito
- Tolva de fangos: vol: 60 m³
- Desodorización: 2 torres de lavado de Φ 2.500 mm.





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES. CIEZA



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2001
- Caudal de diseño (m³/día): 10.000
- Población equivalente (hab-eq): 83.300
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 639.440

Y: 4.234.440

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Cieza por Bombeo

EBAR Cieza: 6uds, (3+3)

PRETRATAMIENTO EN EBAR

- Pozo de gruesos, elevación a pretratamiento: 3uds, q: 760m³, pot: 20kw
- Desbaste: 2uds; 50mm
- Tamizado: 2uds; 2mm
- Desarenado y desengrasado; 2 uds; vol: 66m³ c.u.
- Tanque neutralización: vol: 861m³
- Bombeo a EDAR ; 3uds; 160kw cu; q: 500/630 m³/h

TRATAMIENTO BIOLÓGICO EN EDAR

- Aireación prolongada: 2 líneas tipo carrusel
- Aportación de aire: soplantes y difusores; (2+1R) uds; Q: 9000 m³/h; 250 kw c.u.
- Reactor biológico: 2uds; vol: 8.929m³
- Nitrificación-desnitrificación

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 2uds; vol: 1.808m³; Ø: 19m, sup: 452m² c.u.

DESINFECCIÓN

- Hipoclorito sódico y canal de cloración.

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad; vol: 950m³
- Deshidratación por centrifugas: 2uds; q: 14m³/h c.u.; pot: 30kw c.u.
- Tolva de almacén de fangos: vol: 55m³
- Desodorización por carbón activo





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. EL RAAL



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 1977 Ampliación: 1985
 - Caudal de diseño (m³/día): 4200
 - Población equivalente (hab-**eq**): 28.000
 - Tipo: Aireación prolongada
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)
X: 673.510
Y: 4.213.052

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Raal por gravedad

PRETRATAMIENTO

- Tamizado: 1ud; 2mm
- Desbaste: 1ud; 50mm.
- Bombeo al Reactor: 2uds; pot: 5.5kw, Q:120 m³/h y 1 ud; pot: 9,2 Kw y Q:85 m³/h

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada: 6uds; pot: 7.5Kw 4 turbinas en estabilización y 2 en contacto sumergible
- Reactor biológico: 2ud; vol: 1160m³ c.u.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantador rectangular : 1ud, vol: 570m³; sup: 250m²

DESINFECCIÓN

- Canal de cloración: vol: 183m³

LÍNEA DE FANGOS

- Digestión aerobia: vol: 1575m³
- Eras de secado: 10uds; sup. total: 950m²





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. JUMILLA



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2007
- Caudal de diseño (m³/día): 12.000
- Población equivalente (hab-eq): 140.000
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 645.505
Y: 4.256.230

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos
- Predesbaste: 1 uds, 100 mm
- Pozo de bombeo: (3+1) uds, pot: 55 kw, q: 850 m³/h;
- Desbaste de gruesos; 2 uds automáticas, 12 mm; 1 ud manual, 12 mm.
- Desbaste de finos: 2 uds, 3 mm
- Desarenado y desengrasado; 2 uds. Soplangtes: (2+1) uds. Difusores: 54 uds.
- Cámara de homogeneización. Agitadores: 2 uds.
- Cámara anóxica. Agitadores: 2 uds.
- Regulación de pH

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Reactores biológicos aireados, 2 uds.
- Aportación de aire; (3+1) soplangtes, pot: 250 kw c/u; Q: 7.900 m³/h/ud y 1.586 difusores/reactor.
- 2 Aceleradores de flujo por línea. Pot: 4 Kw.
- Eliminación de fósforo: Sulfato de alúmina.
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores: 2 uds de $\Phi=28$ m.

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Depósito de laminación y bombeo a terciario: (2+1)uds, pot: 16 kw, Q: 400 m³/h;
- Cámara de mezcla: 1 ud.
- Cámara de floculación: 1 ud.
- Decantador lamelar: 2 uds para tratar 800 m³/h.
- Filtros de arena: 4 uds. Limpieza de filtros: Bombas (2+1)uds, pot: 22 kw, q: 500 m³/h. Soplangtes (1+1)uds, pot: 55 kw, q: 2.200 m³/h

- Desinfección ultravioleta en tubería para tratar 800 m³/h: 2 equipos en línea con 8 lámparas/ud. Limpieza automática.
- Equipo de dosificación de reactivos

DESINFECCIÓN

- Cámara de cloración
- Equipo de dosificación: hipoclorito sódico
- Depósito de almacenamiento

SALIDA DE AGUA TRATADA

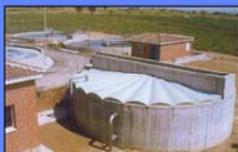
- Bombeo agua tratada a Rambla del Judío: (1+1)uds, pot: 30 kw, Q: 500 m³/h

LÍNEA DE FANGOS

- Recirculación:(2+1) Bombas: q: 390 m³/h, pot: 16 kw c/u
- Fangos en exceso:(1+1) Bombas, q: 130 m³/h, pot: 11 kw
- Espesador por gravedad de $\Phi=18$ m.
- Deshidratación: 2 centrifugas: 25 m³/h, pot: 66 kw c/u
- Tolva de almacenamiento: 80 m³
- Desodorización biológica: 340 m³ de biomasa de corteza de pino.



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. LA UNIÓN



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2002
 - Caudal de diseño (m³/día): 4.100
 - Población equivalente (hab-eq): 35.000
 - Tipo: Aireación prolongada
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)
 X: 686.530
 Y: 4.167.700

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de La Unión por gravedad

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos
- Cuchara bivalva
- Desbaste
- Bombeo de elevación; 4uds (3+1)
- Tamizado de fino: 2uds
- Desarenado y desengrasado
- Balsa homogenización

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada 2 uds tipo carrusel, vol: 2800 m³ c.u.
- Aireación mediante soplantes; 3 uds (2+1)
- Nitrificación-desnitrificación
- Eliminación via biológica de fósforo.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 2uds

TRATAMIENTO TERCIARIO

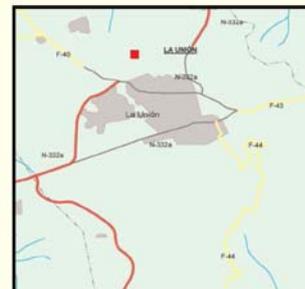
- Filtros de anillas

DESINFECCIÓN

- Hipoclorito sódico

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador de fangos por gravedad
- Deshidratación mediante centrífuga
- Tolva de fango deshidratado
- Desodorización por carbón activo



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. TORRES DE COTILLAS



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2007
 - Caudal de diseño (m³/día): 12.500
 - Población equivalente (hab-eq): 145.000
 - Tipo: Aireación prolongada
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)
X: 656.185
Y: 4.210.900

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos, vol: 38 m³
- Predesbaste: 50 mm.
- Bombeo: (4+1)uds, Q: 759m³/h, pot: 45 kw
- Desbaste, 2 rejas automáticas 10 mm, 1 reja manual 10 mm.
- Tamizado: 2 tamices de escalera; 3mm
- Desarenado y desengrasado; 2 uds de 14,00x4,00 m², H: 3,8 m, vol: 170 m³.
- Soplates: (2+1)uds, Q: 448 m³/h. Difusores: 45 uds/linea.
- Regulación de pH.

DESINFECCIÓN

- Cámara de cloración, vol: 338 m³
- Equipo de dosificación: hipoclorito sódico

LÍNEA DE FANGOS

- Recirculación:(2+1) Bombas, Q: 417 m³/h/u
- Fangos en exceso:(2+1) Bombas, Q: 160 m³/h/u
- Bombeo de grasas(1+1) uds, Q: 20 m³/h
- Espesador por gravedad de Ø18 m, H: 4,00 m.
- Deshidratación: 2 centrifugas: 25 m³/h
- Tolva de almacenamiento: 2 uds, vol: 50 m³/ud

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Cámara anaerobia, 2 uds, vol:1080 m³. Agitadores sumergibles.
- 2 reactores de 14.972 m³ c/u; canal de oxidación
- Aportación de aire; (3+1) soplates, q: 6.667 Nm³/h c.u. y 2.112 difusores/reactor.
- Aceleradores de flujo, 4 uds/linea
- Eliminación de fósforo: Sulfato de alúmina.
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores: 2 uds de Ø31 m, 3,5 m de altura, sup:755 m²/ud, vol:3.032 m³/ud.

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Cámara de mezcla: 2 uds, vol: 16,8 m³ c/u.
- Cámara de floculación: 2uds, vol:142 m³ c/u.
- Filtros de arena, 4 uds, sup: 60 m²/ud.
- Desinfección por rayos UV: 1 canal, 3 banc/canal, 7 mód/banc, 8 lámp./mód, 0,25 kw/lámp.
- Equipo de dosificación de reactivos



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. LORCA- LA HOYA



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 1999
 - Caudal de diseño (m³/día): 20.000
 - Población equivalente (hab-eq): 216.600
 - Tipo: Fangos activos de doble etapa
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)
X: 623.000
Y: 4.172.140

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de:
Lorca, por gravedad
La Hoya; 2uds, Q: 50m³/h a 21 m.c.a.

PRETRATAMIENTO

- Bombeo a pretratamiento; 4uds (3+1)
- Desbaste: 3uds
- Tamizado: 2uds
- Desarenado y desengrasado; 2uds
- Desodorización por vía química

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Etapa A: reactores de mezcla completa: 2uds; vol: 878m³ c.u. Decantadores circulares: 2 uds, ø 23m.
- Etapa B: reactores con zona anóxica en cabecera: 2uds, vol: 4.485m³. Decantadores circulares: 2uds, ø: 30m
- Aireación mediante solplantes: 4uds (3+ 1R)
- Nitrificación-desnitrificación.

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Desinfección de rayos U.V: 144 uds

LÍNEA DE FANGOS

- Etapa A: Espesador por gravedad; ø 13m; sup: 133m²
- Etapa B: Espesador por flotación; ø 11m; sup: 95m²
- Digestor anaerobio para fangos mixtos: vol: 6.079 m³
- Centrifugas: 2uds, Q: 17,75 m³/h c.u.
- Tolva de fangos digeridos
- Desodorización por vía química

LÍNEA DE GAS

- Gasómetro de membrana: 1ud, Q: 1.040 m³
- Sistema Heatmix para agitación de fango
- Antorcha de quemado

COGENERACIÓN

- Motor de biogas de 530 Kw
- Sistema de recuperación de calor de gases de escape y camisas del motor.



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES LORQUÍ



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2006
- Caudal de diseño (m³/día): 5.000
- Población equivalente (hab-eq): 54.100
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 653.375
Y: 4.215.205

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

PRETRATAMIENTO

- Cuchara bivalva de 100 l
- Reja de predebaste manual 50 mm
- Elevación a pretratamiento: 2+1
Q: 520 m³/h
- Desbaste: 2+1 tamices rotativos
Q: 520 m³/h, 1mm
- Desarenado- Desengrasado: 2 uds de 4,5x4,5 m²
- Tanque neutralización, vol: 500 m³

TRATAMIENTO BIOLÓGICO.

- Aireación prolongada: 2 líneas carrusel
vol: 6.678 m³
- Aportación de aire: soplantes (2+1)
Q: 3600 m³/h y difusores de membrana
- Nitrificación- desnitrificación
- Dosificación sulfato alúmina.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 2 ud, Ø 18 m

TRATAMIENTO TERCIARIO

- 2+1 Bombas sumergibles de Q: 250 m³/h
- Cámara de mezcla y floculación:
vol: 16,9 m³
- Decantación lamelar- Densadeg de 25 m²
- Dosificación de sulfato de alúmina /polielectrolito
- Filtros de arena, 3 uds, sup: 16,8 m² c.u.
- Canal de cloración
- Desinfección ultravioleta: 3 bancadas,
5 módulos.

LÍNEA DE FANGOS

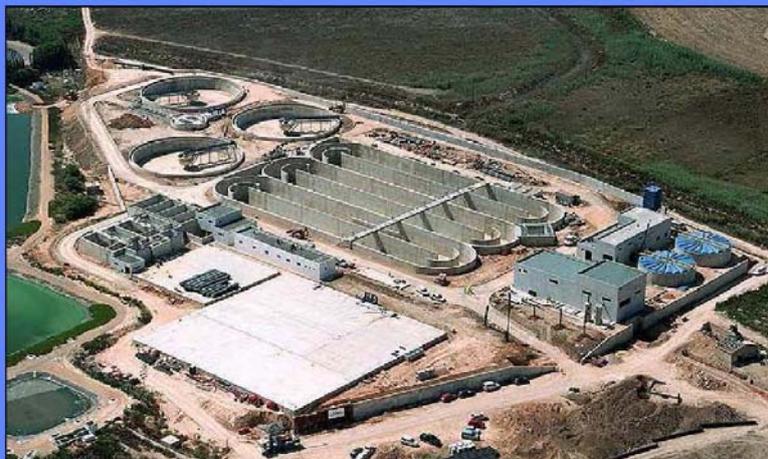
- Espesador de gravedad : 1 ud Ø = 10m
- Deshidratación: 2 uds centrifugas, Q: 9m³/h; 1 tornillo transportador de fangos de 3.5 m³/h
- Dosificación de polielectrolito: 1 ud de 2000 l
- Tolva de fangos de 30 m³
- Desodorización vía química: 1 ventilador de 6500 Nm³/h, 2 torres de 1200 mm de Ø





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. LOS ALCÁZARES



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2008
- Caudal de diseño (m³/día): 22.500
- Población equivalente (hab-eq): 120.000
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 686.430

Y: 4.179.265

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Término municipal de Los Alcázares a través de 3 bombeos:

Lo Vallejo; 3 pozos con 3uds por pozo
Las Lomas del Rame; 2uds
Polígono Industrial; 2uds

PRETRATAMIENTO EN EBAR

- Desbaste y tamizado: 3ud; 10 mm;

PRETRATAMIENTO

- Desbaste de gruesos: 2 uds automáticas, 20 mm; 1 ud manual, 20 mm.
- Desbaste de finos: 2 uds automáticas, 3 mm
- Bombeo vaciado tanque de tormentas: (2+1)uds, Q: 320 m³/h, 6,5 m.c.a.
- Desarenado y desengrasado; 2 uds de 12,00x4,50 m². Soplantes: (2+1)uds, Q: 450 m³/h. Difusores: 60 uds/linea.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Reactores biológicos tipo canal de oxidación, 3 uds, vol:9.900 m³.
- Aportación de aire: (3+1) soplantes, Q:6.200 m³/h y 1.584 difusores/reactor.
- Aceleradores de flujo, 2 uds/linea, pot: 4kw.
- Eliminación de fósforo: Policloruro de aluminio.
- Nitrificación-Desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores: 3 uds de Ø34 m.

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Depósito de laminación: 2 cámaras. Vol total: 3.000 m³.
- Bombeo a tratamiento terciario: (3+1)uds, Q: 375 m³/h
- Cámara de mezcla: 2 uds
- Cámara de floculación: 2 uds
- Decantador lamelar: 2 uds, 10,80 x 10,00 m²
- Filtros de arena: 4 uds, sup: 44,00 m² c/u.
- Desinfección por ultravioleta.
- Equipo de dosificación de reactivos

DESINFECCIÓN

- Cámara de cloración, vol: 570 m³
- Equipo de dosificación: hipoclorito sódico
- Depósito de almacenamiento

LÍNEA DE FANGOS

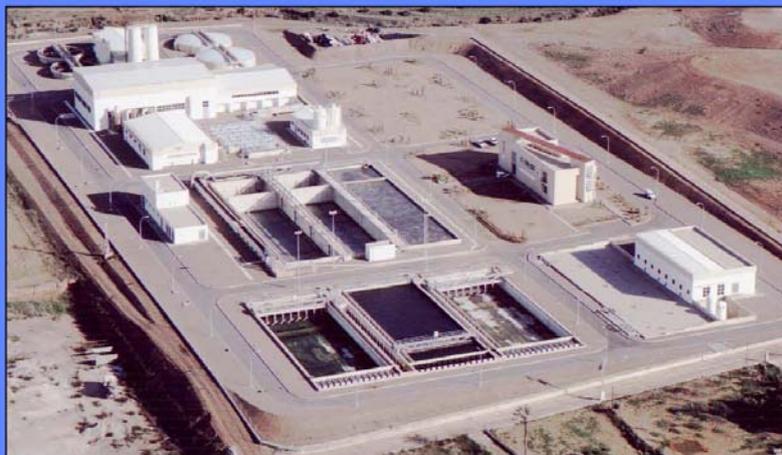
- Recirculación:(3+1) Bombas, Q: 315 m³/h
- Fangos en exceso:(2+1) Bombas, Q: 60 m³/h
- Espesador por gravedad: 2 uds, Ø15 m.
- Deshidratación: 2 centrifugas, q:27 m³/h
- Dosificación de polielectrolito
- Tolva de almacenamiento: 125 m³





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. MAR MENOR SUR



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 1998
 - Caudal de diseño (m³/d): 50.000
 - Población equivalente (hab-eq): 541.667
 - Tipo: Fangos activos convencional
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)
X: 700.500
Y: 4.166.300

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de La Manga : EBAR Cubanitos; 6uds
Urbanizaciones: EBAR Paraíso; 6uds

PRETRATAMIENTO

- Desbaste y tamizado
- Desarenado y desengrasado
- Desodorización por vía química

TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO

- Tanques de mezcla rápida: 2uds
- Adición de polielectrolito, cal, cloruro férrico
- Flocladores: 2uds

DECANTACIÓN PRIMARIA

- Decantadores lamelares: 3uds, sup: 95,2 m² c.u

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Reactores biológicos: 3uds, vol: 4.805m³ c.u
- Aireación mediante turbocompresores; 3uds, Q: 10.250 Nm³/h
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores rectangulares de succión: 3uds, sup: 1.000 m²

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad: 2 uds, ø: 19 m,
- Espesadores por flotación: 2uds, ø 13 m
- Deshidratación mediante centrifuga: 3uds, pot: 55 kw c.u.
- Desodorización por carbón activo
- Acondicionamiento químico del fango.



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. MAZARRÓN



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2002
 - Caudal de diseño (m³/día): 15.000
 - Población equivalente (hab-eq): 100.000
 - Tipo: Aireación prolongada
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)**
 X: 650.510
 Y: 4.160.655

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales del Puerto de Mazarrón mediante tres bombes:

- EBAR Las Salinas: 5uds, pot: 105 kw
- EBAR Bolnuevo: 3uds, pot: 55 kw
- EBAR El Alcolar: 2uds, pot: 22 kw

DESINFECCIÓN

- Canal de cloración
- Bancos de Rayos U.V: 192uds

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad: 1ud, Ø: 10m
- Espesador dinámico: 1ud, Q: 14 m³/h
- Depósito fangos espesados: 1ud, vol: 53m³.
- Deshidratación por centrifugas: 2uds, Q: 12m³/h c.u.
- Tolva de fangos deshidratados: 1ud, vol: 75 m³
- Desodorización química

PRETRATAMIENTO

- Desbaste de gruesos: 2uds
- Tamizado de finos: 4uds
- Desarenado-desengrasado: 2uds
- Bombeo a pretratamiento: 3uds
- Soplantes: 3uds
- Cámara de regulación del pH
- Desodorización química

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Cámara anaerobia: 3uds.
- Tratamiento biológico por fangos activos (baja carga) canal de oxidación: 3uds (2 para L. Salada y 1 para L. Dulce), vol: 6.924m³ c.u.
- Aireación mediante rotores superficiales: 3uds/línea, pot: 45 kw c.u.
- Eliminación vía biológica del fósforo
- Nitrificación-desnitrificación

DECANTACIÓN SECUNDARIA

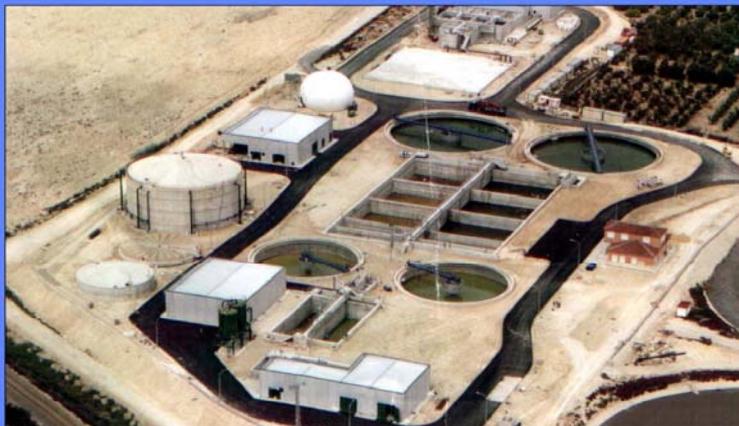
- Decantador circulares: 3uds, Ø: 25m (2 para L. Salada y 1 para L. Dulce)

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Cámara de mezcla y cámara de floculación
- Decantador lamelar
- Filtros de anillas: 2uds, paso 25µm



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. MOLINA NORTE



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2003
- Caudal de diseño (m³/día): 25.000
- Población equivalente (hab-eq): 292.000
- Tipo: Fangos activos de doble etapa

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 655.610
Y: 4.220.250

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de **Molina y pedanías** por bombeo y gravedad

EBAR La Ermita: 3 líneas con 2uds en serie: 6uds, pot: 132Kw, Q: 230l/s

PRETRATAMIENTO

- Cuchara bivalva, vol: 0.25m³
- Bombeo de agua bruta: 4uds, pot: 16.5kw, Q: 834m³/h c.u.
- Desbaste: 1ud, 20mm
- Tamizado: 2uds, 6mm y 3mm
- Desarenado y desengrasado: 2uds, vol: 4000m³
- Aportación de aire (compartido con el biológico)

TRATAMIENTO BIOLÓGICO, ETAPAS A Y B

- Cubas aireadas Etapa A: 2uds, vol: 1.750m³ c.u.
- Decantadores circulares: 2uds, Ø:26 m vol: 2.122m³, sup: 531m²
- Cubas aireadas Etapa A: 2uds, vol:6.000m³ c.u.
- Decantadores circulares: 2uds, Ø:35 m vol: 4.105m³, sup: 962m²
- Aportación de aire: 6uds, pot: 132kw, Q: 4.205Nm³/h

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Canal de mezcla: 2uds, vol: 13m³ c.u.
- Floculación: 2uds, vol: 260m³ c.u.
- Decantación lamelar: 2uds, sup: 145m², Q: 521m³/h
- Filtración sobre lechos de arena: 4uds, sup: 36m² c.u.

DESINFECCIÓN

- UV: 144uds, pot: 250w c.u.

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad : 1 ud, sup: 200m², vol: 24m³
- Digestor anaeróbico: 1ud, vol: 7.612m³
- Espesador dinámico: 1ud, Q: 80m³/h
- Centrifugas: 2uds, Q: 40m³/h
- Tolva de fangos: 2uds, vol: 60m³
- Desodorización química
- Pretratamiento de fangos a digestión : sonix

LÍNEA DE GAS

- Gasómetro de membrana: 1ud, vol: 2.150m³
- Antorcha de quemado

LÍNEA DE COGENERACIÓN

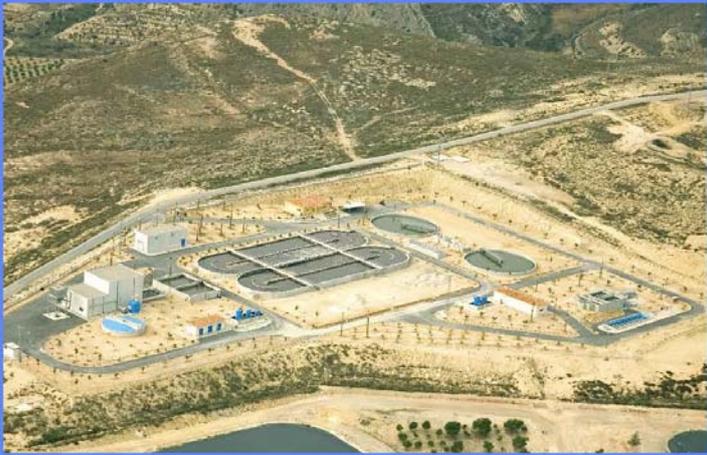
- Motor de biogas 760kw





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General de Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. MULA








DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2006
- Caudal de diseño (m³/día): 6.000
- Población equivalente (hab-eq): 65.000
- Tipo: aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 634.445
Y: 4.212.725

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Mula por bombeo

PRETRATAMIENTO EN EBAR

- Pozo de gruesos: 8,50 m³
- Desbaste: 2uds; 15 mm
- Tamizado: 2uds; 3 mm
- Balsa de regulación: 1ud, vol: 1.400m³.
- Bombeo: (3+3)uds, bombas sumergibles: 3uds, pot: 30kw, q: 70l/s; Bombas en seco, (2+1) uds, pot: 30kw (2uds) y 54kw (1ud), q: 115 l/s

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos: 12,50 m³
- Predebaste: 1 uds, 50 mm
- Pozo de bombeo: (2+1)uds, pot: 18,50kw, q: 300 m³/h;
- Desbaste de gruesos: 2 uds automáticas, 10 mm; 1 ud manual, 15 mm.
- Desbaste de finos: 2 uds, 1 mm
- Desarenado y desengrasado; 2 uds de 9,50x2,50 m². Soplantes: (1+1)uds, pot: 11 kw. Difusores: 30 uds/linea.
- Balsa de homogeneización: 600 m³.
- Agitadores: 2 uds, pot: 4,2kw.
- Regulación de pH

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada, 2 reactores de 7.071 m³ c/u.
- Aportación de aire; (2+1) soplantes, pot: 110 kw c/u y 660 difusores/reactor.
- Aceleradores de flujo, 4 uds por línea.
- Eliminación de fósforo mediante sulfato de alúmina.
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores: 2 uds de Φ24 m, h: 3 m.

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Cámara de mezcla: 2 uds, vol: 11,69 m³ c/u. Agitador: 2 uds, pot: 1,5 kw
- Cámara de floculación: 2 uds, vol: 55,57 m³ c/u. Agitador: 2 uds, pot: 0,25 kw.
- Decantador lamelar: 2 uds, vol: 83 m³ c/u.
- Filtración por membranas.
- Desinfección por rayos UVA: 1 canal, 3 bancadas/canal, 4 módulos/bancada, 8 lámparas /módulo, 0,25 kw/lámpara.
- Equipo de dosificación de reactivos

DESINFECCIÓN

- Cámara de cloración, vol: 210 m³
- Equipo de dosificación: hipoclorito sódico

LÍNEA DE FANGOS

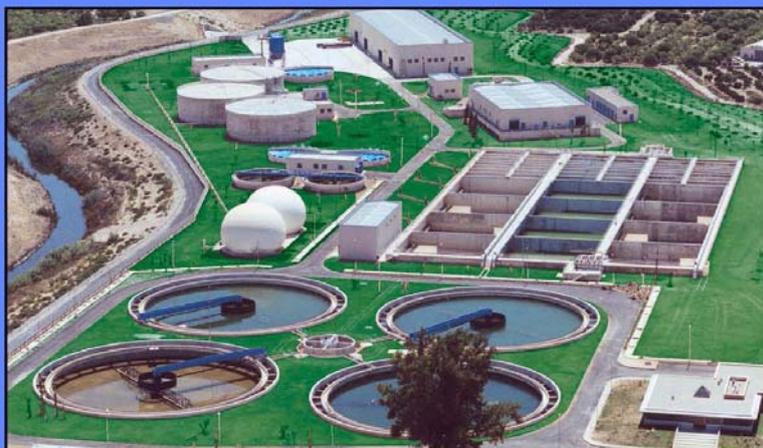
- Recirculación:(2+1) Bombas, pot: 4,08 kw c/u
- Fangos en exceso:(1+1) Bombas, pot: 3 kw c/u
- Espesador por gravedad de Φ: 13 m, h: 3,60 m.
- Deshidratación: 2 centrifugas: 11 m³/h
- Dosificación de polielectrolito
- Tolva de almacenamiento: 50 m³





Región de Murcia
Comercio de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. MURCIA ESTE



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2000
- Caudal de diseño (m³/día): 100.000
- Población equivalente (hab-eq): 833.000
- Tipo: Fangos Activos A-2-O

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 669.840
Y: 4.207.360

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de los núcleos urbanos del Valle del Segura desde la Contraparada hasta el Llano de Brujas.

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos: 2uds, vol: 163m³ y 131,8m³, 1ud, cuchara bivalva.
- Bombeo a tratamiento: (4+3)uds, Q: 2.080 m³ /h, pot: 110/90kw c.u.
- Predesbaste: 2uds, 70mm
- Desbaste: 4uds, 20mm
- Tamizado: 4uds, 3mm
- Desarenado y desengrasado: 3uds, vol: 516m³ c.u.
- Cámara de neutralización: 2uds, vol: 211,75m³, c.u.
- Soplantes: 4uds, Q: 1.120Nm³/h

DECANTACIÓN PRIMARIA

- Decantadores lamelares: 4uds, vol: 4.000m³, sup: 788m² (60º y 80mm separación libre) sup: 6.25m²/m³

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- 3 líneas A-2-O: vol: 41.405m³
- Turbo compresores: (4+1)uds, Q: 26.000Nm³/h c.u.
- Eliminación vía biológica del fósforo.
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 4uds; Ø: 47m, vol: 6.419 m³ c.u., sup: 1.734m² c.u.

DESINFECCIÓN

- Canal de cloración: 1ud, vol: 1.287m³

LÍNEA DE FANGOS

- Espesadores por gravedad: 2ud, vol: 1.603m³, sup: 176m² c.u.
- Espesadores de flotación: 2ud, vol: 531m³, sup: 177m² c.u.
- Cámara de mezcla de fangos: 1ud, vol: 135m³
- Espesadores digeridos: 2ud, vol: 1.310,5m³ c.u.
- Digestión anaerobia: 3uds, vol: 6.100m³ c.u.
- Deshidratación centrífuga: 4ud, Q: 21m³/h
- Tolva de fangos: 2uds, vol: 100 m³ c.u.
- Desodorización con torre química, 3uds
- 2 Tamices de fango primario ; 2 compactadores; triturador de fango espesado a centrifuga.

LÍNEA DE GAS

- Gasómetro esféricos de doble membrana: 2uds, vol: 2.700m³
- Calderas: 2uds, pot: 1.000.000 kcal/h
- Antorcha





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. SAN JAVIER








DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2007
- Caudal de diseño (m³/día): 22.500
- Población equivalente (hab-eq): 120.000
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 691.755
Y: 4.184.040

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de San Javier por gravedad.

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos: 56,59 m³
- Predebaste: 1 ud
- Pozo de bombeo: (3+1)uds, Q: 975 m³/h;
- Desbaste finos: 2 tamices automáticos 3 mm.
- Desarenado y desengrasado: 2 uds de 12x3,50 m². Aireadores sumergibles: 3 uds/linea, pot:1,2 kw.
- Tanque de tormentas, vol: 14.480 m³. Agitadores: 4 uds. Aireadores: 1 ud.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Reactores biológicos, 3 uds, vol: 9.721 m³ c/u; aireación prolongada.
- Aportación de aire: (3+1) soplantes, Q. 5.365 Nm³/h/ud
- Recirculación interna, (3+1) Bombas de hélice entubadas de 1.407 m³/h
- Eliminación de fósforo: Sulfato de alúmina.
- Nitrificación-Desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores: 3 uds de Φ: 34 m, h:3,5 m.

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Depósito de laminación, vol: 5000 m³
- Bombeo a terciario: (1+1) uds, Q:938 m³/h
- Cámara de mezcla, vol: 8 m³ c/u. Agitador.
- Cámara de floculación: vol: 59 m³ c/u. Agitador.
- Decantador lamelar vol: 498 m³.
- Filtración por gravedad de doble celda, 3 uds, 4,90x10,45 m/celda
- Bombeo (1+1) uds, Q:938 m³/h
- Desinfección por rayos U.V.: 2 canales, total de 96 lámparas.

DESINFECCIÓN

- Cámara de cloración, vol: 210 m³
- Equipo de dosificación: hipoclorito sódico
- Depósito de almacenamiento

LÍNEA DE FANGOS

- Recirculación: (2+1) Bombas,
- Fangos en exceso: 2 Bombas, Q:62 m³/h
- Espesador por gravedad, 2uds Φ: 19m, h: 4,65m.
- Deshidratación: 2 centrifugas: 39 m³/h
- Dosificación de polielectrolito
- Tolva de almacenamiento: 2 uds, vol:75 m³



ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. SAN PEDRO DEL PINATAR



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2.007
 - Caudal de diseño (m³/día): Invierno 5.000 m³/día;
Verano 20.000 m³/día
 - Población equivalente (hab-eq): 145.000 hab-eq
 - Tipo: Aireación prolongada con biomembranas
- Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)
X: 695.680
Y: 4.190.125



DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de San Pedro del Pinatar por gravedad

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos, vol: 16,67 m³
- Predesbaste, reja 80 mm
- Bombeo de agua bruta, (3+1R) uds, Q: 245 m³/h, y (2+1R) uds, Q: 839 m³/h.
- Desbaste, 2 rejas automáticas 25 mm, 2 tamices automáticos 1mm y 1 reja manual 20 mm.
- Desarenado-desengrasado, 2 líneas, 3,5 m de ancho, 15,6 m de longitud y 3,40 m de calado. Aireadores sumergibles: 4 uds/linea.
- Bombeo a tamizado: 3 uds, Q: 823 m³/h, y 2 uds, Q: 178 m³/h.
- Tamizado de fibras tipo cuna: 4 uds.



TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada mediante proceso de fangos activos con biomembranas, 2 uds, vol: 8.015 m³/linea.
- Aireación: (5+1R) soplantes, Q: 3.588 Nm³/h. Difusores: 1.404 uds/linea.
- Agitadores, 10 uds, pot: 5,5 kw.
- Ultrafiltración, 4 trenes, 8 casetes de membranas/tren, 48 módulos de membranas/casetes.
- Retrolavado de membranas y agitación del fango, 4+1R soplantes, Q: 4.120 Nm³/h
- Eliminación de fósforo: dosificación de sulfato de alúmina.
- Nitrificación-desnitrificación
- Tanque de retrolavado, vol: 15 m³. Bombas, 2 uds.
- Bombas de permeado, 4+1R uds.
- Bombas de vacío, 2+1R uds.



DESINFECCIÓN

- Desinfección UV en tubería, 2 reactores, 6 lámparas/reactor.

LÍNEA DE FANGOS

- Recirculación de fangos, 4+1R uds, Q: 1.622 m³/h
- Fangos en exceso, 4+1R uds, Q: 36,8 m³/h
- Tanques de espesamiento, 2 uds, Q: 50 m³/h
- Depósito de fangos espesados, vol: 580 m³.
- Centrifugas, 2 uds, Q: 14 m³/h
- Tolvas de almacenamiento, 2 uds, vol: 60 m³/ud.
- Desodorización vía química.





Región de Murcia
Consejería de Agricultura y Agua
Dirección General del Agua

ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. SANTOMERA NORTE



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 1.998
- Ampliación: 2.004
- Caudal de diseño (m³/d): 4.000
- Población equivalente (hab-eq): 26.666
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 670.500
Y: 4.216.200

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de polígono industrial por gravedad y Santomera por bombeo

Industrial: por gravedad
Santomera Sur: EBAR; 2uds, pot: 33.3kw, Q: 297.3m³/h c.u.

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos: vol: 8m³, cuchara bivalva vol: 1m³
- Depósito neutralización: 1ud, vol: 81m³
- Estación elevación: 2uds, pot: 5.9kw, Q: 162m³/h
- Desbaste: 2ud, 10 mm
- Tamizado: 2ud, 3 mm
- Desarenador y desengrasador: 2 uds, vol: 27 m³ c.u.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Anillos Orbal, tratamiento biológico mediante aireación prolongada
- Reactor biológico: 2uds, vol: 2.435m³/c.u.
- Nitrificación-desnitrificación.

DECANTACIÓN SECUNDARIA

- Decantadores circulares: 3uds; 2uds Ø:12m; vol: 678m³ y sup: 226m², 1ud; Ø: 18m; vol: 1.043m³ y sup: 245m²

TRATAMIENTO TERCIARIO

- Filtro de discos de tejido: 8uds; Ø: 2.1m

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad: Ø:11.5m; vol: 363m³
- Deshidratación por centrifugas: 2uds; Q:10m³/h c.u.
- Tolva de fangos: vol: 25m³

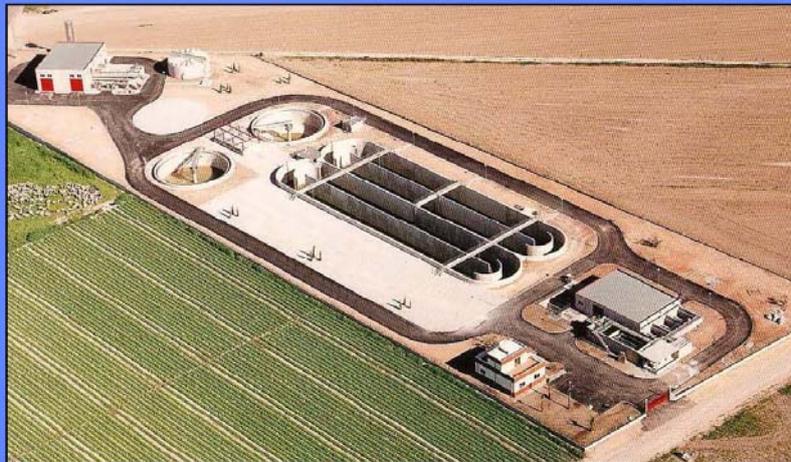
DESODORIZACIÓN

- Desodorización por biofiltro.





ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES. TORRE PACHECO



DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 2.004
- Año de Ampliación: 2.007
- Caudal de diseño (m³/día): 7.500
- Población equivalente (hab-eq): 81.000
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 682.325
Y: 4.177.800



DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Torrepacheco por gravedad

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos, vol: 20,29 m³
- Desbaste: 2 canales (1+1), 1 reja automática
- Bombeo a tratamiento: 2 uds, Q: 340m³/h c.u. pot: 13,5 Kw/ud, 1 ud, Q: 500m³/h c.u. pot: 19 Kw/ud
- Tamizado: 2uds, 1.5mm, Q: 750m³/h
- Desarenado y desengrasado: 2uds, vol: 75,3 m³
- Cámara de neutralización: 2 uds, vol: 5,3 m³ c.u.



DESINFECCIÓN

- Canal de cloración, vol: 147 m³
- Rayos U.V. 3 bancadas/6 módulos/36 lámparas, pot: 9 kw

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador por gravedad: 2ud, Ø: 11m
- Deshidratación centrífuga: 2uds, Q: 8m³/h c.u. pot: 30Kw
- Tolva fangos: 1ud, vol: 30 m³
- Desodorización por carbón activo



TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Tratamiento biológico por fangos activos (baja carga) reactor biológico tipo carrusel (3 líneas) vol: 5.317m³ c.u.
- Aireación mediante soplantes: (2+1)uds,pot: 75,0 kw c.u.
- Nitrificación-desnitrificación

DECANTACIÓN SECUNDARIA

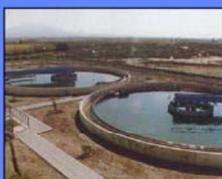
- Decantadores circulares: 3uds, Ø: 18m



TRATAMIENTO TERCIARIO

- Tanque de laminación: 1 ud.,vol:1.400 m³, 2 agitadores de 1,5 kw.
- Bombeo a terciario: 3 bombas(2+1), Q:150 m³/h/ud, pot: 10,19 kw
- Cámara de mezcla rápida, vol: 5m³
- Flocculación, vol: 75 m³
- Filtros abiertos de arena: 3uds, sup: 16,8 m² c.u.





DATOS TÉCNICOS

- Año de Construcción: 1999
- Caudal de diseño (m³/día): 6.000
- Población equivalente (hab-eq): 40.000
- Tipo: Aireación prolongada

Coordenadas de la Edar (UTM ETRS89)

X: 637.565
Y: 4.178.450

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

LÍNEA DE AGUA

La EDAR recibe las aguas residuales de Totana por gravedad.

PRETRATAMIENTO

- Pozo de gruesos con cuchara bivalva.
- Desbaste
- Elevación agua bruta: 4uds (2+2), Q: 100m³/h y 200m³/h
- Tamizado
- Desarenado: 2uds
- Balsa de regulación y homogeneización

TRATAMIENTO BIOLÓGICO

- Aireación prolongada
- Reactor biológico: 2uds, vol: 3750m³
- Aireación mediante turbinas de superficie; 4uds, pot: 55Kw
- Nitrificación-desnitrificación

DECANTACIÓN SECUNDARIO

- Decantadores circulares: Ø 21m

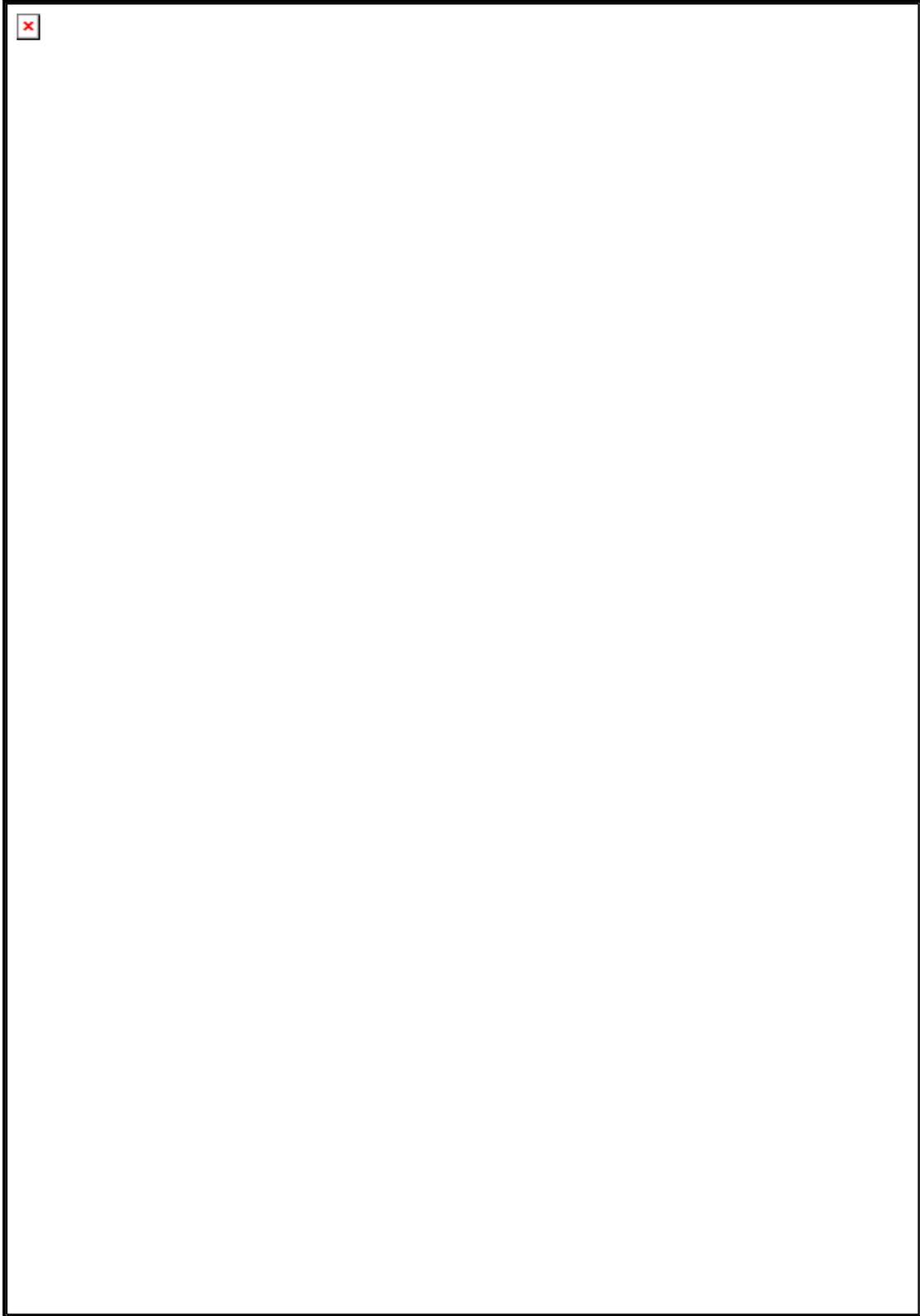
DESINFECCIÓN

- Hipoclorito sódico y canal de cloración

LÍNEA DE FANGOS

- Espesador de fangos.
- Deshidratación mediante centrifuga; 2uds, q: 120Kg/MS/h c.u.
- Tolva de fangos deshidratados





ANEXO II.

TÉCNICAS ANALÍTICAS

TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS

HUMEDAD

PROCEDIMIENTO:

Se pesa 1-1,5 g de la muestra, colocada en un crisol, en una balanza de precisión previamente tarada, y se procede al secado de la muestra en estufa a 105 °C durante dos horas. A continuación, se enfría el crisol en un desecador y se pesa, volviendo a repetir la operación hasta obtener el peso constante. La pérdida de peso se da como humedad, expresada en tanto por ciento de la muestra en las condiciones operativas.

$$\% \text{Humedad} = \frac{(b - a) - (c - a)}{(b - a)} \times 100$$

a= peso del crisol vacío.

b= peso del crisol y la muestra.

c= peso del crisol y la muestra una vez alcanzado el peso constante.

pH

La determinación del pH se basa en la medida de la diferencia de potencial existente entre un electrodo de vidrio y el electrodo de referencia (electrodo de pH Crison, modelo 50 21T con sensor de temperatura) sumergidos en una misma disolución. Esta diferencia de potencial es función lineal de la actividad de los iones hidrógeno presentes en la solución problema a una temperatura dada.

PROCEDIMIENTO:

En un lodo, la medida de pH se realiza en la suspensión lodo-agua desionizada con una relación de 1:10 (p:v). La muestra se agita durante 10 minutos y se deja reposar durante 30 minutos, midiéndose seguidamente el valor de pH.

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Para medir la conductividad se hace uso de un puente de Weastone y una célula de conductividad apropiada, comparando a la misma temperatura la resistencia eléctrica de la muestra y de una solución estándar de cloruro potásico.

PROCEDIMIENTO:

En los lodos la medida de la C.E se realiza en el extracto acuoso obtenido para la medida de pH, sometiéndolo a un proceso de centrifugación-filtración previa agitación durante 2 horas y sobre el sobrenadante, se leyó directamente la conductividad con un conductímetro Crison, modelo 522. La conductividad de los materiales orgánicos se expresa en mS/cm³.

CARBONO ORGÁNICO TOTAL – MATERIA ORGÁNICA

Oxidación del carbono orgánico con dicromato potásico en medio ácido y posterior valoración con sal de Mohr del exceso de dicromato, según el método de Yeomans and Bremner (1989).

REACTIVOS:

Dicromato potásico 1N.

Ácido sulfúrico concentrado.

Sulfato de hierro (II) y amonio 6-hidrato (sal de Mohr) 0,5 N.

Ácido fosfórico concentrado.

Indicador: difenilamina al 0,5% en ácido sulfúrico.

PROCEDIMIENTO:

Se pesa entre 0,1 y 0,5 g de lodo seco, a lo que se añade 5 ml de dicromato potásico 1 N y 7.5 ml de ácido sulfúrico concentrado, y se calienta la mezcla en la estufa a 170° C durante media hora. Una vez frío se añade 5 ml de ácido fosfórico concentrado y agua destilada hasta un volumen de 50 ml aproximadamente y se valora el exceso de dicromato con sal de Mohr (sulfato de Fe (II) y amonio hexahidratado) 0,5 N en presencia del indicador (solución de difenilamina al 5% en ácido sulfúrico). El punto final es el cambio de color de azul a verde. Paralelamente se preparan blancos en frío y en caliente.

Los datos de carbono orgánico total se obtienen según la siguiente fórmula:

$$\% \text{ COT} = \frac{[(A)(N_{\text{salMohr}})(0,003)]}{g_{\text{muestra}}} \times 100$$

Siendo:

$$A = [(BC - S) (BF - BC) / BF] + (BC - S)$$

BC= ml de sal de Mohr gastados por el blanco caliente

BF= ml de sal de Mohr gastados por el blanco frío

S= ml de sal de Mohr gastados por la muestra

NITROGENO.

Método Kjeldahl modificado por Bremner y Mulvaney (1982).

REACTIVOS

Ácido sulfúrico concentrado.

Mezcla catalizadora:

Selenio metálico (polvo) 10%

Sulfato de cobre 25%

Sulfato potásico 65%
Hidróxido sódico 10M.

PROCEDIMIENTO

Se pone 0,1 g de muestra de lodo seco en tubos Kjeldahl, 0,8 g de mezcla catalizadora y 3 ml de ácido sulfúrico concentrado, calentando a continuación a 360 °C en bloque digestor durante dos horas. Seguidamente se filtra el contenido del tubo de digestión a un matraz aforado de 100 ml, se lava cuidadosamente con agua destilada para recoger todo el contenido, y se enrasa. Se agita en el matraz, se toman 0,5 ml del líquido de digestión, se añaden 9,5 ml de agua destilada y se mide con electrodo selectivo de amonio, para lo cual se añaden en el momento de la medida 0,1ml de hidróxido sódico 10 M.

ELEMENTOS: P, K, Fe, Mg, Mn, Ca, Na, Al, S y Bo.

La determinación de los mismos se realizó por ICP-OES (ICAP 6500 DUO THERMO). El ICP-OES es una técnica de análisis multielemental que utiliza una fuente de plasma de acoplamiento inductivo para disociar los átomos o iones que constituyen la muestra, excitándolos a un nivel donde emiten luz de una longitud de onda característica. Un detector mide la intensidad de la luz emitida y calcula la concentración de ese elemento, en particular, de la muestra.

PROCEDIMIENTO

A las muestras se les realizó una digestión para su posterior análisis, se trata de una digestión ácida con HNO₃/H₂O₂ en Ultraclave-Microondas Milestone. Una vez enrasadas las digestiones con agua milliQ, están listas para su análisis por ICP.

Se pesan 0.1-0.2 g de lodo seco en el tubo de teflón del digestor y se le adicionan 4 mL de HNO₃ PA-ISO 69 % y 1 mL de H₂O₂ 33 %. Se tapa el tubo de teflón y se pone en el reactor con una rampa de temperatura final de 20 minutos a 220 °C. Una vez enfriado el reactor se enrasan los tubos a 25mL con agua milliQ y ya están listos para ser medidos en los equipos de ICP-OES.

ANIONES NITRATO, CLORURO, SULFATO Y FOSFATO.

La determinación se realizó mediante Cromatografía Iónica, que se trata de una variante de la cromatografía líquida de alta presión (HPLC). Es un método eficaz para la separación y determinación de iones, basado en el uso de resinas de intercambio iónico. Cuando una muestra iónica atraviesa estas columnas, los iones presentes sufren una separación debido a las diferentes retenciones que sufren al interactuar con la fase estacionaria de las columnas analíticas. Una vez separada, la muestra pasa a través del detector (conductivímetro) donde se registra la señal obtenida respecto al tiempo de retención. El resultado son unos cromatogramas donde la posición de los máximos nos indica el ión presente (carácter Cualitativo) y su área nos indica que cantidad existente de dicho ión (carácter Cuantitativo).

Para su realización contamos con un Cromatógrafo Iónico METROHM (año 2009). Para realizar este análisis, las muestras se procesaron en estado líquido, previamente filtradas a través de un tamiz de 0,45 µm.

CONTAMINANTES ORGÁNICOS

Los métodos analíticos empleados para la determinación de los contaminantes orgánicos han sido los siguientes:

PARÁMETRO	TÉCNICA ANALÍTICA
Sulfonato de Alquilbenceno Lineal	HPLC/FLD
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	GC/MS
Nonilfenol y Nonilfenoletoxilados	GC/MS
Di (2 - ethilhexil) – ftalato	GC/MS
Compuestos Orgánicos Halogenados (AOX)	Microcolumbimetría: DIN 38409-H14 (1985) y UNE-EN 1485 (1977)
Bifenilos Policlorados	GC/MS

METALES PESADOS TOTALES

La determinación de los mismos se realizó por ICP-OES (ICAP 6500 DUO THERMO). El ICP-OES es una técnica de análisis multielemental que utiliza una fuente de plasma de acoplamiento inductivo para disociar los átomos o iones que constituyen la muestra, excitándolos a un nivel donde emiten luz de una longitud de onda característica. Un detector mide la intensidad de la luz emitida y calcula la concentración de ese elemento, en particular, de la muestra.

PROCEDIMIENTO

A las muestras se les realizó una digestión para su posterior análisis, se trata de una digestión ácida con HNO₃/H₂O₂ en Ultraclave-Microondas Milestone. Una vez enrasadas las digestiones con agua milliQ, están listas para su análisis por ICP.

Se pesan 0.1-0.2 g de lodo seco en el tubo de teflón del digestor y se le adicionan 4 mL de HNO₃ PA-ISO 69 % y 1 mL de H₂O₂ 33 %. Se tapa el tubo de teflón y se pone en el reactor con una rampa de temperatura final de 20 minutos a 220 °C. Una vez enfriado el reactor se enrasan los tubos a 25mL con agua milliQ y ya están listos para ser medidos en los equipos de ICP-OES.

ELEMENTOS SOLUBLES EN AGUA

La determinación de los elementos solubles en agua se realizó mediante extracción en agua (1:20, lodo: agua) y posterior medición de su concentración en ICP-OES de la misma manera que para la

determinación de la concentración total de los elementos. Los valores de concentración de la fracción soluble en agua de los elementos se expresaron sobre peso seco de muestra.

RESPIRACIÓN MICROBIANA

Este parámetro, indicador de la actividad microbiológica existente en el suelo, puede medirse bien directamente en campo, bajo condiciones naturales, o en laboratorio, donde las condiciones experimentales de humedad y temperatura están controladas. Se lleva a cabo mediante la determinación del desprendimiento de CO₂ por los microorganismos, durante la incubación del suelo en un sistema cerrado. El CO₂ desprendido es medido en un analizador de gases con detector IR (Hernández y García, 2003).

MATERIALES

Fascos de vidrio de 125 cm³ con cierre hermético, provistos de tapón septum.

Cámara de incubación con temperatura ajustable a 25-30 °C.

Analizador automático de CO₂-Gas por infrarrojo.

Jeringuilla y aguja.

PROCEDIMIENTO

En frascos con cierre hermético, de 125 cm³ provistos de tapón con septum, que permita pinchar para extraer gas, se introducen 0.2 g de lodo humedecido al 60 % de su capacidad de retención hídrica. Se cierra herméticamente el frasco y se coloca a incubar a 28 °C. La cantidad de suelo o lodo, variará en función de su contenido en materia orgánica, a mayor contenido de materia orgánica en el suelo o lodo, menor cantidad del mismo hay que poner en el frasco. Periódicamente (diariamente al inicio) se extrae una alícuota de gas del interior del frasco cerrado mediante una jeringuilla con aguja, y se inyecta en el analizador IR para medir el CO₂ contenido en el mismo. A continuación, se destapan los frascos media hora para renovar la atmósfera de aire contenida en el mismo y evitar problemas de anaerobiosis; después de este tiempo, se cierran de nuevo y se vuelven a incubar hasta la medida siguiente.

La calibración del aparato se hace con CO₂ gas al 10 % de concentración, o con aire exento de CO₂.

CÁLCULOS

Las unidades del analizador de gas vienen expresadas como % CO₂; la lectura obtenida hay que referirla al volumen del frasco empleado en la incubación de la muestra. Si *A* es la lectura de CO₂ obtenida en el analizador, el volumen de CO₂ presente en el frasco (litros) vendrá dado por:

$$V = \frac{125 \cdot 10^{-3} \cdot A}{100} = 125 \cdot A \cdot 10^{-5}$$

Para calcular los mg de C-CO₂ en ese volumen de gas, se utilizará la ecuación general de los gases.

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T$$

Por lo que los moles de C-CO₂ presentes serán:

$$n = \frac{P \cdot V}{R \cdot T} = \frac{P \cdot 125 \cdot A \cdot 10^{-5}}{R \cdot T}$$

P = Presión, que en este caso consideramos igual a 1 atm

V = Volumen que ocupa el gas en el interior del frasco

$$R = 0,082 \frac{\text{atm} \cdot \text{l}}{\text{K} \cdot \text{mol}}$$

T = Temperatura en °K (273 + 28 °C, en este caso)

Teniendo en cuenta que se han utilizado 0.2 g de suelo, los moles de CO₂ desprendidos por kilo serían:

$$\text{moles de CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ de suelo} = \frac{125 \cdot A \cdot 10^{-2}}{0.2 \cdot R \cdot T}$$

Y dado que 1 mol de CO₂ equivale a 12 g de C-CO₂, y considerando la duración del ensayo:

$$\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo dia}^{-1} = \frac{125 \cdot A \cdot 600}{R \cdot T \cdot t}$$

t = tiempo en días, durante el que se ha producido el desprendimiento de CO₂.

CARBONO DE BIOMASA MICROBIANA

La fumigación con cloroformo provoca la muerte de las células microbianas del suelo por la rotura de las membranas celulares, con lo que el contenido citoplasmático de dichas células microbianas es vertido al suelo, de donde puede ser extraído con K₂SO₄ 0,5 M y ser cuantificados los distintos componentes del mismo (C, N, P). Por ello, este método consta de tres fases:

- Fumigación con cloroformo libre de etanol (Jenkinson y Powlson, 1976)
- extracción con K₂SO₄ 0,5M (Vance *et al.*, 1987)
- determinación analítica del C extraído y cálculo del C de la biomasa microbiana.

REACTIVOS

Cloroformo lavado

Sulfato potásico 0,5 M

PROCEDIMIENTO

Tomamos 1 g de lodo tamizado y humedecido al 60 % de su capacidad de retención hídrica, se incuban en frascos abiertos de 150 cm³ en la oscuridad durante 24 horas, al cabo de las cuales, se añaden 0,25 ml de cloroformo lavado, que actúa como biocida y se mantienen cerrados durante 30 min. Seguidamente se añaden 20 mL de sulfato potásico 0,5 M y se agita mecánicamente durante 1 hora para extraer el

carbono (Vance *et al.*, 1987). A continuación, se centrifuga a 3400 r.p.m. durante 8 min. y se filtra. Paralelamente se preparan también controles sin cloroformo. Al extracto obtenido, se le pasa nitrógeno (gas) durante 1 min para eliminar el cloroformo y sobre dicho extracto se mide el carbono. El carbono se midió en un TOC-5050 (Total Organic Carbon Analyzer). Es preferible que los extractos sean analizados inmediatamente después de la extracción, pero si esto no es posible se pueden guardar a 1-2 °C durante una o dos semanas (Vance *et al.*, 1987) o bien a -15 °C (Joergensen y Brookes, 1991).

CÁLCULOS

El contenido del carbono del extracto es transformado en carbono de la biomasa microbiana mediante la fórmula:

$$C \text{ biomasa microbiana} = C \text{ del extracto} \times 2,66$$

El carbono de biomasa microbiana de la muestra vendrá dado por la diferencia entre el carbono de la muestra fumigada con cloroformo y el de la muestra no fumigada. El cloroformo normalmente viene estabilizado con una cantidad de etanol que hay que eliminar para no determinarlo como C de biomasa.

El método de eliminarlo es el siguiente: En un embudo de decantación hacer reaccionar el cloroformo con un 5 % de ácido sulfúrico concentrado para obtener sulfato de etilo que es soluble en agua. Añadir agua destilada y agitar. Descartar la fase acuosa y recuperar el cloroformo. Repetir el proceso 2 veces más.

CONTENIDO EN ADENOSIN 5'-TRIOFOSFATO (ATP)

Extracción del ATP contenido en el suelo con un extractante adecuado. Una vez extraído el ATP del suelo se procede a su cuantificación mediante un Test de Bioluminiscencia, en el cual, se produce una reacción de catálisis enzimática en la que interviene el ATP, y cuyo resultado es la emisión de luz, siendo esta proporcional a la concentración de ATP en el suelo (Método de extracción y determinación de Webster *et al.*, 1984, modificado por Ciardi y Nannipieri, 1990) (García *et al.*, 2003).

MATERIAL Y APARATOS

Tubos de plástico de 30 ml con tapón de rosca.
Ultrasonicador con frecuencia máxima de 20kHz.
Baño-agitador.
Filtros lavados a los ácidos.
Embudos.
Tubos Ependorf.
Pipetas.
Luminómetro.
Cubetas.

REACTIVOS

1. Disolución extractante A (500ml): 3,724 g EDTA (sal disódica), 60,6 g urea, 100 ml de dimetilsulfoxido (DMSO), 100 g adenosina y 22,625 ml H₃PO₄. Hay que disolver cada uno de los

reactivos en este orden y no añadir el siguiente hasta que se haya disuelto el precedente. Hay que preparar la disolución extractante inmediatamente antes de su uso ya que después de 15 minutos precipita.

2. Disolución extractante B (para la determinación del porcentaje de recuperación): Solución extraente A, a la que se añade una solución de Standard de ATP para obtener en la cubeta una concentración final de 5 ng ATP. Preparar la solución extraente poco antes de usarla ya que precipita después de 15 min.
3. Disolución tampón (1000 ml): 24,23 g Tris (hidroximetil)-aminometano, 1,49 g EDTA, 3,22 g de acetato de magnesio tetrahidrato, ajustando el pH a 10,3 con NaOH 1 M.
4. Sistema Luciferina-Luciferasa liofilizada (Monitoring Reagent) diluida en 0,1M Tris-acetato, 2 ml EDTA, pH 7,75.
5. Standard de ATP: Hay que regenerarlo con agua para cromatografía. Se prepara una disolución de 0,98 mg de ATP en 200 ml de agua.

PROCEDIMIENTO

Pesar 1 g de lodo seco en tubos de 30 ml y añadirle 20 ml de la solución extractante A y someter la mezcla a ultrasonidos durante 2.5 min al 60% de la máxima frecuencia manteniendo los tubos en un vaso con hielo (nosotros no sonicamos ya que obtenemos un buen % de recuperación). Cerramos los tubos y agitar mecánicamente en baño a 4 °C durante 30 minutos. La mezcla se filtra con papel de filtro lavado al ácido. Filtrar solo una pequeña cantidad 1 o 2 ml de extracto. Si no se puede medir inmediatamente el ATP, se puede congelar la mezcla a -15 °C hasta su medición.

LECTURA

Todos los reactivos y extractos deben estar a temperatura ambiente. Colocar una alícuota de filtrado descongelado en la cubeta y llevarlo con tampón a 0.8 ml. La proporción de filtrado/tampón debe ser tal que el pH de la mezcla sea 7.45-7.75. En nuestro caso hemos necesitado 0,15 ml del filtrado y 0,65 ml del tampón, agitar un poco y leer después de 10 seg. como prueba en blanco (background).. . A continuación, se adiciona a dicha cubeta un volumen igual (0.15 ml) de la mezcla luciferina-luciferasa, se agita suavemente y se vuelven a medir las unidades de luz. La luz se mide en el luminómetro usando un modo de integración de periodos de 10 segundos. Para el cálculo utilizar el valor más alto de estas lecturas. Después añadir 50.7 ng (10 µl del estándar diluido de ATP) de ATP como standard interno para corregir el efecto que tiene el extracto sobre la emisión de luz, agitar ligeramente y leer después de 10 segundos.

CÁLCULOS

El contenido ATP ($\mu\text{g ATP g}^{-1}$ lodo seco) se obtiene mediante la siguiente relación:

$$ATP = \frac{B - A}{C \cdot G} \cdot D \cdot D'$$

A= Valor del extracto tamponado

B= Valor después de añadir la luciferina-luciferasa

C= Valor después de añadir el estándar interno

D= Cantidad de ATP estándar interno añadido (50,7 ng)

D'= Diluciones que se realizan para medir

G = Factor referente al peso del suelo

Según Ciardi y Nannipieri (1990) el % de recuperación con la solución extraente utilizada con este método era del 55-60 %. Basta con determinar el % de recuperación una vez para cada suelo. De todas formas, interesa señalar que también estos autores indican que el ATP añadido no se comporta igual al que se libera de las células del suelo durante su extracción. En casos que no sean normales, suelos con tipos de arcillas que puedan fijar el ATP con facilidad o con contaminantes que puedan interferir, puede ser eficaz determinar el porcentaje de extracción para ver si realmente es consecuente nuestra medida.

$$\% ATP_{RECUPERADO} = \frac{ATP_{EXTRAENTE-B} - ATP_{EXTRAENTE-A}}{ATP_{AÑADIDO-EXTRAENTE-B}} \cdot 100$$

$ATP_{AÑADIDO-EXTRAENTE-B} = 5 \text{ ng}$.

BACTERIAS PATÓGENAS E INDICADORAS

Para la preparación de las muestras sólidas (como el caso del fango deshidratado o "torta", producto final de la línea de lodos de desechos en EDAR) para este tipo de analítica, requieren ser suspendidas en un medio líquido (para que las bacterias contenidas en la muestra estén distribuidas homogéneamente) para su posterior análisis por la técnica de filtración en membrana.

Las diluciones a realizar dependerán de la concentración o densidad bacteriana esperada en la muestra problema. En el caso concreto del agua residual, ésta es portadora de una elevada concentración de bacterias de origen fecal (10^6 - 10^8 UFC/100 ml en aguas sin tratar; 10^3 - 10^4 UFC/100 ml en aguas depuradas con tratamiento biológico). Por tanto este tipo de aguas precisan diluirse a la hora de cuantificar su contenido en bacterias indicadoras y/o patógenas por el método de filtración en membrana.

Con este objeto, las muestras se diluyen en proporción 1:10 con tampón fosfato 100 mM (pH=7.2). Las suspensiones se homogeneizan durante 10 min en un agitador rotativo y a partir de ellas se realizan todos los análisis posteriores. Paralelamente se determina la humedad de cada muestra, con el fin de referir el resultado final a peso seco.

FUNDAMENTO

Por medio de la técnica de filtración en membrana, las bacterias presentes en la muestra examinada quedan retenidas en la membrana. Dicha membrana se coloca en el medio de crecimiento Chromocult para enterococos, que además de los requerimientos nutritivos apropiados posee un indicador redox, cuya forma oxidada es incolora y la forma reducida produce el color rojo-rosa de las colonias de *Streptococcus faecalis*. Las bacterias anaerobias no crecen, ya que la incubación se lleva a cabo en condiciones aerobias.

SALMONELLA SP.

La muestra pretratada se siembra en caldo Rappaport Vassiliadis (Merck 7700). Se preparan tres series de cinco tubos cada una: en la primera se siembran 10 ml de muestra, en la segunda 1 ml y en la tercera 0,1 ml. Después de 24 horas de incubación a 45 °C se siembran 100 µl de cada tubo positivo en agar verde brillante modificado (OXOID, CM 329) y se incuban las placas a 37 °C durante 24 horas.

En este medio las colonias de *Salmonella* son de color de rojo. Aquellas colonias que sean de color rojo, son presuntivas de *Salmonella* y se siembran en agar de hierro y lisina (OXID; 381): los únicos grupos conocidos de enterobacteriaceas que regularmente descarboxilan la lisina de forma rápida y producen grandes cantidades de sulfhídrico son los miembros de los grupos *Salmonella* y Arizona.

Por último, y cuando se han confirmado los aspectos anteriores, se realiza un test de aglutinación utilizando suero polivalente A-S (Wellcome). Si se produce aglutinación se puede decir sin lugar a dudas que se trata de una especie del género *Salmonella*.

COLIFORMES FECALES.

La determinación de *Coliformes fecales* es aplicable al estudio de la contaminación de corrientes, sistemas de tratamiento de aguas residuales, aguas marinas y, en general, para el control de la calidad microbiológica de todo tipo de agua.

Esta prueba permite diferenciar claramente entre Coliformes de origen fecal y los procedentes de otras fuentes y, por tanto, determina el origen de la posible contaminación existente. Por medio de la técnica de filtración en membrana, las bacterias presentes en la muestra examinada quedan retenidas en la membrana. Dicha membrana se coloca en el medio de crecimiento Chromocult para coliformes, que posee un indicador ácido-base y que vira a color azul cuando el pH se torna ácido. Las bacterias anaerobias no crecen, ya que la incubación se lleva a cabo en condiciones aerobias.

ACTIVIDAD DESHIDROGENASA

El método se basa en la estimación del idonitrotetrazolio formazan (INTF) formado cuando el lodo es incubado con 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) durante 20 h a 20 °C, en oscuridad, ya que se actúa como aceptor de electrones en ausencia de tampón, reduciéndose a su correspondiente sal de formazano de color rojo (método de Trevors *et al.* 1982, modificado por García *et al.*, 1993).



MATERIALES

Baño de agua termostático con agitación

Agitador magnético o imanes.

Espectrofotómetro.

Utillaje de uso normal en el laboratorio.

REACTIVOS Y DISOLUCIONES

Aceptor de electrones: cloruro del 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) 0,4 % (0,1 g en 25 ml)

Metanol

Iodonitrotetrazolio formazan (INTF) 60 µg ml⁻¹

PROCEDIMIENTO

Pesar 0,1 g de muestra y se le añaden 0,2 ml de agua destilada (cantidad de agua necesaria para llevarlo al 60% de la capacidad de campo) y 0,2 ml de INT (al 0,4 % peso/volumen) y tapar con doble capa de Parafilm. A continuación se deja incubar a 20 °C durante 20 horas en completa oscuridad, ya que la luz reduce el INT. Se adicionan 10 ml de metanol y se agita vigorosamente durante 2 minutos, filtrar y tapar para que no se evapore el metanol. Medir los filtrados en un espectrofotómetro a 490 nm frente a un blanco de calibración de metanol. Es necesario preparar controles para cada lodo, es decir, lodo incubado sin el sustrato, a fin de poder sustraer a la absorbancia de las muestras la no debida al INTF formado por acción de la deshidrogenasa y provocada por sustancias coloreadas procedentes del propio lodo. Los controles se preparan de la misma forma que las muestras, pero añadiendo 0,2 ml de agua destilada en vez de los 0,2 ml de INT 0,4% (es decir, 0,4 ml de agua). En este ensayo hay que evitar el uso del material de plástico.

CÁLCULOS

La densidad óptica relativa del instrumento es transformada en concentración mediante una recta patrón Standard obtenida con INTF (iodonitrofenil formazano) en distintas concentraciones. La actividad de la muestra se calcula mediante la ecuación:

$$AE = \frac{C \cdot V}{Pm \cdot G \cdot T}$$

AE = Actividad deshidrogenasa (µmol INTF formado g⁻¹ h⁻¹).

C = Cantidad de INTF de la muestra, en µg ml⁻¹.

Pm = Peso molecular del INTF (471,3).

V = Factor de dilución.

G = Factor relativo al peso de lodo seco utilizado.

T = Factor de tiempo de incubación; en este caso 20 h.

Se recomienda expresar la actividad deshidrogenasa en µmoles de INTF formado g⁻¹ h⁻¹.

ACTIVIDAD UREASA

Se utilizó el método de Kandeler y Gerber (1988) modificado por Kandeler *et al.* (1999), cuyo principio se basa en la determinación del amonio liberado en la incubación de una solución de suelo a 37 °C durante 2 h. La determinación del amonio se realiza a través de la reacción de Berthelot con ciertas modificaciones, (Sastre y Lobo, 2003); en este método, el amonio producido por la actividad ureasa reacciona con salicilato y dicloro iso-cianuro para dar un color verde azulado. La absorbancia a 690 nm es directamente proporcional a la concentración de nitrógeno amoniacal. El método de Kandeler y Gerber (1998) para la determinación colorimétrica del amonio se caracteriza por una alta sensibilidad y estabilidad de los complejos formados.

REACTIVOS

- Urea 0,48 %
- KCl 1 M acidulado
- NaOH 0,3 M
- Disolución de salicilato sódico: se disuelven 17 g de salicilato-Na y 120 mg de Nitroprusiato sódico en agua destilada y se lleva a un volumen de 100 ml.
- Disolución de Salicilato-Na/NaOH: Se mezclan volúmenes iguales de NaOH 0,3M, salicilato-Na y agua destilada. Hay que prepararla diariamente.
- Disolución de dicloro-isocianida de sodio 0,1 %: 0,1 g en 100 ml de agua destilada. Debe ser preparada diariamente.
- Tampón Borato pH 10: 30 g de tetraborato disódico anhidro en 1500 ml de agua destilada templada. Enfriar, ajustar a pH 10 con NaOH (20 %) y llevar a 2000 ml en matraz.

PROCEDIMIENTO

Los ensayos se realizan en tubos de 10 ml de volumen, procediéndose del siguiente modo:

1. Para lodos: A 0,1 g de muestra de lodo se añaden 0,5 ml de urea 0,48 % y 4 ml de tampón borato pH 10. Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 0,1 g de lodo y 4 ml de tampón borato pH 10; asimismo, se prepara un blanco conteniendo 0,5 ml de urea 0,48 % y 4 ml de tampón borato pH 10. Muestra, control, y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 37 °C durante 2 horas. Terminado este periodo se añaden 0,5 ml de urea 0,48% al control.

A continuación, en ambos casos, se extrae en todos los tubos (muestra, control y blancos), el amonio liberado en la incubación, con 6 ml KCl 7,4 %, agitando durante 30 minutos. A continuación, se centrifuga y filtra la suspensión de lodo, resultando un filtrado de extracto claro en el que se determina amonio por colorimetría.

Determinación de amonio:

A 0,5 ml de extracto claro se adicionan en el siguiente orden, 4,5 ml de agua destilada, 2,5 salicilato de Na/NaOH y 1 ml de dicloroisocianuro de sodio, agitamos y se deja reposar 30 min. en oscuridad. Se

diluye convenientemente el sobrenadante y se mide su absorbancia en el espectrofotómetro, después de haber ajustado el equipo a cero con el blanco, a una longitud de onda de 690 nm.

CÁLCULOS

La densidad óptica relativa medida se transforma en concentración mediante una recta patrón *standard* obtenida con concentraciones conocidas de amonio. Las unidades propuestas para esta actividad enzimática son, $\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ lodo seco h}^{-1}$.

La actividad ureasa se calcula usando la siguiente expresión:

$$AE = \frac{(S - B) \cdot V}{G \cdot T \cdot Pm \cdot 1000}$$

AE = Actividad ureasa ($\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ lodo seco h}^{-1}$).

S = Cantidad de N-NH_4^+ en las muestras ($\mu\text{g de N-NH}_4^+$) obtenida de la curva patrón.

B = Cantidad de N-NH_4^+ ($\mu\text{g de N-NH}_4^+$) para los blancos.

Pm = Peso atómico del nitrógeno (14).

V = Volumen total del extracto de incubación.

G = Factor relativo a la cantidad lodo seco usado.

T = Factor de tiempo de incubación; (2 horas)

1000 = Factor de transformación para expresar en milimoles.

ACTIVIDAD PROTEASA - BAA

Determinación de la actividad proteasa hidrolizante de la $\text{N-}\alpha\text{-benzoyl-L-argininamida}$ (BAA) por fundamento análogo al que se realiza en la actividad ureásica. (Bonmati *et al.*, 2003). Se basa en la determinación, mediante un electrodo específico, el NH_4^+ , obtenido durante la hidrólisis de la amida correspondiente al carboxilo terminal del BAA, después de incubar el suelo con este sustrato durante una hora a 40°C . El NH_4^+ es previamente desplazado totalmente a NH_3 llevando la disolución a $\text{pH} > 11$.

MATERIALES Y APARATOS

Balanza analítica.

Baño termostático con agitación y con adaptador para inserción de 20 recipientes de 50 ml.

Electrodo selectivo de amoniaco con membrana semipermeable.

Centrífuga (10000 r.p.m.) con adaptador para 20 tubos de 10 ml.

Recipientes de 50 ml.

Pipeta automática de volumen variable hasta 10 ml. Alternativamente pipetas aforadas o graduadas.

Pipeta automática de volumen variable hasta $1000 \mu\text{l}$. Alternativamente pipetas aforadas o graduadas.

Viales de 10 a 15 ml de capacidad.

Matraces aforados de 100 ml.

Tubos de Nessler de 25 ml.

Tubos de centrifuga de 10 ml.

Agitador vibrador de tubos.

Utillaje de uso normal de laboratorio.

REACTIVOS

- N-benzonil-L-argininamida (BAA) (0.248g en 25ml)
- Tampón fosfato 0,1 M, pH 7
- HCl 5 M
- Reactivos para determinación de amonio, según procedimiento de la actividad ureasa.

PROCEDIMIENTO

Los ensayos se realizan en tubos de 10 ml de volumen, procediéndose del siguiente modo:

1. Para lodos: A 0,1 g de muestra de lodo se añade 1 ml de sustrato BAA y 4 ml de tampón fosfato 0,1 M. Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 0,1 g de lodo y 4 ml de tampón fosfato 0,1 M; asimismo, se prepara un blanco conteniendo 1 ml de sustrato BAA y 4 ml de tampón fosfato 0,1 M.

Muestra, control, y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 40 °C durante 1 hora. Terminado este periodo se añade 1 ml de sustrato BAA al control. Después se le añaden 0,2 ml de HCl (verter despacio) para parar la reacción y agitar brevemente y trasvasar las suspensiones a tubos centrifuga y centrifugar inmediatamente a 3000 r.p.m. durante 15 min. A continuación se procede a la determinación del amonio, siguiendo el procedimiento descrito anteriormente para la actividad ureasa.

A continuación, en ambos casos, se adiciona lentamente a todos los tubos (muestra, control, y blancos), 0,2 ml de HCl (verter despacio) para parar la reacción y agitar brevemente y trasvasar las suspensiones a tubos centrifuga y centrifugar inmediatamente a 3000 r.p.m. durante 15 min. A continuación se procede a la determinación del amonio, siguiendo el procedimiento descrito anteriormente para la actividad ureasa.

CÁLCULOS

La actividad proteasa se calcula usando la siguiente expresión:

$$AE = \frac{C \cdot V}{G \cdot T \cdot Pm}$$

AE = Actividad proteasa-BAA ($\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ lodo seco h}^{-1}$).

C = Concentración de N-NH_4^+ en las muestras ($\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$) en el extracto de incubación, según la recta de calibración.

Pm = Peso atómico del nitrógeno (14).

V = Volumen total del extracto de incubación.

G = Factor relativo a la cantidad lodo seco usado.

T = Factor de tiempo de incubación; (1 hora).

ACTIVIDAD FOSFATASA

El método se basa en la determinación espectrofotométrica del *p*-nitrofenol liberado, cuando el lodo es incubado a 37 °C durante 1 h con una disolución tamponada (pH 6,5 para la fosfomonoesterasa ácida y pH 11,0 para la alcalina), del *p*-nitrofenilfosfato. El método colorimétrico para medir el *p*-nitrofenol liberado se basa en el hecho de que las disoluciones alcalinas de este compuesto tienen color amarillo (en medio ácido, pH < 5,0, son incoloras).

MATERIALES Y APARATOS

Baño de agua termostático con agitación, incubador con agitación o incubador al que sea posible adaptar un agitador de vaivén.

Espectrofotómetro.

Utillaje de uso normal en el laboratorio.

REACTIVOS Y DISOLUCIONES

- Tampón Universal Modificado (MUB): Disolución stock: Disolver 12,2 g de Tris-hidroximetilaminometano, 11,6 g de ácido maleico, 14 g de ácido cítrico y 6,28 g de ácido bórico en agua destilada. Añadir 488 ml de NaOH 1 M y enrasar a 1000 ml con agua destilada. Almacenar a 4 °C.
- Tampón Universal Modificado (MUB), pH 11,0: Disponer 200 ml de la disolución stock de MUB en un vaso de precipitados de 500 ml. Llevar la disolución a pH 11,0 con NaOH 0,1 M, agitando continuamente en un agitador magnético. Trasvasar la disolución a un matraz de 1000 ml y enrasar con agua destilada. Almacenar a 4 °C.
- *p*-nitrofenil fosfato 0,025 M: Disolver 0,4638 g de *p*-nitrofenil fosfato, sal disódica hexahidrato, en unos 30 ml de tampón MUB (pH 6,5 para la determinación de la fosfomonoesterasa ácida y pH 11,0 para la alcalina) y enrasar a 50 ml con el tampón usado. Almacenar a 4 °C, aunque la disolución se conserva muy poco tiempo porque se hidroliza el compuesto disuelto, lo cual se evidencia por el incremento en la coloración amarilla que progresivamente va adquiriendo dicha disolución.
- *p*-nitrofenol 1000 µg ml⁻¹: Disolver 1 g de *p*-nitrofenol en unos 800 ml de agua destilada y enrasar a 1000 ml. Conservar a 4 °C. A partir de esta disolución se preparan, por dilución con agua destilada, patrones que contengan hasta 250 µg ml⁻¹ de *p*-nitrofenol y se conservan a 4 °C.
- CaCl₂ 0,5 M.
- NaOH 0,5 M.

PROCEDIMIENTO

Los ensayos se realizan en tubos de 10 ml de volumen, procediéndose del siguiente modo:

1. Para lodos: A 0,1 g de muestra de suelo se le añaden 0,5 ml de sustrato PNF (*p*-nitrofenil fosfato) 0,025 M y 2 ml de tampón MUB pH 11,0.
Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 0,1 g de suelo y 2 ml de tampón MUB pH 11,0; asimismo, se prepara un blanco conteniendo 0,5 ml de sustrato PNF 0,025 M y 2 ml de tampón MUB pH 11,0. Muestra, control, y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 37 °C durante 1 hora. Terminado este periodo se añade 0,5 ml de sustrato PNF al control.

A continuación en ambos casos, todos los tubos son puestos a enfriar a 4-5°C durante 30 min., así se detiene la reacción enzimática en todas las muestras rápidamente y al mismo tiempo (Nannipieri *et al.*, 1978). Pasado este tiempo, se adiciona a todos los tubos, (muestra, control, y blanco), 0,5 ml de CaCl₂ 0,5M y 2 ml de NaOH 0,5M. Se agita bien para que la suspensión se mezcle completamente y se lleva el volumen a 10 ml. Seguidamente se centrifugan los tubos a 3400 r.p.m. durante 10 min. Se diluye convenientemente el sobrenadante y se mide su absorbancia, en el espectrofotómetro, después de haber ajustado el equipo a cero con el blanco, a una longitud de onda de 400 nm.

CÁLCULOS

La densidad óptica relativa medida se transforma en concentración mediante una recta patrón standard obtenida con concentraciones conocidas de *p*-nitrofenol. Las unidades propuestas para expresar esta actividad enzimática son, $\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol liberado } g^{-1} h^{-1}$.

La actividad fosfatasa se calcula usando la siguiente expresión:

$$AE = \frac{C \cdot V}{Pm \cdot G \cdot T}$$

AE = Actividad fosfomonoesterasa ($\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol liberado } g^{-1} h^{-1}$).

C = Cantidad *p*-nitrofenol de la muestra, en μg .

Pm = Peso molecular del *p*-nitrofenol (139).

G = Factor relativo al peso de lodo seco utilizado (0,1 g, en este caso).

V = Factor de dilución, en caso de que sea necesario diluir las muestras.

T = Factor relativo al tiempo de incubación (en este caso sería 1 h).

El CaCl₂ se añade para flocular las arcillas, ya que si están dispersas se complica la filtración, y para evitar la co-extracción de materia orgánica durante el tratamiento con NaOH, ya que podría interferir en el análisis colorimétrico del *p*-nitrofenol. Por ello, es importante que el CaCl₂ 0,5 M se añada antes de añadir los 4 ml de NaOH 0,5 M.

En caso de muestras de las que se sospeche que tengan una actividad fosfomonoesterasa muy elevada, como pueden ser los lodos ricos en materia orgánica, se puede reducir el tiempo de incubación a 30 minutos para evitar la posibilidad de una subestimación de la actividad al haber limitación de sustrato.

ACTIVIDAD β -GLUCOSIDASA

Utilización del método descrito por Tabatabai (1982), basado en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol obtenido por la acción de la β -glucosidasa después de incubar el suelo con el sustrato β -D-glucopiranosido en medio tamponado a pH 6,5.

La incubación se lleva a cabo a 37°C durante una hora y el p-nitrofenol liberado se extrae por filtración después de la adición de CaCl₂ y tampón THAM pH 12 que en medio básico desarrolla un color amarillo (Jiménez de Ridder y Bonmati, 2003).

La reacción del ensayo enzimático es la siguiente:



MATERIALES Y APARATOS

Baño de agua con termostato y sistema de agitación.

Espectrofotómetro.

pH-metro.

Utillaje de uso normal en el laboratorio.

REACTIVOS Y DISOLUCIONES

- HC1 0,1 M.
- NaOH 0,5 M.
- CaCl₂ 0,5 M.
- Disolución tampón MUB stock (Modified Universal Buffer): Se pesan 12,2 g de THAM (tris-hidroximetil-aminometano), 11,6 g de Ácido maleico, 14 g de ácido cítrico y 6,28 g de ácido bórico; se disuelven en agua y se añaden 488 ml de NaOH 1 M. Se enrasa a un litro con agua destilada. Se puede conservar en nevera hasta un máximo de seis semanas.
- Disolución tampón MUB-HCl, pH 6,5: Mezclar 200 ml disolución stock con 500 ml HC1 0,1 M y enrasar a 1 litro con agua destilada. Se puede conservar en nevera aproximadamente durante tres semanas.
- Disolución THAM-NaOH 0,1M, pH 12 (disolución extractante): Pesar 12,2 g de THAM tris-hidroximetil-aminometano, disolver en aproximadamente 800 ml de agua; ajustar con NaOH 0,5 M hasta pH 12 y enrasar a 1 litro con agua destilada.
- Disolución de p-nitrofenil-β-D-Glucopiranosido 25 mM: Pesar 0,377 g de p-nitrofenil-β-D-Glucopiranosido y disolver en 50 ml de tampón (MUB-HC1) del pH adecuado. Esta disolución debe prepararse diariamente.

PROCEDIMIENTO

Los ensayos se realizan en tubos de 10 ml de volumen, procediéndose del siguiente modo:

1. Para lodos: A 0,1 g de muestra de lodo se le añaden 0,5 ml de sustrato PNG (p-nitrofenil-β-D glucopiranosido) 0,025 M y 2 ml de tampón MUB-HCl de pH 6,5 y 1 ml de agua destilada. Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 0,1 g de lodo, 2 ml de tampón y 1 ml de agua destilada; asimismo, se prepara un blanco conteniendo 0,5 ml de sustrato PNG 0,025 M y 2 ml de tampón.

Muestra, control, y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 37 °C durante 1 hora. Terminado este periodo se añade 0,5 ml de sustrato PNG al control.

A continuación, en ambos casos, todos los tubos son puestos a enfriar a 4-5° C durante 30 min., para detener la reacción enzimática. Pasado este tiempo, se adiciona a todos los tubos (muestra, control, y blanco), 0,5 ml de CaCl₂ 0,5M y 2 ml de disolución THAM-NaOH 0,1 M, pH 12. Se agita bien para que la suspensión se mezcle completamente y se lleva el volumen a 6 ml. Seguidamente se centrifugan los tubos a 3400 r.p.m. durante 10 min. Se diluye convenientemente el sobrenadante y se mide su absorbancia en el espectrofotómetro, después de haber ajustado el equipo a cero con el blanco, a una longitud de onda de 400nm

El CaCl₂ se añade para bloquear la reacción y para prevenir la dispersión de coloides que podrían interferir en la lectura espectrofotométrica, y la disolución THAM- NaOH, sirve para salificar el producto de reacción obtenido dándole color amarillo.

CÁLCULOS

La densidad óptica relativa medida se transforma en concentración mediante una recta patrón estándar obtenida con concentraciones conocidas de *p*-nitrofenol. Las unidades propuestas para la medida de esta actividad enzimática son $\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol liberado g}^{-1} \text{ lodo seco hora}^{-1}$. Con este valor se aplican los factores de conversión siguientes para calcular la actividad neta.

La actividad β -glucosidasa se calcula usando la siguiente expresión:

$$AE = \frac{C \cdot V}{Pm \cdot G \cdot T}$$

AE = Actividad β -glucosidasa ($\mu\text{moles de PNF liberado g lodo seco h}^{-1}$)

C = Concentración de PNF (μg) en el extracto, según la recta de calibración obtenida.

V = Factor de dilución.

Pm = Peso molecular del *p*-nitrofenol, 139.

G = Factor referente al peso de lodo seco utilizado en el ensayo.

T = Factor relativo al tiempo de incubación, en horas.

ECOTOXICIDAD: ENSAYO DE BIOLUMINISCENCIA

El método empleado para la obtención del lixiviado de los cinco fangos estudiados, es el denominado EP (Extraction Procedure), recogido en la Orden de 13 de octubre de 1989. Para la determinación de la ecotoxicidad se utilizaron viales de *Photobacterium phosphoreum* liofilizada que se deben mantener a -20°C. Antes de ser reconstituidas se recomienda trasladar las bacterias a un frigorífico de entre 2 y 8°C, para evitar el cambio brusco de temperatura.

Las bacterias son resuspendidas con una disolución al 2% de cloruro sódico, enfriada 15 min. a 15°C en un incubador Peltier/Multitox (500 μl de NaCl 2% a una pesada de 2 mg de fotobacteria, *Photobacterium phosphoreum*), seguidamente dicha suspensión se diluye adicionando NaCl 3% hasta alcanzar una emisión de luz de 2000 RLU por alícuota de 100 μl . Cada extracto de muestra, es salada añadiendo

cloruro sódico hasta una concentración de un 3% para evitar efectos osmóticos y se incuban a 15 °C durante 15 min.

Para iniciar el ensayo se pipetea 100 µl de suspensión de fotobacterias a tubos de incubación y se comprueba que todas las alícuotas muestran la misma emisión de luz \pm 10%. A continuación se pipetea a cada tubo con las fotobacterias, 100 µl de muestra. Tras una incubación de 15 min. a 15 °C se determina el valor de emisión de luz y el porcentaje de inhibición en cada muestra, utilizando el programa "Screening toxicidad" del Luminómetro Multitox de Gomensoro/Biotech.

Expresando el resultado mediante el parámetro EC₅₀, es decir, dilución de la muestra que en contacto con la bacteria reduce su emisión de luz al 50%, lo que corresponde a una inhibición del metabolismo respiratorio del 50%.

FITOTOXICIDAD: ENSAYO DE GERMINACIÓN

Se realiza el biotest de germinación de semillas, con el fin de determinar los posibles problemas de fitotoxicidad sobre la germinación de semillas de un suelo o su extracto.

PROCEDIMIENTO

Para la realización de los bioensayos se utilizaron semillas de cebada (*Hordeum vulgare* L.) y de berro (*Lepidium sativum* L.). Las semillas de berro ofrecen una respuesta rápida en ensayos de germinación, mostrando además una elevada sensibilidad a concentraciones bajas de sales y sustancias de naturaleza fitotóxica (Zucconi *et al.*, 1985). Las semillas de cebada presentan la ventaja de su fácil manejo y rápido crecimiento, éstas se emplearon con el fin de desarrollar un ensayo de germinación complementario sobre una especie vegetal con una diferente sensibilidad a las sustancias fitotóxicas y confirmar o no los efectos que tienen los lodos de depuradora estudiados sobre la germinación. Ambos tipos de semillas han sido ampliamente utilizados en ensayos de germinación de distintos materiales orgánicos (Ram y Verloo, 1983; Albuizio *et al.*, 1986; Piccolo *et al.*, 1992; Ayuso, 1995; Moreno, 1997; Ros, 2000; Hoekstra *et al.*, 2002).

Los extractos acuosos (cinco réplicas por cada tipo de fango) se prepararon mediante agitación de 5 g de lodo con 50 ml de agua destilada en el caso de la cebada y de 1g de lodo con 100 ml de agua en el caso del berro, formando una suspensión que, tras 1 hora de contacto, fue separada por centrifugación y filtración del sobrenadante. De los extractos anteriormente preparados se utilizó una alícuota de 2 ml, realizando los bioensayos por quintuplicado en placas Petri, junto con cinco placas control por ensayo. En cada una de las placas se colocaron 10 semillas de berro o de cebada, según el ensayo a desarrollar, sobre un soporte de papel de filtro. Para introducirlas en la cámara de crecimiento, se envuelven con papel de aluminio.

La cámara de crecimiento se encuentra a 28°C con un 75% de humedad, en oscuridad y se dejan las placas Petri durante 4 días. Posteriormente se realizó un recuento de las semillas germinadas en cada placa y se midió la longitud de las raíces y los tallos de cada una de las semillas germinadas.

Los blancos de referencia (control) consistieron en la adición de 2 ml de agua destilada en lugar de extracto.

CÁLCULOS

En este caso se utilizaron como indicadores el porcentaje de germinación de las semillas (SG) y el índice de germinación (IG). El índice de germinación en cada extracto (IG) se calculó mediante la fórmula propuesta por Zucconi *et al.* (1985):

$$IG = \%SG \frac{LRT}{LRC}$$

$\%SG$ = porcentaje de semillas cebada o berro germinadas

LRT = longitud media de las raíces de las plantas de los tratamientos

LRC = longitud media de las raíces del control

El índice de Tolerancia (IT), fue tomado de Poschenreider y Barceló (2003) y se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$IT = 100 \times \frac{LM}{LC}$$

LM = longitud media de las raíces en el suelo con exceso de metal

LC = longitud media de las raíces en el suelo control

ANEXO III.

PROPUESTA DE BUENAS PRÁCTICAS
AGRÍCOLAS PARA EL EMPLEO
LADOS EDAR COMO ENMIENDAS
ORGÁNICAS.

PROPUESTA DE BUENAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS PARA EL EMPLEO Lodos EDAR COMO ENMIENDAS ORGÁNICAS.

A.- DE ACONDICIONAMIENTO DEL TERRENO.

1. Se ha de tener presente que los terrenos que vayan a aceptar lodos como enmienda orgánica deberán estar debidamente nivelados, y en condiciones de aceptar dichos lodos (labores preparatorias de descompactación para favorecer la incorporación de los mencionados lodos).
2. Los lodos EDAR deberán ser enterrados y mezclados en la capa arable del suelo (20-25 cm), procurando que esta acción deje dicha capa lo más homogénea posible. Mediante el uso de la maquinaria y los aperos adecuados se procederá a incorporar los residuos al terreno, reduciendo al mínimo la compactación de dicho terreno, y evitando escorrentías que puedan salir de los límites de cada parcela o/y alcanzar masas o cursos de agua.
3. No se utilizarán terrenos donde la capa freática esté próxima a la superficie y exista riesgo de contaminación del agua subterránea.
4. Como criterios complementarios se observará los contenidos en los códigos de buenas prácticas agrarias vigentes, se respetará como distancia mínima, en la distribución de lodos sobre el terreno, la de 500 metros, respecto a los núcleos urbanos; y con relación con los cursos de aguas, se respetará lo establecido en el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, aprobado por el Real Decreto 849/1996, de 11 de abril, y lo dispuesto en los diferentes planes hidrológicos de cuenca.

B.- DE INCORPORACIÓN DE Lodos AL SUELO

1. Con carácter general, los lodos deben utilizarse cuando exista un interés agronómico para los cultivos, o cuando la calidad del suelo pueda ser mejorada.

La utilización de los lodos se llevará a cabo de tal manera que se reduzca al mínimo los riesgos negativos sobre la salud humana, animal y vegetal, la calidad de las aguas subterráneas y / o las aguas superficiales, la calidad a largo plazo del suelo, y la biodiversidad de los microorganismos que viven en el mismo.

2. Cuando el lodo se mezcle con otros residuos o materias, lo dispuesto en la presente propuesta de buenas prácticas se aplicará tanto a los lodos antes de la mezcla, así como a la mezcla producida. La mezcla de lodos con otros residuos o materias, únicamente a los efectos de dilución contaminantes están prohibidas.

3. Para lodos que no han sufrido un proceso de higienización adecuado, o incluso desde un punto de vista de seguridad para cualquier tipo de lodo, se recomienda aplicarlo a los suelos al menos 2 meses antes de poner cualquier cultivo, en particular si se trata de un cultivo que pueda tocar el lodo una parte comestible del mismo.

Del mismo modo se recomienda a las personas que realicen la aplicación de lodos al suelo que usen mascarillas de nariz y boca, capaces de poder salvaguardar a la persona frente a contaminación de microorganismos patógenos. Igualmente, se recomienda el uso de guantes para la realización de la mencionada aplicación.

4. La tasa de aplicación debe ser adaptada a las necesidades de los cultivos y / o el suelo teniendo en cuenta la cantidad de nutrientes presentes en el mismo, el suministro de nutrientes a través de la mineralización neta de las reservas en dicho suelo y la adición de nutrientes de abonos químicos y otros abonos orgánicos [sin perjuicio de lo dispuesto en otra legislación comunitaria pertinente, en particular, la Directiva 91/676/CEE sobre los nitratos].

Dentro de este apartado cabe señalar lo siguiente.

- En virtud de lo establecido en el Real Decreto 261/1996, el contenido en nitrógeno aplicado en la totalidad de materiales utilizados como enmienda orgánica en una parcela dada, no podrá superar el valor de 170 Kg/Ha año en áreas vulnerables (valor que deberá, en caso, ser compatible con los programas de actuación elaborados para dichas áreas) o el valor de 210 Kg/Ha año en áreas no vulnerables.
- Las cantidades máximas anuales de metales pesados que pueden añadirse al suelo a debido a la utilización agrícola de los lodos no debe superar los niveles determinados en la legislación vigente.

Una excepción podría ser prevista, previo estudio y autorización expresa, para la restauración de terrenos, donde una única gran utilización de los lodos se necesite para elevar el contenido de materia orgánica del suelo y promover la actividad biológica en el suelo. Los valores máximos de metales en suelos agrícolas:

Elemento	Valor máximo (mg/kg)
Cd	3
Cu	80
Cr	90
Hg	1,5
Ni	40
Pb	75
Zn	400

- Las tasas de aplicación de residuos al terreno, según las condiciones del terreno y de las operaciones que se apliquen, estarán sujetas a lo dispuesto en el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre y la Orden de 26 de octubre de 1993, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrarias.

No obstante lo anterior, se atenderá a lo dispuesto en la Normativa reguladora de protección de las aguas frente a la contaminación por nitratos de origen agrarios, y al Código de buenas prácticas agrarias de la Región de Murcia.

- Establecer criterios de limitación de dosis en función del cultivo concreto es problemático, ya que ello va a depender de la calidad del lodo y de las condiciones del suelo receptor. Podemos sin embargo, señalar algunos criterios básicos de carácter general:

- 5 La mejor época de aplicación de lodo será cuando se realicen en los suelos labores preparatorias del cultivo.
- 6 Para cultivos estacionales, las aplicaciones de lodos tendrán en cuenta que no suponga un exceso de humedad en el suelo, para poder realizar adecuadamente labores en los suelos.
- 7 En forrajes, especial atención al Nitrógeno que aporta el lodo, ya que es un cultivo muy sensible al exceso de este nutriente; las dosis bajas aquí serán recomendables.
- 8 Obligación de cumplir plazos estrictos de aplicación de lodos cuando sea para pastos. Sólo se añadirán lodos 2 meses antes de la plantación, para asegurar niveles de garantía.
- 9 No se podrán adicionar lodos en cultivos hortícolas en época vegetativa, ni en cultivos hortícolas y frutícolas, cuando dicho cultivo esté en contacto con el suelo, y que se consuman en estado crudo. Adiciones al suelo con al menos 2 meses antes de la plantación puede evitar cualquier tipo de riesgo.
- 10 Los lodos no deberán de ser utilizados inicialmente en áreas forestales establecidas. No obstante, se podrá permitir el uso de lodos en las plantaciones (plantaciones de corta rotación, para el cultivo de plantaciones de cultivos energéticos, plantaciones de árboles de Navidad y similares) y para fines de repoblación forestal, donde haya la necesidad de un aporte extra de nutrientes y siempre que las disposiciones del artículo 4 de la Directiva 75/442/CEE, lo permitan.
- 11 La utilización del residuo como enmienda orgánica / fertilizante del suelo se realizará dentro de una alternativa de cultivo, que suponga un aprovechamiento del terreno y los materiales residuales incorporados.

ANEXO IV.

**PROPUESTAS PARA UN BUEN
RECICLADO DE LODOS DE EDAR EN
SUELOS AGRÍCOLAS DE LA
COMUNIDAD AUTÓNOMA DE MURCIA.**

PROPUESTAS PARA UN BUEN RECICLADO DE LODOS DE EDAR EN SUELOS AGRÍCOLAS DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE MURCIA.

En virtud de los resultados obtenidos se destacan las siguientes premisas:

PRIMERA: Podrán ser reciclados en los suelos agrícolas aquellos lodos EDAR tratados por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzcan, de forma significativa, su capacidad de fermentar y, siempre que sea posible, se evite los inconvenientes sanitarios derivados de su utilización. Como norma general, se debe indicar que los lodos deben haber sufrido como mínimo un tratamiento aerobio prolongado, o bien un tratamiento de digestión anaerobia.

Sería deseable que se pudiese llegar a tratamientos de higienización adecuados para eliminación de microorganismos patógenos en lodos, pero si ello no es factible, se recomienda que se lleven a cabo las pautas que se establecen en el Anexo VI del presente trabajo denominado "Propuesta de Buenas Prácticas Agrícolas". Los tratamientos a los que se deberán someter los lodos EDAR que quieran ser reciclados en suelos agrícolas son los siguientes:

Tratamientos adecuados de higienización los lodos:

- 1 Secado térmico para garantizar que la temperatura de las partículas de lodo supera los 80°C con una reducción del contenido de agua al menos al 10%.
- 2 Estabilización aeróbica termófila a una temperatura de al menos 55°C durante 20 días, o digestión anaerobia termófila a una temperatura de al menos 53°C durante 20 días.
- 3 Tratamiento térmico de lodos líquidos por un mínimo de 30 minutos a 70°C, seguido por digestión anaerobia mesófila a una temperatura de 35°C con una media de duración de 12 días.
- 4 Acondicionamiento con cal y/o potasa hasta alcanzar un pH de 12 o más y mantener una temperatura de al menos 55°C durante 2 horas; o bien, el acondicionamiento con cal y/o potasa para alcanzar y mantener un pH de 12 o más durante tres meses.
- 5 Compostaje con lodos y un agente estructurante adecuado, con el fin de estabilizar la materia orgánica del mencionado lodo, e higienizarlo. El proceso debe conllevar el paso por etapas mesófilas y termófilas hasta los 65°C, y afectar dicho proceso a todo el conjunto de la masa a compostar.

Tratamientos convencionales, que NO aseguran higienización

- 1 Acondicionamiento con cal y/o potasa para asegurar una mezcla homogénea de cal y lodo. La mezcla deberá llegar a un pH de más de 12, inmediatamente después de encalado y mantener un pH igual o superior a 12 por 24 horas.
- 2 Digestión anaerobia mesófila a una temperatura de 35°C con periodo medio de retención de 15 días.

- 3 Aireación prolongada a la temperatura ambiente, sin mezcla o la retirada durante el período de tratamiento.
- 4 Estabilización aeróbica simultánea a la temperatura ambiente.
- 5 Almacenamiento en forma líquida a temperatura ambiente como un lote, sin mezcla o retirada durante el período de almacenamiento.

En caso de largas distancias, se podrá autorizar una excepción a lo dispuesto en el anterior requisito, caso por caso, y siempre que las disposiciones del artículo 4 de la Directiva 75/442/CEE se cumplan.

Cabe destacar que, los lodos de fosas sépticas y de instalaciones similares deberán ser gestionados adecuadamente en una planta de tratamiento para completar su depuración/estabilización. Los lodos procedentes de industrias agroalimentarias podrán ser usados sin tratamiento previo, siempre bajo preceptiva consulta al órgano competente, y cuando exista la seguridad de que su empleo no va a suponer riesgo ambiental ni para la salud pública.

SEGUNDA: *La humedad de los lodos* que sean reciclados en los suelos agrícolas será como máximo, del 80%, de este modo, la estructura de los lodos será semisólida, necesaria para realizar una mezcla adecuada con la capa arable del suelo donde se incorpora, y evitar problemas de lixiviación o escorrentía debido a un estado demasiado líquido de los mencionados lodos.

TERCERA: Los lodos EDAR que son generados en las diferentes estaciones depuradoras de la Comunidad Autónoma de Murcia tienen aspectos positivos que los hacen adecuados para reciclarlos en el suelo desde una perspectiva agrícola, entre otros:

1. Elevado contenido en materia orgánica y carbono orgánico; resultando este aspecto de interés ya que se puede esperar que el reciclado en el suelo de estos materiales orgánicos produzca en los suelos receptores una mejora en sus propiedades físicas, químicas, biológicas y microbiológicas.
2. Adecuado contenido en macro y micronutrientes (N, P, Ca, Mg, Mn, Fe; el contenido el K es el que suele ser más débil en los lodos), y valores de pH cercanos al valor neutro.

No obstante lo anterior, hay parámetros que necesariamente hay que controlar para evitar que las adiciones de lodos al suelo puedan perjudicar su calidad. En este aspecto, debemos de señalar lo siguiente:

- A. **Salinidad.** Los lodos con valores de conductividad eléctrica elevada (> 8 dS/m) tendrán que ser empleados con precaución y su utilización requerirá el uso de dosis suficientemente bajas, con objeto de no contribuir a la salinización de los suelos. La dosis a emplear en estos casos deberá ser tal que no eleve la CE de los suelos por encima de 4-6 ds/m (medido en extracto saturado), ya que además de la salinización del suelo, puede afectar negativamente a las plantas así como a poblaciones microbianas del suelo.

- B. **Nitrógeno.** La dosis de lodos EDAR que se puede adicionar a los suelos no podrá suponer la aplicación de cantidades de más de 170 Kg.N/Ha/año conforme establece la normativa reguladora en materia de suelos vulnerables. No debemos olvidar que la referida normativa hay que aplicarla para todos nuestros suelos agrícolas.
- C. **Metales pesados.** No deberán ser reciclados en los suelos aquellos lodos EDAR cuyo contenido metálico total sea superior a los siguientes valores:

Elemento	Concentración (mg/kg)
Cd	10
Ni	300
Cu	1000
Cr	1000
Zn	2500
Hg	10
Pb	750

Los valores de metales pesados en lodos que se han señalado se basan en aquellos que se hacen constar en los documentos que maneja la Unión Europea (3º Borrador, y Propuesta de Directiva 30/04/2003), y serán de obligado cumplimiento para los países de la Unión siendo mas restrictivos que los que están presentes en el Real Decreto 1310/1990.

Aparte de los mencionados valores, en el anexo VI del presente trabajo, "Propuesta de buenas prácticas agrícolas", se indican las cantidades de metales pesados que nuestros suelos podrán incorporar como máximo, lo que hará referencia a la dosis de lodo que podrán ser empleados.

Se plantea la posibilidad, tanto en los metales pesados contenidos en lodos como en los suelos enmendados por ellos, considerar sólo aquella parte que puede llegar a ser biodisponible debido a que será más susceptible de originar riesgos para las plantas y para la cadena trófica y no la cantidad de metal total. Este aspecto no se ha plasmado en ninguna limitación al respecto, ya que no todos los metales se comportan de igual forma frente a determinados agentes extractantes, y además, la biodisponibilidad va íntimamente unida a la mineralogía y estructura del suelo receptor. La complejidad de estandarizar en este sentido y no siendo el motivo que centra el presente trabajo, sólo haremos mención a las cantidades de metal total a la hora de establecer criterios limitantes para el reciclado de lodos en los suelos.

A día de hoy, conocemos que cantidades elevadas de metales pueden derivar en un exceso de concentración en los suelos, y en un problema para su flora y fauna, y en general, para su diversidad. Interesa hacer la salvedad que gran parte del metal pesado, en suelos como muchos de los que existen en la región de Murcia, con pH neutro-básico, y con gran cantidad de carbonato cálcico, se inmovilizarán, lo cual es un aspecto positivo a considerar.

Limitar el uso de lodos en torno a sus contenidos metálicos no resulta sencillo. Sin embargo, considerar las cantidades señaladas anteriormente creemos que es útil debido a dos factores concretos:

- 1) Evitar acumulaciones incontroladas de metal en los suelos, motivado por el uso de lodos con elevada carga metálica a dosis altas, o a dosis bajas pero de manera reiterativa y frecuente.
- 2) La acumulación de metales pesados afecta negativamente a ciertas especies vegetales.

D. **Compuestos orgánicos de carácter potencialmente contaminante.** A la vista de bibliografía consultada se ha comprobado la enorme variabilidad existente entre normativas de determinados países, y de la UE, con relación a marcar límites para ciertos grupos de compuestos orgánicos que puedan ser considerados como problemáticos, así como a los métodos analíticos para su determinación.

Para la Comunidad Autónoma de Murcia, sólo los sulfonatos de alquilbenceno lineales (LAS's), procedentes de exceso de detergentes que llegan incorporados con las aguas a las depuradoras, puede estar en límites que sobrepasan, a veces y para algunas depuradoras. Otros grupos de orgánicos potencialmente contaminantes no se ha encontrado de manera generalizada, ningún aspecto que los haga aparecer como peligrosos según su concentración en nuestros lodos.

E. **Microorganismos patógenos.** Se debería establecer un control sobre *Salmonella* y *Escherichia coli*, con una periodicidad no inferior a tres veces al año. Este tipo de microorganismos patógenos, que existen en lodos de depuradora y en otros tipos de residuos orgánicos como aquellos de origen animal, pueden ser causantes de incorporación de los mismos a suelos carentes de los mismos. Con carácter general no debería existir presencia de *Salmonella* y las cantidades de *E coli* no deben superar el valor de 10.

CUARTA: Como protocolo de muestreo de lodos, cuando estos han sufrido deshidratación mecánica y cuentan como máximo con 80% de humedad, o lodos depositados en eras de secado, se propone el siguiente procedimiento:

1. Se tomarán 5 submuestras de lodos, con un tamaño de 2 Kg., y tomadas en puntos diferentes y de forma manual. Cuando sea posible, se seleccionará un punto de muestreo en el que el lodo esté en movimiento, en lugar de tomar muestras en pilas o montones. Para lodo deshidratado, lo mejor es tomar la muestra en cinta transportadora; si no es posible, y la muestra se debe tomar en eras de secado, se muestreará no sólo la costra o capa superficial.
2. Esas 5 submuestras se mezclarán para obtener una muestra homogénea y representativa que irá a análisis (alrededor de 250 gramos de muestra).
3. Las muestras serán introducidas en botellas de vidrio opacas, de boca ancha, con tapón de aluminio, y conservándose en condiciones refrigeradas hasta su análisis. Se usarán para los análisis microbiológicos y de compuestos orgánicos, y se conservarán a 2-4°C hasta dicho análisis. Para

parámetros agronómicos y metales pesados, las muestras de lodos se secarán al aire, en bandejas de porcelana, vidrio o acero inoxidable.

4. No es recomendable que las muestras permanezcan más de un mes antes de su análisis.
5. Las personas que realicen los muestreos de lodos deberán llevar guantes y mascarilla apropiada para evitar cualquier contaminación procedente del contenido en microorganismos patógenos de dichos lodos.

Se realizarán estos muestreos, como mínimo, 6 veces al año para parámetros agronómicos, y 3 veces al año para parámetros de compuestos orgánicos y microbiológicos.

QUINTA: Se deberán seguir aquellos métodos analíticos estandarizados para la totalidad de esos parámetros, a excepción de las determinaciones de compuestos orgánicos, para los cuales no existe la mencionada estandarización.

SEXTA: Un aspecto clave con relación al uso agrícola de lodos EDAR, es el ***control final sobre los suelos receptores*** de dichos lodos. Si nuestro objetivo es que las adiciones con lodos a los suelos agrícolas se realicen sin riesgo alguno desde una perspectiva ambiental, establecer controles y seguimientos de los suelos receptores es fundamental.

En definitiva, en aquellos suelos receptores deberán medirse los mismos parámetros que se indican para los lodos EDAR. Una vez al año, los suelos receptores deberán aportar una analítica completa de dichos suelos enmendados. El muestreo de suelos se realizará mediante la mezcla de 20 muestras por hectárea, tomadas en la capa arable (20-25 cm), las cuales serán oportunamente mezcladas y homogeneizadas. De esa mezcla se obtendrá la muestra de 0,5 kg de peso, la cual se dejará en frío, a 4°C hasta su análisis (tiempo máximo de espera hasta el análisis, un mes).