



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA



Escola Tècnica Superior  
d'Enginyeria Agronòmica i del Medi Natural

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica  
y del Medio Natural

Estudio de la influencia de la textura del suelo en la  
inmovilización de los metales pesados tras la adición de  
lodos de depuradora.

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Bioambiental y del Paisaje

AUTOR/A: Rubio Soriano, Raquel

Tutor/a: Moreno Ramón, Héctor

Cotutor/a: Ibañez Asensio, Sara

CURSO ACADÉMICO: 2023/2024

## **Estudio de la influencia de la textura del suelo en la inmovilización de los metales pesados tras la adición de lodos de depuradora.**

Los lodos de depuradora, generados principalmente en las fases de decantación de aguas residuales, contienen tanto elementos con valor agronómico (materia orgánica, nitrógeno, fósforo, potasio y micronutrientes) como componentes potencialmente contaminantes, como metales pesados y patógenos. Actualmente, el uso agrícola de estos lodos representa el destino final del 80% de los generados, reduciendo su depósito en vertederos e incineración. Sin embargo, persisten preocupaciones sobre su impacto ambiental, especialmente por la posible contaminación del suelo.

Este trabajo tiene como objetivo estudiar la influencia de la textura del suelo en la inmovilización de metales pesados tras la aplicación de lodos de depuradora en suelos sometidos a varios ciclos de riego. Además, se evalúa el efecto de distintos formatos y posiciones de aplicación de los lodos sobre la movilidad de estos metales.

El diseño experimental se llevó a cabo utilizando tubos de lixiviado con suelos de textura franca y arenosa, donde se aplicaron lodos de depuradora en diferentes posiciones (superficial y enterrada) y formatos (pasta fresca, pasteurizada, gránulos y pellets), con dos dosis (40 y 120 kg/ha). Durante cinco meses, se aplicaron semanalmente 250 ml de agua de riego, y se recogió un litro de lixiviado por tubo. Se realizaron análisis en el suelo y lixiviados para determinar el pH, la conductividad eléctrica, el contenido de materia orgánica y la concentración de metales pesados.

Los resultados mostraron que la textura del suelo y el formato del lodo son claves en la inmovilización de metales pesados. Los suelos francos favorecieron una mayor inmovilización debido a su mayor capacidad de intercambio catiónico, mientras que los suelos arenosos mostraron una mayor movilidad de metales. Los lodos pasteurizados en gránulos o pellets estabilizaron mejor el pH y la conductividad, promoviendo la inmovilización de metales, a diferencia del lodo fresco. También se observó que mayores dosis de lodo incrementaron la liberación de materia orgánica y ácidos, afectando la movilidad de los metales, y que la aplicación superficial fue menos efectiva que la mezcla con el suelo.

En conclusión, la textura del suelo, el formato de los lodos y su modo de aplicación juegan un papel crucial en la inmovilización de metales pesados. Tener en cuenta estos factores es clave para minimizar el riesgo de contaminación del suelo, lo que subraya la importancia de optimizar las prácticas agrícolas relacionadas con el uso de lodos de depuradora.

**Palabras clave:** Suelo; lixiviados; lodos de depuradora; textura; metales pesados; agricultura.

## **Study on the Influence of Soil Texture on the Immobilization of Heavy Metals After the Addition of Sewage Sludge**

Sewage sludge, primarily generated during the sedimentation phases of wastewater treatment, contains both agronomically valuable elements (organic matter, nitrogen, phosphorus, potassium, and micronutrients) and potentially contaminating components, such as heavy metals and pathogens. Currently, the agricultural use of this sludge accounts for the final destination of 80% of the sludge produced, significantly reducing its disposal in landfills and incineration. However, concerns about its environmental impact persist, particularly due to the potential risk of soil contamination.

The main objective of this study is to assess the influence of soil texture on the immobilization of heavy metals after the application of sewage sludge in soils subjected to several irrigation cycles. Additionally, the effect of different formats and application positions of the sludge on the mobility of these metals is evaluated.

The experimental design involved using leaching tubes with loam and sandy soils, where sewage sludge was applied in different positions (surface and buried) and formats (fresh paste, pasteurized paste, granules, and pellets), with two doses (40 and 120 kg/ha). Over five months, 250 ml of irrigation water was applied weekly, and one liter of leachate was collected per tube. Analyses were performed on both the soil and leachates to determine pH, electrical conductivity, organic matter content, and heavy metal concentrations.

The results showed that soil texture and sludge format are key factors in the immobilization of heavy metals. Loam soils favored greater immobilization due to their higher cation exchange capacity, while sandy soils exhibited greater metal mobility. Pasteurized sludge in granule or pellet form better stabilized pH and electrical conductivity, promoting heavy metal immobilization, unlike fresh sludge. Additionally, higher sludge doses increased the release of organic matter and acids, affecting the mobility of metals, and surface application was less effective than mixing with the soil in stabilizing the metals.

In conclusion, soil texture, sludge format, and its application method play a crucial role in the immobilization of heavy metals. Considering these factors is essential to minimizing the risk of soil contamination, highlighting the importance of optimizing agricultural practices related to the use of sewage sludge.

**Keywords:** Soil; leachates; sewage sludge; texture; heavy metals; agriculture.

## **Estudi de la influència de la textura del sòl en la immobilització dels metalls pesants després de l'addició de llots de depuradora.**

Els llots de depuradora, generats principalment en les fases de decantació d'aigües residuals, contenen tant elements amb valor agronòmic (matèria orgànica, nitrogen, fòsfor, potassi i micronutrients) com a components potencialment contaminants, com a metalls pesants i patògens. Actualment, l'ús agrícola d'estos llots representa el destí final del 80% dels generats, reduint el seu dipòsit en abocadors i incineració. No obstant això, persisteixen preocupacions sobre el seu impacte ambiental, especialment per la possible contaminació del sòl.

Este treball té com a objectiu estudiar la influència de la textura del sòl en la immobilització de metalls pesants després de l'aplicació de llots de depuradora en sòls sotmesos a diversos cicles de reg. A més, s'avalua l'efecte de diferents formats i posicions d'aplicació dels llots sobre la mobilitat d'estos metalls.

El disseny experimental es va dur a terme utilitzant tubs de lixiviat amb sòls de textura franca i arenosa, on es van aplicar llots de depuradora en diferents posicions (superficial i enterrada) i formats (pasta fresca, pasteuritzada, grànuls i pèl·lets), amb dos dosis (40 i 120 kg/ha). Durant cinc mesos, es van aplicar setmanalment 250 ml d'aigua de reg, i es va arrebregar un litre de lixiviat per tub. Es van realitzar anàlisi en el sòl i lixiviats per a determinar el pH, la conductivitat elèctrica, el contingut de matèria orgànica i la concentració de metalls pesants.

Els resultats van mostrar que la textura del sòl i el format del llot són claus en la immobilització de metalls pesants. Els sòls francs van afavorir una major immobilització a causa de la seua major capacitat d'intercanvi catiònic, mentres que els sòls arenosos van mostrar una major mobilitat de metalls. Els llots pasteuritzats en grànuls o pèl·lets van estabilitzar millor el pH i la conductivitat, promovent la immobilització de metalls, a diferència del llot fresc. També es va observar que majors dosis de llot van incrementar l'alliberament de matèria orgànica i àcids, afectant la mobilitat dels metalls, i que l'aplicació superficial va ser menys efectiva que la mescla amb el sòl.

En conclusió, la textura del sòl, el format dels llots i el seu mode d'aplicació juguen un paper crucial en la immobilització de metalls pesants. Tindre en compte estos factors és clau per a minimitzar el risc de contaminació del sòl, la qual cosa subratlla la importància d'optimitzar les pràctiques agrícoles relacionades amb l'ús de llots de depuradora.

**Paraules clau:** Sòl; lixiviats; llots de depuradora; textura; metalls pesats; agricultura.



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA



Escola Tècnica Superior  
d'Enginyeria Agronòmica  
i del Medi Natural

## ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1.	EL SUELO.....	1
1.2.	LODOS DE DEPURADORA.....	1
1.2.1.	Definición.....	1
1.2.2.	Producción y destino final de los lodos.....	2
1.2.3.	Legislación vigente.....	3
1.3.	USO DE LODOS DE DEPURADORA EN LA AGRICULTURA.....	4
1.3.1.	Efectos de la aplicación de lodo en las distintas propiedades del suelo....	4
1.3.2.	Riesgos derivados de la aplicación de lodos de depuradora en suelos.....	6
1.4.	CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR METALES PESADOS.....	7
2.	OBJETIVOS.....	9
3.	METODOLOGÍA.....	10
3.1.	DISEÑO EXPERIMENTAL.....	10
3.2.	CARACTERIZACIÓN DEL SUELO DE PARTIDA Y DEL LODO APLICADO.....	11
3.3.	MATERIALES Y METODOLOGÍA ANALÍTICA.....	12
3.3.1.	ANÁLISIS DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO.....	12
3.3.1.1.	pH.....	12
3.3.1.2.	Conductividad eléctrica.....	12
3.3.1.3.	Materia orgánica.....	13
3.3.2.	ANÁLISIS DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL LIXIVIADO.....	14
3.3.2.1.	pH.....	14
3.3.2.2.	Conductividad eléctrica.....	14
3.3.3.	CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SUELO Y LIXIVIADO: CADMIO, NÍQUEL, CROMO, COBRE Y ZINC.....	14
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	16
4.1.	PARÁMETROS DEL SUELO.....	16
4.1.1.	pH.....	16
4.1.2.	Conductividad eléctrica.....	19
4.1.3.	Materia orgánica.....	22
4.2.	PARÁMETROS DEL LIXIVIADO.....	25
4.2.1.	pH.....	25
4.2.2.	Conductividad eléctrica.....	28
4.3.	CONCENTRACIÓN DE METALES EN EL SUELO Y LIXIVIADO.....	33
4.3.1.	Textura del suelo.....	33



4.3.2.	Posición de aplicación del lodo .....	34
4.3.3.	Formato y efecto del pasteurizado del lodo.....	36
4.3.4.	Dosis de aplicación .....	37
4.3.5.	Inmovilización de metales pesados en suelos.....	38
4.4.	CORRELACIONES ENTRE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS.....	39
5.	CONCLUSIÓN .....	40
6.	BIBLIOGRAFÍA .....	42
	ANEXOS .....	49
	ANEXO I: RECTAS DE CALIBRADO .....	50
	ANEXO II: RESULTADOS .....	52
	ANEXO III: ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS .....	56
1.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO DESCRIPTIVO DE LAS ANALÍTICAS .....	56
2.	ANÁLISIS DE VARIANZA .....	66
3.	INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS EN LOS FACTORES .....	68
4.	ANÁLISIS DE CORRELACIÓN ENTRE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS .....	75

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Estrategia de gestión de residuos adoptada por la UE. Fuente: García, 2017. ....	2
<b>Figura 2.</b> Destino de aplicación de los lodos generados por comunidades y tipo de destino en 2022. Fuente: INE, 2024.....	3
<b>Figura 3.</b> Dispositivo final.....	10
<b>Figura 4.</b> Lodo pasteurizado granulado. ....	10
<b>Figura 5.</b> Lodo pasteurizado en pellet. ....	10
<b>Figura 6.</b> Equipo utilizado para el ICP-OES. ....	14
<b>Figura 7.</b> Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. .	16
<b>Figura 8.</b> Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo.....	17
<b>Figura 9.</b> Influencia del pH en las dosis de lodo aplicadas. ....	18
<b>Figura 10.</b> Interacción entre el formato y la dosis del lodo en respuesta al pH. ....	19
<b>Figura 11.</b> Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. ....	20
<b>Figura 12.</b> Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo. . ....	20
<b>Figura 13.</b> Influencia de la conductividad eléctrica en las dosis de lodo aplicadas. ....	22
<b>Figura 14.</b> Interacción entre el formato y la posición del lodo en respuesta a la conductividad eléctrica. ....	22
<b>Figura 15.</b> Representación de la materia orgánica cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. . ....	23
<b>Figura 16.</b> Representación de la materia orgánica cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo.....	23
<b>Figura 17.</b> Influencia de la materia orgánica en las dosis de lodo aplicadas.....	25
<b>Figura 18.</b> Interacción entre la textura del suelo y la posición en la que se aplica el lodo en respuesta al contenido de materia orgánica.....	25
<b>Figura 19.</b> Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. ....	26
<b>Figura 20.</b> Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo.....	26
<b>Figura 21.</b> Interacción entre el formato y la dosis en la que se aplica el lodo en respuesta al pH del lixiviado.....	28
<b>Figura 22.</b> Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo.....	29
<b>Figura 23.</b> Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo. ....	29
<b>Figura 24.</b> Influencia de la conductividad eléctrica en las dosis de lodo aplicadas. ....	31
<b>Figura 25.</b> Interacción entre el formato y la dosis de aplicación del lodo en respuesta a la conductividad eléctrica. ....	31
<b>Figura 26.</b> Interacción entre la dosis y la posición del lodo en respuesta a la conductividad eléctrica.....	32
<b>Figura 27.</b> Interacción entre la dosis y la textura del suelo en respuesta a la conductividad eléctrica.....	32
<b>Figura 28.</b> Representación de la concentración de los metales pesados en función de la textura del suelo. ....	33

<b>Figura 29.</b> Influencia de la concentració de cadmio en la textura del suelo.....	34
<b>Figura 30.</b> Representació de la concentració de los metales pesados en funció de la posició de aplicació del lodo.. .....	34
<b>Figura 31.</b> Influencia de la concentració de níquel en la posició en la que se aplica el lodo.....	35
<b>Figura 32.</b> Influencia de la concentració de cadmio en la posició en la que se aplica el lodo.....	35
<b>Figura 33.</b> Representació de la concentració de los metales pesados en funció del formato de aplicació del lodo.. .....	36
<b>Figura 34.</b> Influencia de la concentració de níquel en el formato de aplicació del lodo.....	37
<b>Figura 35.</b> Representació de la concentració de los metales pesados en funció de la dosis de aplicació del lodo.. .....	37
<b>Figura 36.</b> Influencia de la concentració de cadmio en la dosis de aplicació de lodo. .	38
<b>Figura 37.</b> Recta de calibrado del cadmio para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	50
<b>Figura 38.</b> Recta de calibrado del cadmio para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	50
<b>Figura 39.</b> Recta de calibrado del cadmio para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	50
<b>Figura 40.</b> Recta de calibrado del níquel para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	50
<b>Figura 41.</b> Recta de calibrado del níquel para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	50
<b>Figura 42.</b> Recta de calibrado del níquel para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	50
<b>Figura 43.</b> Recta de calibrado del cromo para concentraciones de 0 a 1 ppm.....	50
<b>Figura 44.</b> Recta de calibrado del cromo para concentraciones de 0 a 1 ppm.....	50
<b>Figura 45.</b> Recta de calibrado del cromo para concentraciones de 0 a 1 ppm.....	51
<b>Figura 46.</b> Recta de calibrado del cobre para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	51
<b>Figura 47.</b> Recta de calibrado del cobre para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	51
<b>Figura 48.</b> Recta de calibrado del cobre para concentraciones de 0 a 1 ppm. ....	51
<b>Figura 49.</b> Recta de calibrado del zinc para concentraciones de 0 a 1 ppm.....	51
<b>Figura 50.</b> Recta de calibrado del zinc para concentraciones de 0 a 1 ppm.....	51
<b>Figura 51.</b> Recta de calibrado del zinc para concentraciones de 0 a 1 ppm.....	51
<b>Figura 52.</b> Influencia del pH en los formatos de lodo aplicados. ....	68
<b>Figura 53.</b> Interacción entre el formato y la posición del lodo en respuesta al pH. ....	69
<b>Figura 54.</b> Interacción entre el formato del lodo y la textura del suelo en respuesta al pH.....	69
<b>Figura 55.</b> Influencia de la conductividad eléctrica en los formatos de lodo aplicados....	69
<b>Figura 56.</b> Interacción entre la dosis de aplicación del lodo y la textura del suelo en respuesta a la conductividad eléctrica. ....	70
<b>Figura 57.</b> Influencia de la materia orgánica en la textura del suelo. ....	70
<b>Figura 58.</b> Influencia de la materia orgánica en los formatos de lodo aplicados. ....	70
<b>Figura 59.</b> Influencia del pH en la textura del suelo.....	71
<b>Figura 60.</b> Influencia del pH en los formatos de lodo aplicados. ....	71
<b>Figura 61.</b> Interacción entre el formato y la posición del lodo en respuesta al pH del lixiviado. ....	71
<b>Figura 62.</b> Influencia de la conductividad eléctrica en los formatos de lodo aplicados. ..	72
<b>Figura 63.</b> Interacción entre el formato y la posición del lodo en respuesta a la conductividad eléctrica. ....	72
<b>Figura 64.</b> Influencia de la concentración de níquel en la textura del suelo.....	72
<b>Figura 65.</b> Influencia de la concentración de cromo en la textura del suelo. ....	73
<b>Figura 66.</b> Influencia de la concentración de cobre en la textura del suelo. ....	73

<b>Figura 67.</b> Influencia de la concentraci3n de zinc en la textura del suelo. ....	73
<b>Figura 68.</b> Influencia de la concentraci3n de cobre en la posici3n de aplicaci3n del lodo. .....	74
<b>Figura 69.</b> Influencia de la concentraci3n de zinc en la posici3n de aplicaci3n del lodo. .	74

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Anexo IA del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos.....	8
<b>Tabla 2.</b> Anexo IB del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en lodos con destino a suelo agrícola. ....	8
<b>Tabla 3.</b> Anexo IC del Real Decreto 1310/1990. Valor límite para las cantidades de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años....	8
<b>Tabla 4.</b> Caracterización del suelo de partida.....	11
<b>Tabla 5.</b> Caracterización del lodo de partida. ....	12
<b>Tabla 6.</b> Análisis de varianza del pH del suelo. ....	17
<b>Tabla 7.</b> Análisis de varianza de la conductividad eléctrica del suelo. ....	21
<b>Tabla 8.</b> Análisis de varianza del contenido de materia orgánica del suelo.....	24
<b>Tabla 9.</b> Análisis de varianza del pH del lixiviado. ....	27
<b>Tabla 10.</b> Análisis de varianza de la conductividad eléctrica del lixiviado. ....	30
<b>Tabla 11.</b> Propiedades químicas del suelo: pH, conductividad eléctrica y contenido de materia orgánica.....	52
<b>Tabla 12.</b> Propiedades químicas del lixiviado: pH y conductividad eléctrica. ....	53
<b>Tabla 13.</b> Concentración de los metales pesados en el lixiviado: Cadmio, níquel, cromo, cobre y zinc. ....	54
<b>Tabla 14.</b> Concentración de los metales pesados en el suelo: Cadmio, níquel, cromo, cobre y zinc. ....	55
<b>Tabla 15.</b> Análisis estadístico descriptivo del pH del suelo. ....	56
<b>Tabla 16.</b> Análisis estadístico descriptivo de la conductividad eléctrica del suelo. ....	57
<b>Tabla 17.</b> Análisis estadístico descriptivo de la materia orgánica del suelo.....	58
<b>Tabla 18.</b> Análisis estadístico descriptivo del pH del lixiviado. ....	59
<b>Tabla 19.</b> Análisis estadístico descriptivo de la conductividad eléctrica del lixiviado. ....	60
<b>Tabla 20.</b> Análisis estadístico descriptivo de la concentración de cadmio del lixiviado. ..	61
<b>Tabla 21.</b> Análisis estadístico descriptivo de la concentración de níquel del lixiviado. ....	62
<b>Tabla 22.</b> Análisis estadístico descriptivo de la concentración de cromo del lixiviado. ....	63
<b>Tabla 23.</b> Análisis estadístico descriptivo de la concentración de cobre del lixiviado. ....	64
<b>Tabla 24.</b> Análisis estadístico descriptivo de la concentración de zinc del lixiviado.....	65
<b>Tabla 25.</b> Análisis de varianza de la concentración de cadmio en el lixiviado. ....	66
<b>Tabla 26.</b> Análisis de varianza de la concentración de níquel en el lixiviado. ....	66
<b>Tabla 27.</b> Análisis de varianza de la concentración de cromo en el lixiviado.....	67
<b>Tabla 28.</b> Análisis de varianza de la concentración de cobre en el lixiviado.....	67
<b>Tabla 29.</b> Análisis de varianza de la concentración de zinc en el lixiviado. ....	68
<b>Tabla 30.</b> Matriz de correlaciones I. ....	75
<b>Tabla 31.</b> Matriz de correlaciones II. ....	76

## RELACIÓN DEL TRABAJO CON LOS OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE DE LA AGENDA 2030

### A. Indicar el grado de relación del trabajo con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

	Alto	Medio	Bajo	No procede
<b>ODS 1. Fin de la pobreza</b>				X
<b>ODS 2. Hambre cero</b>		X		
<b>ODS 3. Salud y bienestar</b>	X			
<b>ODS 4. Educación de calidad</b>				X
<b>ODS 5. Igualdad de género</b>				X
<b>ODS 6. Agua limpia y saneamiento</b>	X			
<b>ODS 7. Energía asequible y no contaminante</b>				X
<b>ODS 8. Trabajo decente y crecimiento económico</b>				X
<b>ODS 9. Industria, innovación e infraestructuras</b>				X
<b>ODS 10. Reducción de las desigualdades</b>				X
<b>ODS 11. Ciudades y comunidades sostenibles</b>				X
<b>ODS 12. Producción y consumo responsables</b>		X		
<b>ODS 13. Acción por el clima</b>		X		
<b>ODS 14. Vida submarina</b>	X			
<b>ODS 15. Vida de ecosistemas terrestres</b>	X			
<b>ODS 16. Paz, justicia e instituciones sólidas</b>				X
<b>ODS 17. Alianzas para lograr objetivos.</b>				X

### B. Describir brevemente la alineación del TFG con los ODS, marcados en la tabla anterior, con un grado alto.

**ODS 3. Salud y Bienestar:** la movilidad y disponibilidad de metales pesados en el suelo son factores que tienen un impacto directo en la salud pública. La presencia de metales pesados en suelos agrícolas o en el entorno natural puede contaminar el agua y los alimentos exponiendo a las poblaciones humanas a riesgos graves para la salud. Este estudio contribuye a la mitigación de estos riesgos mediante la identificación de factores que afectan a la retención de metales en el suelo y a su lixiviación, lo que es esencial para proteger la salud de las comunidades.

**ODS 6. Agua limpia y saneamiento:** al analizar cómo la textura del suelo, la posición de aplicación del lodo, los formatos del lodo, y las dosis de aplicación afectan la lixiviación de metales pesados, el estudio proporciona información crucial para desarrollar prácticas agrícolas y de gestión de residuos que minimicen la contaminación del agua.

**ODS 14. Vida submarina:** la movilidad y lixiviación de metales pesados desde el suelo hacia los cuerpos de agua pueden tener un impacto significativo en los ecosistemas marinos. Este estudio proporciona información sobre cómo las prácticas de manejo del suelo y la aplicación de lodos pueden influir en la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, lo cual es esencial para desarrollar estrategias que protejan los ecosistemas marinos de la contaminación terrestre.



**ODS 15. Vida de ecosistemas terrestres:** la correcta gestió de los suelos y la reducci3n de la contaminaci3n por metales pesados son importantes para mantener la biodiversidad del suelo y la salud de los ecosistemas terrestres. Este estudio proporciona informaci3n sobre c3mo las pr3cticas de aplicaci3n de lodos y la textura del suelo influyen en la movilidad de contaminantes, lo que puede ayudar a prevenir la degradaci3n del suelo y proteger los h3bitats naturales, lo que contribuye a su vez a la conservaci3n de la biodiversidad y la sostenibilidad de los ecosistemas terrestres.



UNIVERSITAT  
POLITÀCNICA  
DE VALÈNCIA



Escola Tècnica Superior  
d'Enginyeria Agronòmica  
i del Medi Natural

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. EL SUELO

El suelo es una formación natural, resultante de la acción conjunta de procesos físicos, químicos y biológicos sobre el medio original (la roca madre), que se encuentra en la intersección de la litosfera, hidrosfera, biosfera y atmósfera (Gardi *et al.*, 2014).

Se trata de un recurso finito y no renovable, debido a que su regeneración es muy lenta, que proporciona servicios ecosistémicos necesarios para la vida (García *et al.*, 2017): produce biomasa, mantiene y mejora la calidad de las aguas que lo atraviesan, atenúa los contaminantes ambientales y patógenos, regula el ciclo hidrológico, regula el microclima y constituye un hábitat biológico y una reserva genética (Porta *et al.*, 2008). Sin embargo, este recurso es más conocido por ser una fuente de materias primas, ya que sostiene alrededor del 95% de la producción mundial de alimentos, y, además, sirve de soporte físico para las actividades humanas. Como consecuencia, el ser humano ha ejercido un alto grado de presión sobre este recurso, generando su deterioro o degradación, lo que resulta en la disminución del rendimiento de sus funciones.

Además, los procesos de descomposición y respiración que suceden en él tienen un papel importante frente al cambio climático, ya que mantienen el balance entre la producción y el consumo de CO<sub>2</sub> de la biosfera. Este recurso recicla el carbono atmosférico que está en forma de CO<sub>2</sub> y la materia orgánica que presenta es una reserva no solo del carbono atmosférico sino también de otros elementos (García, 2008).

Así pues, el suelo es un importante recurso natural con una gran influencia para el medio ambiente, la economía, la supervivencia y el bienestar de la población actual y las generaciones futuras (Gardi *et al.*, 2014), por lo que es necesario su protección y conservación a través de políticas agrarias y medioambientales. Para poder llevar a cabo esto es necesario determinar la salud (características ecológicas) y la calidad (características biológicas, físicas y químicas) de este recurso, lo cual resulta complicado ya que las propiedades de los suelos varían a través del tiempo por factores que determinan su formación como la precipitación, el material de origen, la actividad antropogénica, etc. (García, 2008).

## 1.2. LODOS DE DEPURADORA

### 1.2.1. Definición

El Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, define los lodos de depuración como los residuos provenientes de estaciones de tratamiento de aguas residuales domésticas, urbanas o similares, así como de fosas sépticas y otras instalaciones de depuración. Estos lodos, generados en las estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR), son residuos semisólidos que resultan de procesos químicos, biológicos y físicos (Herrero, 2013). La cantidad y composición de estos lodos pueden variar significativamente entre diferentes instalaciones debido a factores como el tipo de contaminantes, hábitos de la población, clima y el tratamiento aplicado (González, 2016).

Los lodos de depuración se caracterizan por tener un alto contenido de agua, con más del 95% en su composición. En la Comunidad Valenciana, los lodos contienen entre un 72% y un 85% de agua, mientras que el residuo seco representa entre un 18% y un 25% (Martínez, 2014). El residuo seco está compuesto mayoritariamente por materia orgánica y biomasa microbiana, que proporciona nutrientes valiosos para la agricultura, como nitrógeno, fósforo, potasio, y en menor medida, calcio y magnesio. Sin embargo, los lodos también pueden contener contaminantes

peligrosos, como metales pesados (zinc, cobre, cadmio), patógenos biológicos, xenobióticos, antibióticos y otros contaminantes orgánicos, los cuales representan un riesgo para el medio ambiente y la salud humana (Gondim-Porto, 2013).

### 1.2.2. Producción y destino final de los lodos

De acuerdo con el principio de jerarquía de residuos establecido por la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (Figura 1), los lodos de depuración deben gestionarse de manera que minimicen el impacto ambiental y protejan la salud humana. Las prioridades son, en primer lugar, su uso como enmienda agrícola (directamente o tras compostaje); en segundo lugar, la valorización energética; y, por último, su eliminación en vertederos controlados.

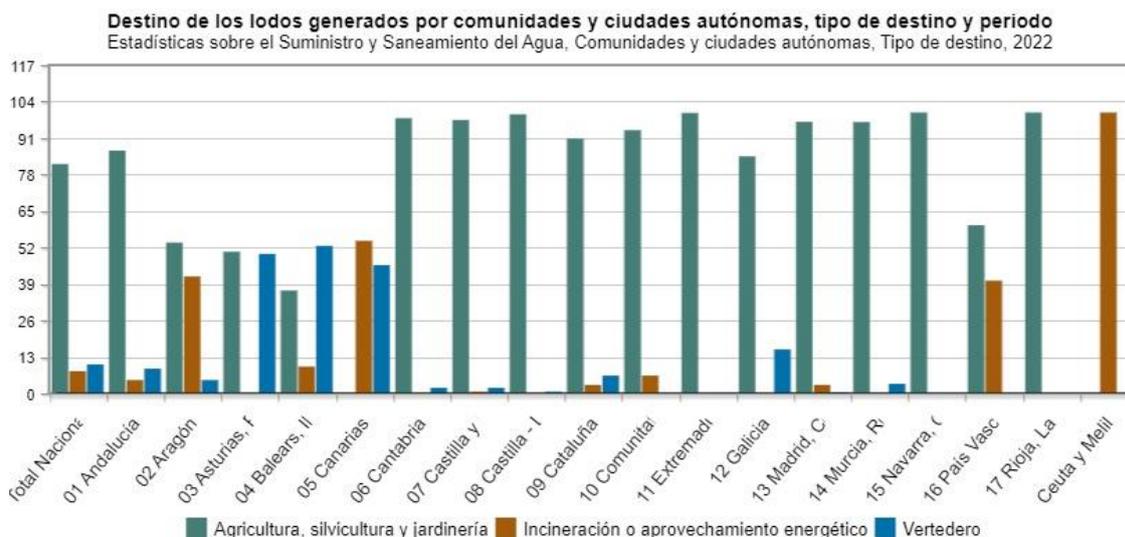


**Figura 1.** Estrategia de gestión de residuos adoptada por la UE. Fuente: García, 2017.

La producción de lodos ha aumentado significativamente en las últimas décadas a nivel europeo, siendo la utilización agrícola el único destino en el que se produce un aumento. Según la Comisión Europea, la producción en Europa es de 9.050.181 toneladas de materia seca al año, con una estabilización proyectada hasta 2020 (Milieu Ltd., WRc, RPA, 2010). En España, en los datos obtenidos del INE del 2022, se generaron aproximadamente 1,2 millones de toneladas de lodos procedentes de instalaciones de depuración.

Según el estudio de MARM (2009), en España, el 76% de los lodos se destina a la aplicación agrícola, ya sea directamente, después de secado térmico o tras compostaje. El 15% se elimina en vertederos controlados y el 7% se incinera. Comparado con otros países europeos, España destina una mayor proporción de lodos al uso agrícola y menos a vertederos.

A nivel autonómico, la mayoría de las Comunidades Autónomas priorizan el uso agrícola de los lodos, aunque con diferentes pretratamientos (Figura 2). Comunidades como Cantabria, Castilla y León y Castilla-La Mancha destinan todos sus lodos a la agricultura, mientras que Canarias y Ceuta y Melilla prefieren la incineración, y las Islas Baleares optan mayoritariamente por la eliminación en vertederos. En la Comunidad Valenciana, según el informe de EPSAR (2015), el 88% de los lodos se destinan a uso agrícola (83% directamente y 5% compostado), el 12% a valorización energética, y una pequeña proporción a vertederos.



**Figura 2.** Destino de aplicación de los lodos generados por comunidades y tipo de destino en 2022. Fuente: INE, 2024.

De acuerdo con el Perfil Ambiental de España, 2012 (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2013), una parte significativa de los suelos agrícolas en España puede beneficiarse del uso de lodos, siempre que se realice de acuerdo con la legislación vigente y se desarrollen planes de fertilización adecuados. Estos planes deben considerar la composición de los lodos y las necesidades específicas de los cultivos para determinar la dosis adecuada a aplicar.

### 1.2.3. Legislación vigente

La legislación sobre la gestión de lodos de depuradora está regida por varias normativas clave en España:

- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (LRSC): Esta ley, que implementa la Directiva Marco de Residuos (Directiva 2008/98/CE), tiene como objetivo reducir los impactos ambientales y en la salud de los residuos, consumir menos recursos y seguir el principio de jerarquía en la gestión de residuos. La ley requiere que las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) traten los lodos generados o encarguen su tratamiento (art. 17 LRSC) y somete a autorización a las instalaciones y al personal involucrado en el tratamiento de lodos (art. 27 LRSC).
- Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre: Este decreto regula la utilización de lodos de depuración en el sector agrario y transpone la Directiva 86/278/CEE. Establece que solo se pueden utilizar lodos tratados que hayan reducido significativamente su poder de fermentación y riesgos sanitarios. Los límites para los metales pesados en los lodos y en los suelos están especificados en los Anexos I A, I B y I C. También detalla los requisitos para las analíticas de lodos y suelos, y las obligaciones de los diferentes actores implicados, incluyendo la administración y las comunidades autónomas. Desde finales de los años 90, se han propuesto borradores para revisar esta directiva, con límites más estrictos para metales pesados y otros contaminantes.
- Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio: Esta orden regula la utilización de lodos de depuración en la agricultura, estableciendo los requisitos de información que deben cumplir las EDARs, los gestores de lodos y las comunidades autónomas.

- Legislación sobre residuos no agrícolas: Si los lodos no cumplen los requisitos para uso agrícola o no se deciden para tal fin, deben someterse a la legislación para su eliminación en vertederos o incineración.

A nivel autonómico, la Comunidad Valenciana no cuenta con una normativa específica para los lodos de depuradora como residuo, por lo que se rige por la Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana. Sin embargo, tiene planes específicos para la gestión de lodos, como el Plan de Fangos de 1988, incluido en el II Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana aprobado por el Decreto 197/2003, de 3 de octubre. Este plan busca maximizar el uso agrícola de los lodos y su uso en la producción de electricidad mediante cogeneración. Además, la Orden 7/2010, de 10 de febrero, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, aprueba el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias, que considera los lodos de depuradora como una enmienda orgánica recomendada.

### 1.3. USO DE LODOS DE DEPURADORA EN LA AGRICULTURA

La reutilización de lodos de depuradora en suelos agrícolas ofrece múltiples beneficios, principalmente debido a su alto contenido en nitrógeno y fósforo, y a la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo gracias a su aporte de materia orgánica. Este uso puede optimizar la fertilización del suelo y la estructura de este, promoviendo la formación de agregados estables y aumentando la capacidad de retención de agua (Fytili & Zabaniotou, 2008; Epstein, 1975; Cuevas *et al.*, 2006).

No obstante, existen limitaciones técnicas y sociales. Los lodos tienen que ser almacenados adecuadamente, ya que se generan durante todo el año, pero se aplican solo unas pocas veces. Además, la presencia de metales pesados en los lodos está regulada por la legislación española debido a su potencial riesgo para la salud humana (Fytili & Zabaniotou, 2008). Las barreras sociales surgen de la falta de confianza y conocimiento sobre estos residuos, lo que requiere un diálogo continuo entre agricultores, industria alimentaria y minoristas para mejorar la aceptación (Fytili & Zabaniotou, 2008).

#### 1.3.1. Efectos de la aplicación de lodo en las distintas propiedades del suelo

Los lodos de depuradora, debido a su alto contenido en agua, pueden influir en las propiedades físicas del suelo, como la destrucción de macroagregados y alteraciones en su estructura (Murcia, 2014). Para evitar lixiviados, es esencial que la humedad de los lodos sea adecuada, con niveles óptimos entre el 75-85%. Además, el elevado contenido de materia orgánica en los lodos afecta significativamente la estructura y porosidad del suelo (Cuevas *et al.*, 2006).

Cuando se aplican lodos en suelos agrícolas, se observan mejoras en la porosidad, la formación y estabilidad de agregados, y en la capacidad de retención de agua, lo que reduce la erosión, siempre y cuando se controlen adecuadamente la dosis y la profundidad de aplicación (Epstein, 1975; Nordcliff, 1998; Ojeda *et al.*, 2008). Epstein (1975) evidenció que el uso de lodos aumenta la retención de agua y la conductividad hidráulica, con un incremento notable de agregados estables hasta 175 días después de su aplicación. De igual manera, la aplicación de lodos, tanto frescos como compostados, incrementa la macroporosidad, especialmente en suelos degradados, al favorecer la cohesión entre los compuestos orgánicos y las partículas minerales (Cuevas *et al.*, 2006; Ojeda *et al.*, 2008). Este incremento de macroporos disminuye la densidad aparente del suelo, creando más espacios en la matriz del suelo y aumentando la porosidad total.

La efectividad de los lodos depende tanto de la profundidad de aplicación como del tiempo transcurrido tras su adición. A medida que la materia orgánica se mineraliza, la cantidad de

macroporos disminuye y aumentan los microporos, aunque la aplicación de lodos sigue mejorando la estabilidad y formación de agregados, reduciendo la erosión y mejorando la conductividad hidráulica (Nordcliff, 1998; Guerrero *et al.*, 2001; Jorge-Mardomingo, 2014). Además, el impacto de los lodos varía según el tipo de suelo: en suelos arenosos, los lodos frescos favorecen la formación de agregados, mientras que, en suelos francos, los lodos secados térmicamente pueden ser más efectivos para reducir la escorrentía superficial (Ojeda, 2006).

No obstante, la adición excesiva de materia orgánica puede generar efectos adversos, como hidrofobia, sellado superficial, reducción de la infiltración y aumento de la escorrentía, especialmente cuando se aplican altas dosis de lodos (Macedo *et al.*, 2002).

La alta humedad de los lodos puede afectar la estructura del suelo, por lo que se recomienda mantener un contenido de humedad entre el 75-85% para evitar problemas como lixiviados (Murcia, 2014). Los lodos aportan una considerable cantidad de materia orgánica que influye positivamente en la porosidad y estabilidad del suelo, pero también pueden provocar hidrofobia y sellado superficial en dosis excesivas o en suelos ya ricos en materia orgánica (Macedo *et al.*, 2002; Cuevas *et al.*, 2006).

La incorporación de lodos de depuradora al suelo impacta de manera significativa en sus propiedades químicas, alterando factores esenciales como la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), el pH, la conductividad eléctrica y la fertilidad.

La CIC del suelo se ve incrementada con la aplicación de estos lodos, lo que potencia la habilidad del suelo para retener nutrientes vitales en la zona radicular. Este efecto es especialmente notable cuando se emplean dosis altas de lodo, resaltando su influencia en los primeros 20 centímetros de profundidad. Investigaciones realizadas por Soon (1981) y Canet *et al.* (1998) evidencian que tanto dosis elevadas como el compostaje de los lodos contribuyen a aumentar considerablemente la CIC, aspecto crucial para la mejora de la fertilidad del suelo.

Respecto al pH, la adición de lodos suele producir cambios modestos, aunque dichas variaciones dependen del tipo de suelo, la naturaleza del lodo aplicado y la capacidad tampón inherente del suelo. Estudios llevados a cabo en España indican que los suelos más deteriorados pueden experimentar oscilaciones de pH más marcadas, influenciadas por factores como la salinidad, la presencia de amonio y el tratamiento previo de los lodos (Murcia, 2014; Giménez, 2010; Canet *et al.*, 1998).

La conductividad eléctrica, indicador de la salinidad del suelo, puede incrementarse tras la aplicación de lodos de depuradora, especialmente en terrenos agrícolas con problemas de degradación y alta salinidad. Sin embargo, en ciertas circunstancias, estos lodos pueden mejorar la estructura del suelo, facilitando el lavado de sales y, por ende, reduciendo la salinidad (Beltrán *et al.*, 2005; Giménez, 2010). Esto sugiere que el efecto de los lodos sobre la salinidad está estrechamente ligado a las características específicas tanto del suelo como del lodo empleado.

Además, los lodos aumentan el contenido de materia orgánica en el suelo, lo cual repercute positivamente en su fertilidad. Esta materia orgánica no solo optimiza las propiedades físicas del suelo, sino que también libera nutrientes esenciales para las plantas durante su descomposición. Paralelamente, la adición de lodos favorece la fijación de carbono en el suelo, contribuyendo a su estabilidad estructural a largo plazo (Nadal, 2016; Jindo *et al.*, 2011). No obstante, es imperativo considerar posibles efectos negativos, como la presencia de contaminantes y el exceso de nutrientes, que podrían comprometer la salud del suelo y requieren una evaluación metódica (Sommers, 1977).

### 1.3.2. Riesgos derivados de la aplicación de lodos de depuradora en suelos

Las características principales de los lodos que pueden limitar su uso en el sector agrícola son: salinidad, contenido excesivo de nutrientes, contenido en metales pesados, sustancias tóxicas orgánicas y microorganismos patógenos.

La **salinidad** es un factor crucial a considerar, ya que la cantidad de aniones y cationes solubles en el suelo tratado con lodo puede ser significativa, especialmente en suelos con capacidad de drenaje limitada. Esto puede llevar a una reducción en la capacidad de germinación de las semillas y en la tasa de crecimiento de las plantas, además de afectar gravemente la estructura del suelo. Es importante destacar que la relación entre los cationes presentes es un indicador útil para evaluar posibles efectos negativos sobre el suelo (Murcia, 2013).

Un **aporte excesivo de nutrientes**, como nitrógeno y fósforo, al suelo puede causar contaminación de las aguas subterráneas debido a la alta concentración de nutrientes solubles. Esto ocurre porque las fracciones inorgánicas de estos elementos representan aproximadamente la mitad del aporte total de nutrientes que el lodo proporciona al suelo. Este problema puede empeorar si la aplicación del lodo se realiza fuera del período de mayor demanda fisiológica del cultivo o si el lodo no está adecuadamente estabilizado, lo que podría ocasionar problemas de nutrición en la planta al no alcanzar la relación C/N óptima (Ross *et al.*, 1991). En cambio, el aporte de potasio no suele presentar inconvenientes debido a su bajo contenido en los lodos.

Los **metales pesados**, definidos por su alta densidad o número atómico elevado, se dividen en micronutrientes esenciales en pequeñas cantidades, como el hierro y el zinc, que pueden volverse tóxicos en concentraciones altas, y metales como el cadmio y el mercurio, que son altamente tóxicos sin ningún papel biológico conocido. La concentración de estos metales en los lodos de depuración depende del tipo de vertidos industriales, siendo variables según la fuente de las aguas residuales y el tratamiento aplicado. Además, también pueden estar presentes otros elementos perjudiciales como arsénico, bromo y selenio (Kabata-Pendias *et al.*, 2001).

El principal riesgo de los metales pesados en suelos agrícolas radica en su movilidad y capacidad de ser absorbidos por las plantas, lo que puede causar toxicidad y acumularse en la cadena alimentaria, afectando a animales y humanos. La acumulación de estos metales en el suelo puede aumentar con el tiempo, generando efectos nocivos. Un factor crítico que influye en la disponibilidad de los metales pesados para las plantas es el pH del suelo, lo que hace que su control sea esencial al aplicar lodos en la agricultura (Kabata-Pendias *et al.*, 2001).

Existen numerosos **compuestos orgánicos potencialmente tóxicos** en los lodos, aunque suelen encontrarse en cantidades pequeñas. Sin embargo, algunos de estos compuestos pueden ser bastante persistentes. Los plaguicidas son los más comunes entre ellos. Muchos de estos compuestos se metabolizan durante el proceso de depuración de aguas residuales, pero los más recalcitrantes permanecen en los lodos.

La toxicidad de estos compuestos se debe principalmente a su solubilidad en lípidos y a su baja biodegradabilidad, lo que permite su acumulación en la cadena alimentaria y puede causar efectos adversos en animales y en el ser humano (Nadal, 2016). Los compuestos orgánicos pueden ser eliminados del medio a través de tres tipos de reacciones de degradación: biodegradación, degradación química y fotoquímica. La biodegradación es lenta y ocurre a largo plazo, mientras que la degradación química en el suelo puede incluir procesos hidrolíticos y oxidativos. Además, estos compuestos pueden fijarse a componentes del suelo, como arcillas y materia orgánica, y potencialmente afectar la estructura del suelo al alterar estos componentes fijadores (Murcia, 2014; Jindo *et al.*, 2011).

Es fundamental en agricultura conocer la cantidad y supervivencia de **microorganismos patógenos** en los lodos, ya que estos pueden contaminar las partes comestibles de las plantas que han estado en contacto con los lodos (Wong *et al.*, 1996). Los patógenos presentes en los lodos incluyen virus (como Hepatitis y Adenovirus), bacterias (como Salmonella y Escherichia), protozoos, hongos, y nematelmintos y platelmintos (Robert *et al.*, 1991). La supervivencia de estos patógenos en el suelo puede variar desde unos pocos días hasta varios años, dependiendo de factores como la temperatura, humedad, materia orgánica, luz y tipo de suelo. Los lodos frescos tienen una alta carga de patógenos, pero un tratamiento adecuado reduce su presencia (Robert *et al.*, 1991).

#### 1.4. CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR METALES PESADOS

La aplicación de lodos de depuradora en cultivos vegetales puede ser beneficiosa, pero también presenta riesgos. La acumulación continua de metales pesados en suelos agrícolas puede alcanzar niveles tóxicos para las plantas, como indican Chang *et al.* (1992) y Medina (2006). Estos metales pesados suelen proceder de EDARs que tratan aguas de ciertas actividades industriales (MARM, 2009).

Los metales pesados se acumulan en hojas, tallos, raíces y tejidos viejos de las plantas, y su presencia en la cadena alimentaria puede ser perjudicial para animales y humanos, quienes también los bioacumulan. Por eso, muchos países establecen límites en la cantidad y dosificación de lodos para uso agrícola (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Murcia, 2014). Metales como Cu, Zn, Mn y Fe son esenciales para las plantas, pero en niveles elevados se vuelven tóxicos, afectando negativamente el metabolismo vegetal y reduciendo el crecimiento (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Prieto *et al.*, 2009).

El Cd y el Zn, junto con el Ni, son especialmente contaminantes debido a su alta movilidad y asimilabilidad para las plantas (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Prieto *et al.*, 2009). La disponibilidad de estos metales para las plantas depende de factores del suelo como la materia orgánica, el pH, y la textura. La materia orgánica afecta la biodisponibilidad al influir en la capacidad de intercambio catiónico y quelatación (Micó, 2005). Un pH bajo aumenta la disponibilidad de metales, mientras que suelos con alta concentración de arcilla pueden adsorber más metales (Micó, 2005). La temperatura y la porosidad del suelo también afectan la absorción de metales (Micó, 2005).

Los metales pesados también pueden perjudicar a los microorganismos del suelo, reduciendo la fertilidad y afectando procesos como la mineralización y fijación del carbono (Giller *et al.*, 1998; Muhlbachova *et al.*, 2003). La toxicidad de metales como Cd, Zn, Cu y Pb es evidente, independientemente de las características del suelo, y se puede evaluar mediante actividades enzimáticas y biomasa microbiana como indicadores de contaminación (Baath, 1989; Murcia, 2014).

En España, el Real Decreto 1310/1990 regula la aplicación de lodos, estableciendo límites de concentración de metales en suelos y lodos, así como en la dosificación (MARM, 2009). En las siguientes tablas se pueden observar los anexos IA, IB y IC de este Real Decreto:

**Tabla 1.** Anexo IA del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos.

<b>Parámetros</b>	<b>Valores límite: Suelos con pH menor de 7 (mg/kg materia seca de suelo)</b>	<b>Valores límite: Suelos con pH mayor de 7 (mg/kg materia seca de suelo)</b>
Cadmio	1	3
Cobre	50	210
Níquel	30	112
Plomo	50	300
Zinc	150	450
Mercurio	1	1,5
Cromo	100	150

**Tabla 2.** Anexo IB del Real Decreto 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en lodos con destino a suelo agrícola.

<b>Parámetros</b>	<b>Valores límite: Suelos con pH menor de 7 (mg/kg materia seca de suelo)</b>	<b>Valores límite: Suelos con pH mayor de 7 (mg/kg materia seca de suelo)</b>
Cadmio	20	40
Cobre	1000	1750
Níquel	300	400
Plomo	750	1200
Zinc	2500	4000
Mercurio	16	25
Cromo	1000	1500

**Tabla 3.** Anexo IC del Real Decreto 1310/1990. Valor límite para las cantidades de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años.

<b>Parámetros</b>	<b>Valores límite (kg/ha/año)</b>
Cadmio	0,15
Cobre	12
Níquel	3
Plomo	15
Zinc	30
Mercurio	0,10
Cromo	3

## 2. OBJETIVOS

El presente Trabajo Final de Máster tiene como objetivo general estudiar la influencia de la textura del suelo en la inmovilización de metales pesados tras la adición de lodos de depuradora, evaluando cómo distintos formatos y posiciones de aplicación afectan la movilización de estos metales durante varios ciclos de riego.

Para alcanzar este objetivo general, se han establecido los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar el impacto de la textura del suelo en la inmovilización de metales pesados provenientes de lodos de depuradora, determinando cómo las diferencias en la textura del suelo, específicamente entre suelos francos y arenosos, influyen en la capacidad del suelo para inmovilizar metales pesados.
- Analizar la influencia de la posición de aplicación del lodo de depuradora en la inmovilización y movilización de metales pesados en el suelo, comparando los efectos de aplicar el lodo de depuradora en la superficie del suelo frente a enterrarlo.
- Investigar el efecto de diferentes formatos de lodo de depuradora en la inmovilización y movilización de metales pesados, evaluando cómo los distintos formatos de lodo, tales como pasta fresca, pasta pasteurizada, granulado y pellet, afectan el comportamiento de los metales pesados en el suelo.
- Determinar el impacto de diferentes dosis de aplicación de lodo de depuradora en la inmovilización de metales pesados en el suelo, analizando cómo distintas dosis de lodo de depuradora, específicamente 40 kg/ha y 120 kg/ha, afectan la inmovilización y movilización de metales pesados en los suelos estudiados.
- Realizar análisis del pH, conductividad eléctrica y materia orgánica en las muestras de suelo, así como del pH, conductividad eléctrica y concentración de metales pesados en los lixiviados recogidos. Para comprender mejor las interacciones entre los lodos de depuradora y el suelo, se llevarán a cabo analíticas detalladas que permitirán evaluar las características físico-químicas del suelo y de los lixiviados utilizando metodologías oficiales para garantizar la precisión y fiabilidad de los resultados.

### 3. METODOLOGÍA

#### 3.1. DISEÑO EXPERIMENTAL

Para realizar este estudio se han generado tubos de lixiviado de Policloruro de Vinilo (PVC) de dimensiones de 80 mm de diámetro y 30 cm de altura. En la base de dicho tubo se ha instalado un tapón ciego de PVC que se ha agujereado, instalándose una llave de apertura y cierre con la que permitir el lixiviado (Figura 3). Dentro de estos tubos, se han añadido dos tipos de suelos: suelo franco y suelo arenoso. El suelo franco representa un suelo con textura media y buena retención de agua y nutrientes, mientras que el suelo arenoso representa un suelo con textura gruesa y con baja capacidad de retención de agua y nutrientes.



**Figura 3.** Dispositivo final.

Sobre estos suelos se ha adicionado lodo de depuradora en dos posiciones diferentes: en superficie, simula la aplicación directa del lodo sobre el suelo, y mezclado, lo que simula la incorporación del lodo al suelo mediante laboreo. Además, se han evaluado cuatro formatos distintos de lodo: pasta fresca, donde el lodo no ha sufrido ningún tratamiento previo, pasta pasteurizada, donde el lodo ha sido sometido a un proceso de pasteurización para eliminar patógenos, lodo pasteurizado granulado donde se presenta en forma de gránulos (diámetro inferior a 0.5 cm) (Figura 4) y lodo pasteurizado compactado en forma de pellets mide 2-5 cm de longitud (Figura 5). Para cada formato de lodo, se han aplicado dos dosis diferentes: 40 kg/ha y 120 kg/ha. Con ello, se ha generado un diseño factorial con 4 factores (suelo, posición, formato y dosis) y diferentes subfactores.



**Figura 4.** Lodo pasteurizado granulado.



**Figura 5.** Lodo pasteurizado en pellet.

Durante la realización del experimento, se han aplicado 250 ml de agua de riego semanalmente a cada tubo durante un período de 5 meses. Este procedimiento nos ha permitido simular las condiciones de lavado en un suelo y evaluar la movilidad de los metales pesados en el suelo bajo las diferentes condiciones experimentales. El agua aplicada durante dicho periodo ha pasado a través del suelo y el lodo, recogiéndose en la zona inferior un máximo de un litro de lixiviado en una botella receptora final, realizándose posteriormente su análisis.

Este diseño experimental nos permitirá una comparación de cómo los diferentes tipos de suelo, posiciones de aplicación del lodo, formatos de lodo y dosis influyen en la concentración de metales pesados en los lixiviados, los resultados obtenidos han proporcionado información sobre la movilidad de los metales pesados en el suelo bajo distintas condiciones de tratamiento de lodo, contribuyendo a una mejor comprensión y manejo de la contaminación del suelo.

### 3.2. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO DE PARTIDA Y DEL LODO APLICADO

Como se ha comentado en el diseño experimental se han utilizado dos suelos, uno con textura arenosa y otro con textura franca, cuya caracterización es la que se expone en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Caracterización del suelo de partida.

Textura del suelo	pH	Conductividad eléctrica (dS/m)	Materia orgánica (%)
Suelo franco	7,39	0,47	4,37
Suelo arenoso	7,58	0,50	2,43

Por otro lado, en cuanto al lodo aplicado, se ha agregado en cuatro formatos diferentes según el tratamiento que este ha recibido, siendo su caracterización la que se expone en la Tabla 5:

El **lodo fresco** es el formato más básico, obtenido directamente del proceso de tratamiento de aguas residuales, sin tratamientos adicionales de secado o estabilización. Este lodo se caracteriza por su alto contenido de humedad, que suele estar entre el 80% y el 90%, lo que le otorga una consistencia fangosa o semilíquida. Su elevada actividad biológica y la presencia de patógenos hacen que sea menos estable y que emita olores intensos. Además, debido a su consistencia, el lodo fresco requiere transporte especializado y puede ser difícil de aplicar en el campo (Metcalf & Eddy, 2003; Tchobanoglous *et al.*, 2003).

El **lodo pasteurizado** ha sido sometido a un tratamiento térmico, generalmente a temperaturas de 70-75°C, que elimina o reduce significativamente la presencia de patógenos. Este lodo puede encontrarse en forma semisólida o deshidratada, dependiendo del tratamiento posterior. Aunque el lodo pasteurizado es más estable y presenta un menor riesgo sanitario que el lodo fresco, el grado de secado puede variar, lo que influye en su manejo y aplicación (Spinosa & Vesilind, 2001; EPA, 2003).

El **lodo pasteurizado en formato de pellet** es el resultado de un proceso de deshidratación y compactación que lo convierte en pequeños cilindros sólidos. Este tratamiento reduce drásticamente su contenido de humedad a un 10-20%, lo que facilita su almacenamiento, transporte y aplicación. Los pellets son altamente estables, con un menor riesgo de olores y descomposición, y pueden manejarse de manera similar a los fertilizantes granulados tradicionales. Además, debido al proceso de secado, el lodo en pellet contiene una menor cantidad de patógenos en comparación con el lodo fresco (Fytili & Zabaniotou, 2008; European Commission, 2001).

El **lodo pasteurizado granulado** es similar al formato de pellet, pero los gránulos son más pequeños y uniformes. Este lodo se obtiene tras un proceso de secado y aglomeración, y es ideal para aplicaciones agrícolas debido a su facilidad de manejo. Como el lodo en pellet, el lodo granulado tiene un bajo contenido de humedad, es altamente estable y se puede almacenar y aplicar con maquinaria agrícola estándar (Mata-Alvarez, 2003; Koppejan & Ronsse, 2009).

**Tabla 5.** Caracterización del lodo de partida.

Formato lodo	pH	Conductividad eléctrica (dS/m)	Materia orgánica (%)	Nitrógeno (%)
Fresco	6,78	11,56	80,10	4,98
Pasteurizado Pellet	5,90	6,34	78,04	6,51
Pasteurizado	7,20	8,72	81,19	4,92
Pasteurizado Granulado	6,11	6,62	77,93	5,91

### 3.3. MATERIALES Y METODOLOGÍA ANALÍTICA

Para alcanzar el objetivo general, se han realizado una serie de analíticas sobre las muestras de suelos y el lixiviado recogido de estas. Para ello, se ha realizado la caracterización de las muestras de suelo mediante la determinación del pH, la conductividad eléctrica y el contenido de materia orgánica. En cuanto a los lixiviados recogidos, se han realizado mediciones del pH, la conductividad eléctrica y la concentración de metales pesados. Todas las analíticas se han llevado a cabo siguiendo metodologías oficiales reconocidas, asegurando la precisión y la validez de los resultados obtenidos.

#### 3.3.1. ANÁLISIS DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

##### 3.3.1.1. pH

El pH en los suelos indica que tan ácida o alcalina es la solución del suelo, usualmente los valores fluctúan entre 4 y 8, considerando suelos con pH menores a 7 ácidos y suelos con pH mayor a 7 alcalinos (Osorio, 2012).

Este parámetro ha sido determinado siguiendo la norma ISO 10390:2005 (International Organization for Standardization, 2005), cuyo principio es que el suelo secado al aire se extrae con agua con una relación 1:2,5 (suelo-agua), posteriormente la muestra se agita para asegurar que las partículas del suelo estén bien dispersas en el agua y, finalmente se mide el pH.

Para determinarlo, ha sido necesario:

- pH-metro
- Balanza analítica
- Agitador mecánico
- Botellas de agitación
- Agua destilada

##### 3.3.1.2. Conductividad eléctrica

La medida de la conductividad eléctrica se basa en que la velocidad con la que la corriente eléctrica atraviesa una solución salina es proporcional a la concentración de sales en solución. Así pues, una solución conduce la electricidad en mayor grado cuanto mayor sea su concentración de sales. (Soriano, s.f.).

Este paràmetre se ha determinat seguint la norma ISO 11265:1994 (International Organization for Standardization, 1994), cuyo principio es que el suelo secado al aire se extrae con agua a 20°C con una relación de extracción de 1/5 (m/V) para disolver el electrolito. Posteriormente se mide la conductividad eléctrica específica del extracto filtrado y se ajusta el resultado a una temperatura de 25°C.

Para determinarla, ha sido necesario:

- Conductímetro
- Vasos de precipitados
- Matraces
- Balanza analítica
- Agitador mecánico
- Botellas de agitación
- Papel de filtro
- Embudos

### 3.3.1.3. Materia orgánica

La materia orgánica del suelo ha sido determinada siguiendo la norma ISO 14235:1998 (International Organization for Standardization, 1998), cuyo método estima la cantidad de materia orgánica por calcinación, a través del cambio de peso gravimétrico asociado con la oxidación a alta temperatura de la materia orgánica.

En este método, la muestra de suelo se seca a 105 °C y posteriormente se calcina a 450 °C en un horno de mufla, lo que provoca la combustión de la materia orgánica. Este proceso resulta en una pérdida de peso de la muestra, que se mide gravimétricamente. La diferencia de peso antes y después de la calcinación se utiliza para estimar la cantidad de materia orgánica en el suelo. Para la determinación de este parámetro ha sido necesario:

- Estufa
- Horno de mufla
- Cápsulas de porcelana
- Desecador
- Balanza analítica

Una vez finalizada esta determinación, se ha calculado el contenido de materia orgánica expresado como porcentaje en peso, a través de la siguiente fórmula:

$$\%M.O. = \frac{(m_1 - m_2)}{(m_1 - m_0)} \times 100 \quad (1)$$

Donde:

- %M.O. es el contenido en materia orgánica expresado como porcentaje en peso;
- $m_0$  es el peso de la cápsula;
- $m_1$  es el peso de la cápsula y la muestra;
- $m_2$  es el peso de cápsula y la muestra tras su combustión.

### 3.3.2. ANÁLISIS DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL LIXIVIADO

#### 3.3.2.1. pH

Para la determinación del pH en las muestras de lixiviado se ha seguido el procedimiento de la norma ISO 10523:2008 (International Organization for Standardization, 2008), cuyo principio se basa en la medición del potencial eléctrico generado por un electrodo de vidrio en contacto con la muestra líquida.

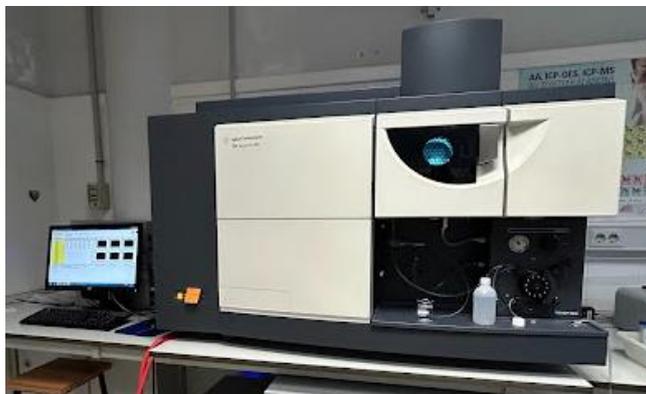
Así pues, se determinará que tan ácida o alcalina es la solución, siendo pH igual a 7 un agua neutra (pura), menor a 7 ácida (más iones de hidrógeno), y mayor a 7 alcalina (menos iones de hidrógeno y más iones hidroxilo).

#### 3.3.2.2. Conductividad eléctrica

La norma ISO 7888:1985 (International Organization for Standardization, 1985) establece el método para medir la conductividad eléctrica de una solución acuosa. De manera que la conductividad eléctrica se ha medido utilizando un conductímetro, un dispositivo que aplica una corriente eléctrica a la solución y mide su capacidad para conducir esa corriente.

#### 3.3.3. CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SUELO Y LIXIVIADO: CADMIO, NÍQUEL, CROMO, COBRE Y ZINC

La norma ISO 11885:2007 (International Organization for Standardization, 2007) describe el método para determinar la concentración de varios elementos en aguas y lixiviados utilizando espectroscopía de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES). Los metales pesados que se han determinado son cadmio, níquel, cromo, cobre y zinc, y el equipo utilizado es el que se presenta en la Figura 6.



**Figura 6.** Equipo utilizado para el ICP-OES.

Para realizar esta determinación las muestras han sido filtradas y acidificadas para estabilizar los metales en solución. Para esta técnica de análisis multielemental las muestras líquidas son transformadas en un aerosol mediante un nebulizador y excitadas mediante un plasma de argón. Las emisiones de los átomos excitados se recogen mediante un sistema óptico basado en un policromador combinado con detectores CCD, obteniendo espectros de emisión para las líneas seleccionadas en cada elemento (CSIC, 2019).

Para la definir los rangos de concentración adecuados se prepararon patrones con concentraciones de 0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.5, 1 ppm; lo que nos permitió realizar las rectas de calibrado. Posteriormente, se realizó la medición de la emisión de las muestras, en las que en algún caso fue necesario diluirlas con una relación en volumen de 1:50.

Para determinar la concentración de los elementos analizados presentes en las muestras se prepararon las curvas de calibración, que nos permitieron evaluar la linealidad con el coeficiente de determinación, a partir de la ecuación obtenida de la recta de calibrado se ha calculado la concentración de estos.

$$y = mx + n \quad (2)$$

Donde:

- $y$  es la emisión;
- $m$  es la pendiente de la recta de calibrado;
- $x$  es la concentración de la muestra;
- $n$  es la ordenada en el origen de la recta de calibrado.

Las rectas de calibrado usadas se presentan en el Anexo I.

### 3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

Los datos obtenidos mediante las distintas analíticas y cálculos fueron procesados mediante el programa Microsoft Excel de Office, donde se realizó un análisis descriptivo donde se incluye la media, la desviación estándar y el error estándar.

Para ello, se realizaron los promedios entre las repeticiones realizadas de cada muestra siguiendo la ecuación que se presenta a continuación:

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^N X_i}{N} \quad (3)$$

Siendo:

- $\bar{X}$  el promedio;
- $X_i$  los valores obtenidos;
- $N$  el número de datos.

Paralelamente, se calculó la desviación estándar de estas con el objetivo de estimar la variabilidad de los resultados, a través de la siguiente ecuación:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (X - X_i)^2}{N - 1}} \quad (4)$$

Donde:

- $\sigma$  es la desviación estándar.

Por último, con respecto al criterio de precisión, se ha evaluado la repetibilidad y la variabilidad de los resultados realizando de dos a tres repeticiones de cada muestra, de esta manera se ha obtenido el error estándar:

$$SE = \frac{\sigma}{\sqrt{N}} \quad (5)$$

Siendo:

- SE el error estándar.

Por otro lado, el análisis estadístico de los datos obtenidos se realizó en el programa Statgraphics, donde se realizó un análisis de varianza (ANOVA) lo que nos permitió comparar las medias de los diferentes factores y determinar si existen diferencias significativas entre ellos.

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. PARÁMETROS DEL SUELO

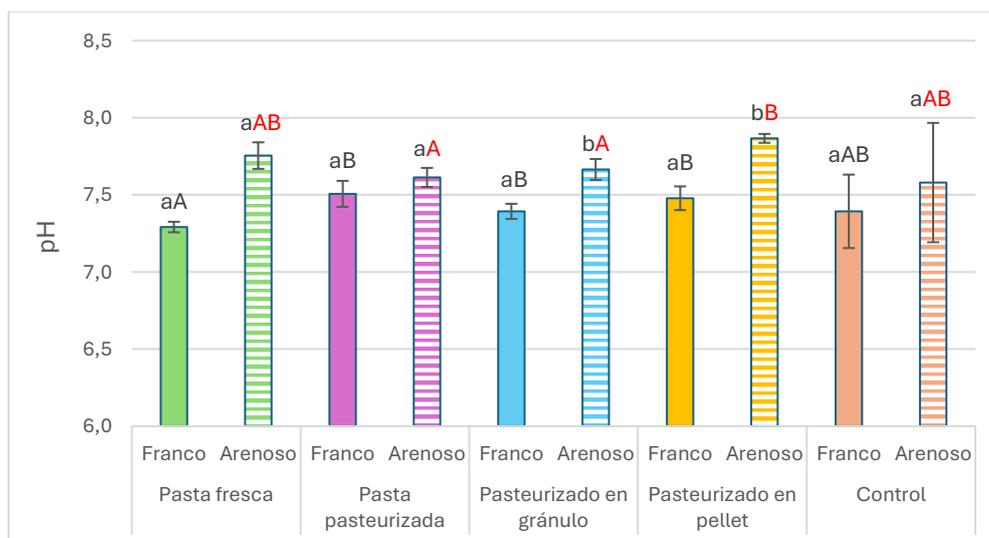
En este apartado se describen los resultados obtenidos de las propiedades químicas del suelo estudiadas: pH, porcentaje de materia orgánica y conductividad eléctrica, los cuales se presentan en la Tabla 11 del Anexo II.

#### 4.1.1. pH

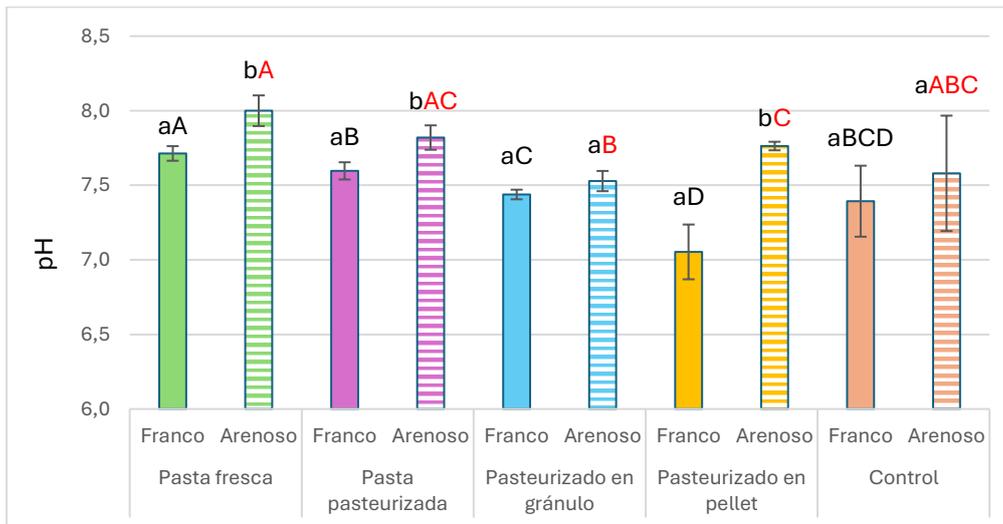
El pH del suelo mide el grado de acidez del mismo, es decir, la concentración de iones de hidrógeno ( $H^+$ ) presentes en el suelo. En la escala de pH, el valor máximo es 14. Un suelo con un pH de 7 se considera neutro, mientras que los suelos con valores inferiores a 7 se consideran ácidos, y aquellos con valores superiores a 7 se consideran básicos (Garrido, 1993).

El análisis del pH del suelo, presentado en las Figura 7 y 8, muestra los valores en función del tipo de suelo (franco y arenoso), la metodología de aplicación del lodo (mezcla y superficial) y el formato del lodo (fresco, pasteurizado, en gránulo y en pellet), sin considerar la dosis.

En general, los diferentes formatos tienden a mantener o disminuir ligeramente el pH en comparación con el control, con variaciones dependiendo del tipo de suelo y la posición. El lodo fresco muestra un comportamiento variable, con incrementos moderados en suelo franco en posición superficial (hasta un 5,37%) y en suelo arenoso en ambas posiciones (hasta un 6,27%). El lodo pasteurizado también presenta incrementos en el pH, aunque más consistentes en suelos arenosos, alcanzando hasta un 5,29% en posición superficial. El lodo pasteurizado en formato gránulo tiende a estabilizar el pH cerca de los valores del control, con incrementos o decrementos menores, mientras que en formato pellet muestra incrementos más notables en pH, especialmente en suelo arenoso cuando se encuentra mezclado con el suelo, con un aumento de hasta un 4,83%.



**Figura 7.** Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.



**Figura 8.** Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.

Para evaluar la influencia de estos factores en el pH, el análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 6) reveló que el formato del lodo, la dosis y el tipo de suelo tienen efectos significativos en el pH del suelo, con valores de  $p$  ( $p$ -valores) menores a 0,05. El tipo de suelo y la dosis son los factores más influyentes ( $p = 0,0000$ ), seguido por el formato del lodo ( $p = 0,0001$ ). Además, las interacciones entre el formato y el tipo de suelo, el formato y la dosis, y la dosis y el tipo de suelo son significativas, lo que indica que el efecto de estos factores en el pH varía según su combinación.

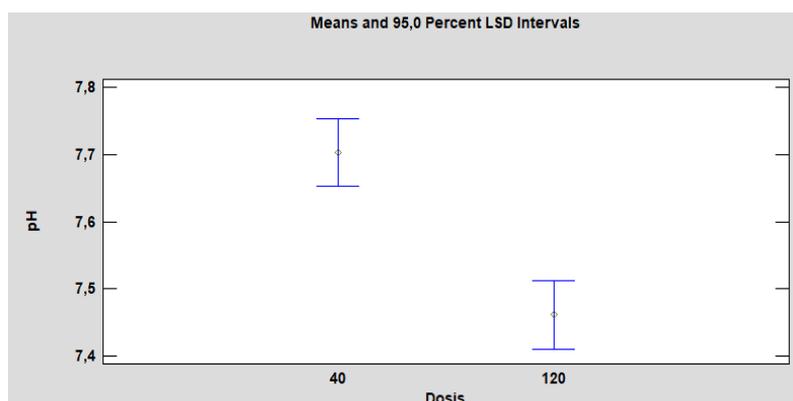
**Tabla 6.** Análisis de varianza del pH del suelo.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	0,3474	3	0,1158	7,89	0,0001
B: Dosis	1,3968	1	1,3968	95,12	0,0000
C: Posición	0,0112	1	0,0112	0,77	0,3842
D: Suelo	2,1063	1	2,1063	143,44	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	0,1570	3	0,0523	3,57	0,0186
AC	0,9220	3	0,3073	20,93	0,0000
AD	0,5673	3	0,1891	12,88	0,0000
BC	0,0045	1	0,0045	0,31	0,5801
BD	0,0121	1	0,0121	0,83	0,3663
CD	0,0030	1	0,0030	0,21	0,6507
ABC	0,0425	3	0,0141	0,97	0,4141
ABD	0,3414	3	0,1138	7,75	0,0002
ACD	0,4023	3	0,1341	9,13	0,0000
BCD	0,0216	1	0,0216	1,47	0,2295
Residual	0,9838	67	0,0146		
Total (Corregido)	7,3199	95			

Primero, en cuanto a la influencia del pH en la textura del suelo, se observa que el suelo arenoso tiene un pH más alto en comparación con el suelo franco. Esto se debe a que el suelo arenoso tiene una capacidad de intercambio catiónico relativamente baja, lo que significa que retiene e intercambia menos iones, resultando en un pH más alto. En contraste, los suelos francos tienen una mayor capacidad de intercambio catiónico, lo que les permite retener más iones y, por lo tanto, tienden a reducir el pH del suelo (Brady & Weil, 2017; Hillel, 2008).

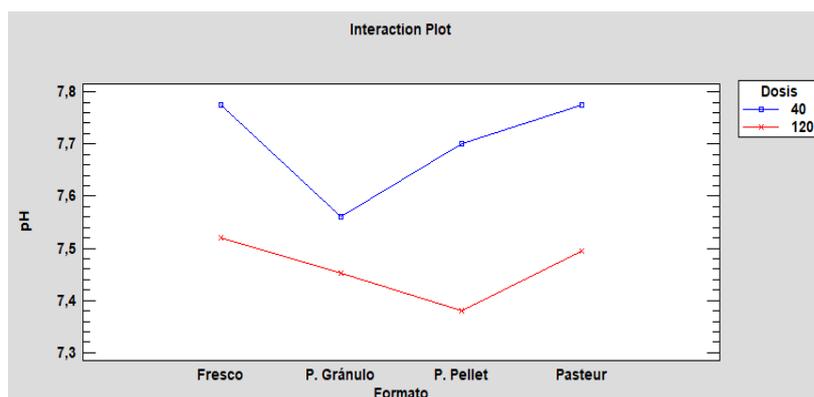
Por otro lado, el lodo fresco presenta los valores de pH más altos, siendo estos similares a los del lodo pasteurizado (Figura 52, Anexo III). Los valores de pH más bajos los presenta el lodo pasteurizado en formato gránulo. Esto es debido a que el formato en gránulo es más difícil de descomponer, mientras que el lodo en pasta fresca o pasta pasteurizada contiene una mayor cantidad de materia orgánica fácilmente descomponible, así pues, el pH del suelo aumenta ya que durante la descomposición algunos microorganismos producen compuestos básicos (Miller & Donahue, 1990; Goss & Roberts, 2004).

Finalmente, en cuanto a la influencia de las dosis aplicadas (Figura 9), se ha observado que el pH es mayor con dosis más bajas. Esto es debido a que cuando se aplican dosis más bajas de lodo, la cantidad de materia orgánica y, por lo tanto, la cantidad de sales liberadas es menor. En contraste, con dosis mayores, se libera una mayor cantidad de sales a medida que la materia orgánica se descompone lo que acidifica el suelo debido a que algunas sales liberadas, como los nitratos y los fosfatos, generan ácidos cuando se hidrolizan (Brady & Weil, 2017).



**Figura 9.** Influencia del pH en las dosis de lodo aplicadas.

Respecto a la interacción significativa entre el formato y la dosis del lodo (Figura 10), se observa que no existe una gran diferencia entre el lodo de pasta fresca y pasteurizada para ambas dosis, lo que indica que la pasteurización no ha cambiado significativamente la composición química del lodo (Khan & Scullion, 2002). En cuanto al formato del lodo pasteurizado en gránulo y pellet el pH del suelo disminuye, siendo el pH siempre menor a mayores dosis. Esto es debido al área de superficie, una mayor área de superficie permite una liberación más eficiente de iones que acidifican el suelo (Brady & Weil, 2017).



**Figura 10.** Interacció entre el formato y la dosis del lodo en respuesta al pH.

En cuanto a la interacció significativa entre el formato y la posición en la que se ha aplicado el lodo (Figura 53, Anexo III), se observa que el pH es mayor cuando el lodo se aplica en superficie, sobre todo cuando el lodo es en pasta fresca o pasteurizada, debido a que está en contacto con el aire lo que promueve la degradación de la materia orgánica y, por lo tanto, la liberación de bases (García *et al.*, 2000).

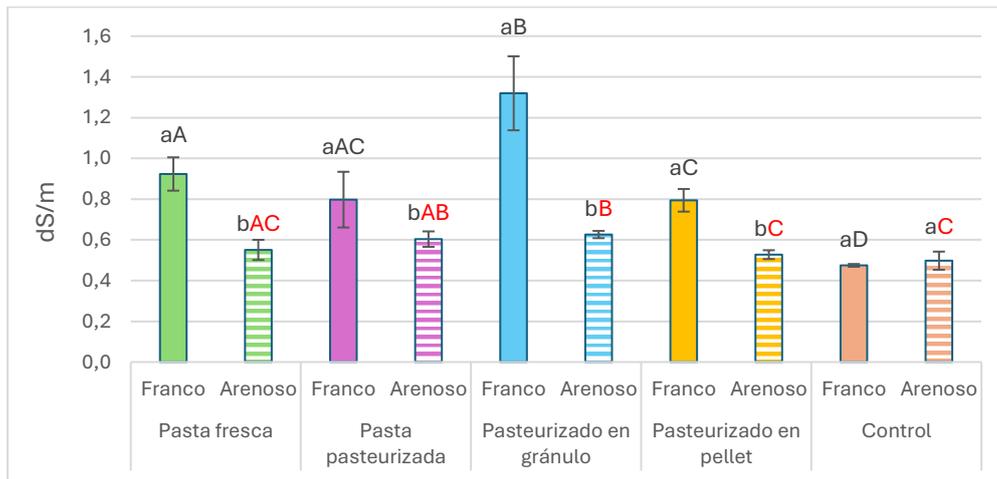
Finalmente, en relación con la interacción significativa entre la textura del suelo y el formato de aplicación del lodo (Figura 54, Anexo III), se observa que el suelo arenoso presenta valores de pH superiores al suelo franco. La diferencia entre estos valores es similar en el lodo fresco, pasteurizado y pasteurizado en formato grànulo, mientras que la diferencia de pH es mayor en el lodo pasteurizado en formato pellet.

#### 4.1.2. Conductividad eléctrica

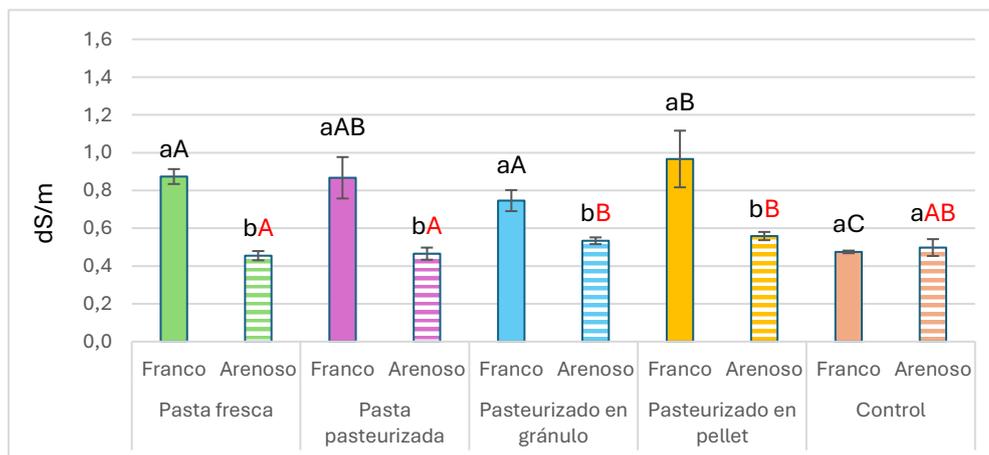
La conductividad eléctrica (C.E.) es la capacidad de la solución del suelo para transportar corriente eléctrica en función del contenido de sales disueltas o ionizadas en la solución, por lo tanto, a mayor conductividad eléctrica, mayor es la concentración de sales (Fertilab, 2019).

En el análisis de la conductividad eléctrica del suelo, presentado en la Figura 11 y 12, muestran los valores en función del tipo de suelo (franco y arenoso), la metodología de aplicación del lodo (mezcla y superficial) y el formato del lodo (fresco, pasteurizado, en grànulo y en pellet), sin considerar la dosis.

En general, el lodo tiende a incrementar la conductividad eléctrica en comparación con el control, con variaciones según el tipo de suelo y la posición. El lodo fresco incrementa la conductividad, con aumentos significativos cuando se encuentra mezclado con el suelo, en suelo franco hasta un 119,95% y en suelo arenoso hasta un 28,99%. El lodo pasteurizado también presenta incrementos, alcanzando hasta un 124,36% en suelo franco en posición superficial y un 34,85% en suelo arenoso cuando se encuentra mezclado con el suelo. Este, presenta los mayores aumentos cuando se encuentra en formato grànulo, especialmente en suelo franco cuando se encuentra mezclado con el suelo, con incrementos de hasta un 243,33%, y en suelo arenoso en posición superficial, con un aumento del 12,85%. Por otro lado, el lodo pasteurizado en formato pellet muestra aumentos más controlados en la conductividad, con un incremento máximo del 162,98% en suelo franco en posición superficial y del 26,33% en suelo arenoso mezclado con el suelo.



**Figura 11.** Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.



**Figura 12.** Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.

Para evaluar la influencia de estos factores en la conductividad eléctrica del suelo, el análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 7) reveló que el formato del lodo, la dosis, la posición de aplicación y el tipo de suelo tienen efectos significativos, con p-valores menores a 0,05. El tipo de suelo y la dosis son los factores más influyentes ( $p = 0,0000$ ), seguido por la posición de aplicación ( $p = 0,0098$ ) y el formato del lodo ( $p = 0,0334$ ). Además, las interacciones entre el formato y la posición, la dosis y la posición, y la dosis y el tipo de suelo también son significativas, lo que indica que el efecto de estos factores en la conductividad eléctrica varía según sus combinaciones.

**Tabla 7.** Anàlisis de varianza de la conductividad eléctrica del suelo.

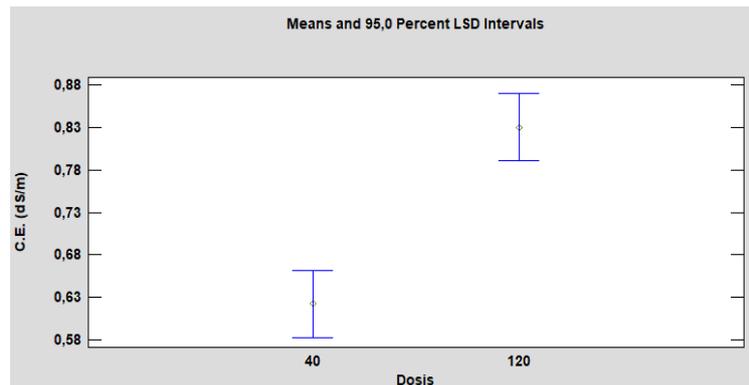
Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFEKTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	0,2155	3	0,0718	3,08	0,0334
B: Dosis	1,0368	1	1,0368	44,41	0,0000
C: Posición	0,1649	1	0,1649	7,06	0,0098
D: Suelo	3,2734	1	3,2734	140,19	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	0,0625	3	0,0208	0,89	0,4497
AC	0,5952	3	0,1984	8,50	0,0001
AD	0,0813	3	0,0271	1,16	0,3314
BC	0,1453	1	0,1453	6,22	0,0151
BD	0,3063	1	0,3063	13,12	0,0006
CD	0,0036	1	0,0036	0,16	0,6933
ABC	0,2456	3	0,0818	3,51	0,0200
ABD	0,0826	3	0,0275	1,18	0,3243
ACD	0,4397	3	0,1465	6,28	0,0008
BCD	0,0009	1	0,0009	0,04	0,8444
Residual	1,5644	67	0,0233		
Total (Corregido)	8,2184	95			

En cuanto a la influencia del tipo de suelo en la conductividad eléctrica, el suelo franco presenta valores más altos en comparación con el suelo arenoso. Esto se debe a que los suelos francos tienen una mayor capacidad para retener y acumular sales e iones debido a su estructura de partículas finas y compactas, lo que resulta en una mayor conductividad eléctrica (Brady & Weil, 2017). En contraste, los suelos arenosos tienen una menor capacidad para retener sales e iones debido a sus partículas grandes y baja superficie específica, resultando en una menor conductividad eléctrica (Hillel, 2008).

Por otro lado, el lodo en pasta pasteurizado presenta los valores de conductividad eléctrica más bajos, siendo estos similares a los del lodo en pasta fresco (Figura 55, Anexo III). Los valores de conductividad eléctrica más altos los presenta el lodo pasteurizado en formato gránulo, esto se debe a que este posee una menor superficie específica lo que implica una mayor concentración de iones por unidad de volumen seco, y por lo tanto una mayor conductividad eléctrica. Al contrario, el lodo pasteurizado en formato pellet tiene una mayor superficie específica lo que implica que los iones estén más distribuidos, reduciendo su concentración y disminuyendo la conductividad eléctrica (Lasia, 2014).

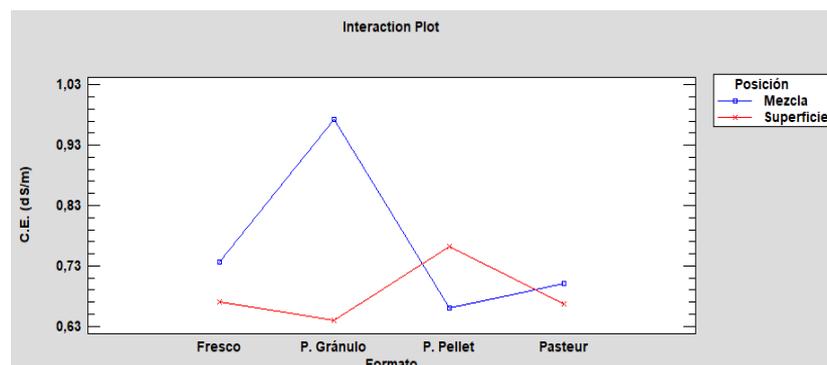
Respecto a la posición de aplicación del lodo, la conductividad eléctrica es mayor cuando el lodo se aplica mezclado con el suelo. Esto se debe a que mezclar el lodo con el suelo aumenta la superficie de contacto entre ambos, facilitando una liberación más rápida de los iones contenidos en el lodo. En contraste, cuando el lodo se aplica en la superficie del suelo, solo las partículas en contacto directo con el suelo liberan sus iones (Brady & Weil, 2017).

En relación con las dosis aplicadas (Figura 13), la conductividad eléctrica aumenta con dosis mayores. Esto se debe a que una mayor cantidad de lodo introduce más sales en el suelo, elevando así la conductividad eléctrica.



**Figura 13.** Influencia de la conductividad eléctrica en las dosis de lodo aplicadas.

Respecto a la interacción entre el formato y la posición del lodo (Figura 14), cuando el lodo se aplica en superficie, la conductividad eléctrica no varía mucho entre el lodo en pasta fresco, pasteurizado y pasteurizado en formato gránulo. Sin embargo, el valor de esta variable aumenta cuando el lodo pasteurizado se aplica en formato pellet. Por otro lado, cuando el lodo se aplica mezclado con el suelo, el lodo pasteurizado en formato gránulo es el que presenta los mayores valores, mientras que el lodo pasteurizado en formato pellet muestra una menor variación respecto al resto. Esto se debe a que el formato pellet tienen una estructura compacta que se disuelve más lentamente en comparación con el formato en gránulo, así pues, cuando estos se descomponen, liberan una cantidad significativa de sales e iones en el suelo, aumentando así la conductividad eléctrica (McBride, 1994).



**Figura 14.** Interacción entre el formato y la posición del lodo en respuesta a la conductividad eléctrica.

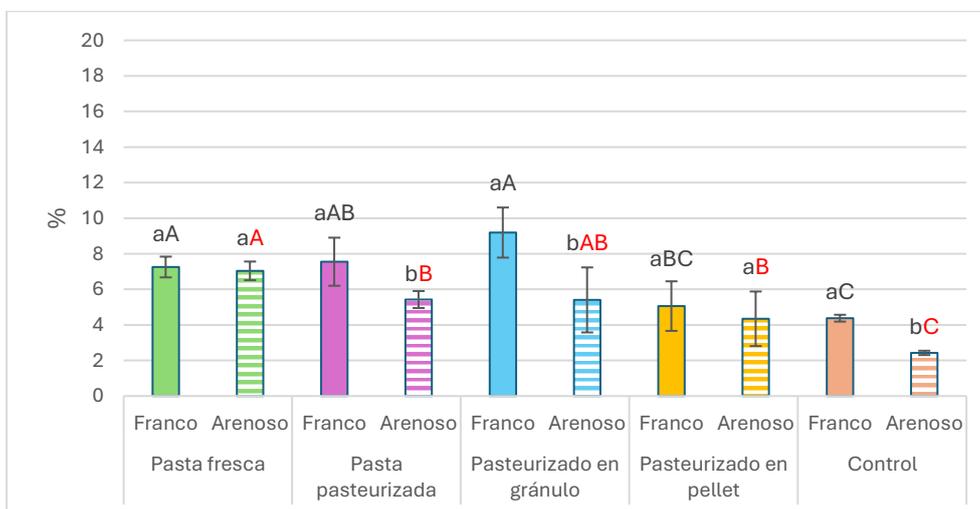
Finalmente, en relación con la interacción significativa entre la dosis de aplicación del lodo y la textura del suelo (Figura 56, Anexo III), el suelo franco presenta valores de conductividad eléctrica superiores al suelo arenoso, siendo esta diferencia mayor con dosis más altas de lodo.

#### 4.1.3. Materia orgánica

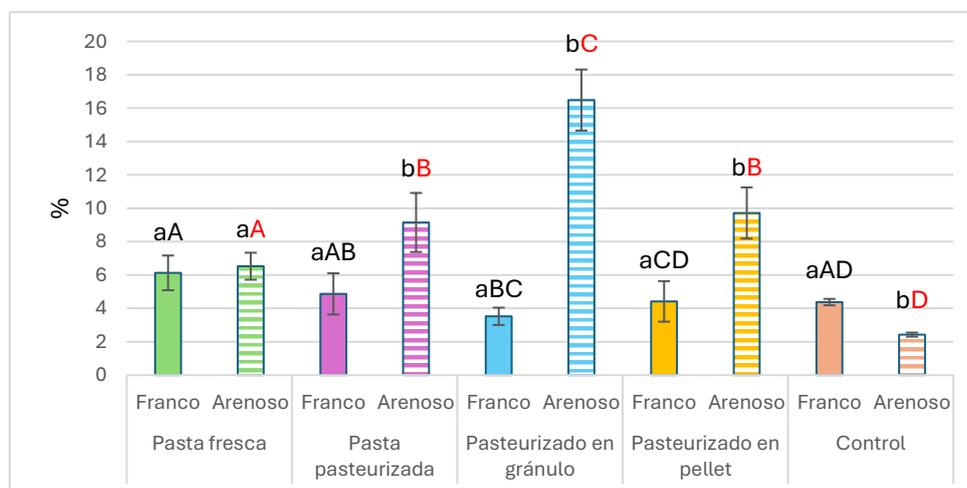
En el análisis de la materia orgánica del suelo, presentado en la Figura 15 y 16, se muestran los valores obtenidos en función del tipo de suelo (franco y arenoso), la metodología de aplicación del lodo (mezcla y superficial) y el formato del lodo (fresco, pasteurizado, en gránulo y en pellet), sin tener en cuenta la dosis.

En general, los diferentes formatos de dosis tienden a aumentar el porcentaje de materia orgánica en comparación con el control, aunque el grado de incremento varía según el tipo de suelo y la posición. El lodo en pasta fresca muestra aumentos notables con incrementos que alcanzan hasta el 220,5% en suelo arenoso y hasta el 84,9% en suelo franco, siendo el lodo pasteurizado el que incrementa el porcentaje de materia orgánica de manera destacable, especialmente en suelo

arenoso con hasta un 534,6% en la posición superficial. El lodo pasteurizado en formato gránulo presenta los mayores aumentos, especialmente en suelo arenoso, con incrementos significativos de hasta el 644,5% en la posición superficial y hasta el 105,7% cuando se encuentra mezclado con el suelo. El lodo pasteurizado en formato pellet muestra aumentos más moderados en comparación con los otros formatos, con incrementos que alcanzan hasta el 418,7% en suelo arenoso y posición superficial.



**Figura 15.** Representación de la materia orgánica cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.



**Figura 16.** Representación de la materia orgánica cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.

Para evaluar la influencia de estos factores en el contenido de materia orgánica, el análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 8) reveló que el formato del lodo, la dosis, la posición de aplicación y el tipo de suelo influyen significativamente en el contenido de materia orgánica, con p-valores menores a 0.05. El tipo de suelo y la dosis son los factores más influyentes ( $p = 0,0000$ ), seguidos por el formato ( $p = 0,0009$ ) y la posición ( $p = 0,0028$ ). Además, las interacciones entre formato y tipo de suelo, así como entre posición y tipo de suelo, son significativas.

**Tabla 8.** Análisis de varianza del contenido de materia orgánica del suelo.

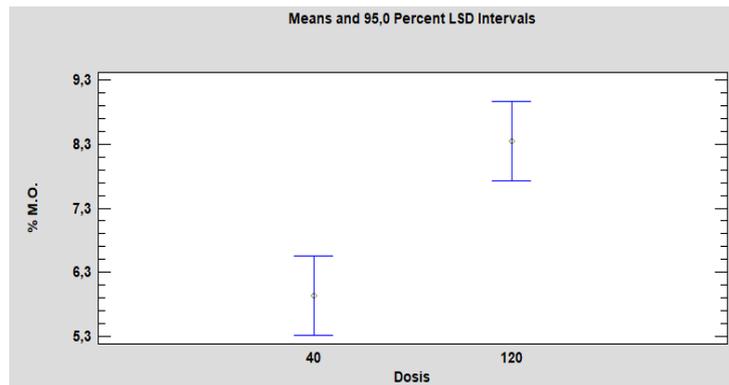
Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	96,6780	3	32,2260	6,14	0,0009
B: Dosis	138,8570	1	138,8570	26,48	0,0000
C: Posición	50,4564	1	50,4564	9,62	0,0028
D: Suelo	123,4800	1	123,4800	23,54	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	42,2545	3	14,0848	2,69	0,0535
AC	28,9467	3	9,6489	1,84	0,1483
AD	48,7089	3	16,2363	3,10	0,0326
BC	0,1763	1	0,1763	0,01	0,8551
BD	10,3429	1	10,3429	1,97	0,1648
CD	380,0590	1	380,0590	72,47	0,0000
ABC	28,8502	3	9,6167	1,83	0,1494
ABD	54,1927	3	18,0642	3,44	0,0215
ACD	167,1700	3	55,7233	10,63	0,0000
BCD	1,1792	1	1,17923	0,22	0,6369
Residual	351,3790	67	5,2444		
Total (Corregido)	1522,7300	95			

En primer lugar, en cuanto a la influencia de la materia orgánica en la textura del suelo (Figura 57, Anexo III), el suelo arenoso presenta valores de materia orgánica mayores en comparación con el suelo franco. Esto se debe a que el lodo aplicado en suelos arenosos puede tener una mayor área de contacto debido a la estructura suelta del suelo, lo que facilita la integración de la materia orgánica del lodo en la capa superficial del suelo (Hillel, 2004).

Por otro lado, el lodo fresco y pasteurizado no presentan una variación significativa (Figura 58, Anexo III). Sin embargo, el lodo pasteurizado en formato gránulo presenta los valores de materia orgánica más altos, mientras que el lodo pasteurizado en formato pellet muestra valores más bajos. Esto se debe a que el lodo en formato gránulo presenta una mayor superficie de contacto, lo que facilita que los microorganismos descomponedores accedan a la materia orgánica y a los nutrientes. Una mayor superficie de contacto y una mejor distribución permiten una descomposición más rápida y una incorporación más eficiente de la materia orgánica (Hillel, 2004; Brady & Weil, 2017).

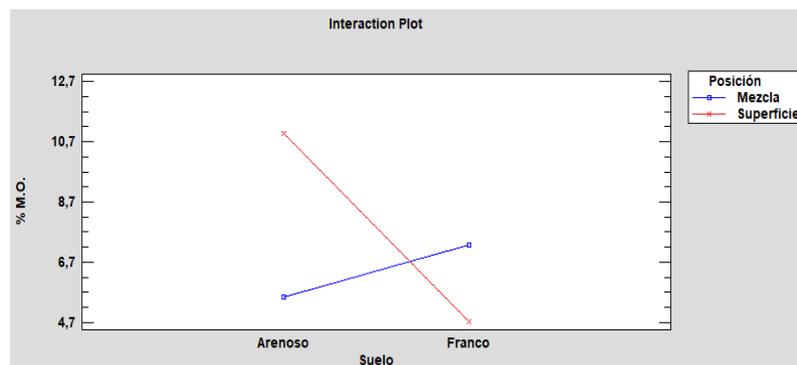
En cuanto a la posición en la que se aplica el lodo, se obtiene un mayor porcentaje de materia orgánica cuando se aplica en la superficie del suelo. Esto se debe a que el lodo en la superficie queda expuesto al aire y a la luz solar, creando condiciones favorables para la actividad microbiana y acelerando así su descomposición e incorporación (Hillel, 2004; Brady & Weil, 2017).

Finalmente, en relación con las dosis aplicadas (Figura 17), se obtiene un mayor porcentaje de materia orgánica cuando se aplican mayores dosis. Esto es debido a que, al aplicar más cantidad de lodo, se introduce una mayor cantidad de materia orgánica en el suelo.



**Figura 17.** Influencia de la materia orgánica en las dosis de lodo aplicadas.

En cuanto a la interacción significativa entre la textura del suelo y la posición en la que se aplica el lodo (Figura 18), se observa que en el suelo arenoso se obtiene una mayor cantidad de materia orgánica cuando el lodo se aplica en superficie, mientras que en el suelo franco se obtiene más materia orgánica cuando el lodo se mezcla con el suelo. Esto se debe a que la aplicación superficial del lodo en suelos arenosos ayuda a conservar la materia orgánica en la superficie, evitando la rápida pérdida por lixiviación dada la alta permeabilidad de estos suelos. En contraste, la mezcla del lodo con el suelo franco permite una mejor retención y distribución de la materia orgánica a lo largo del perfil del suelo, aprovechando su capacidad de retención equilibrada y estructura adecuada para la retención de nutrientes (Brady & Weil, 2017; Hillel, 2004; Miller & Donahue, 1990).



**Figura 18.** Interacción entre la textura del suelo y la posición en la que se aplica el lodo en respuesta al contenido de materia orgánica.

## 4.2. PARÁMETROS DEL LIXIVIADO

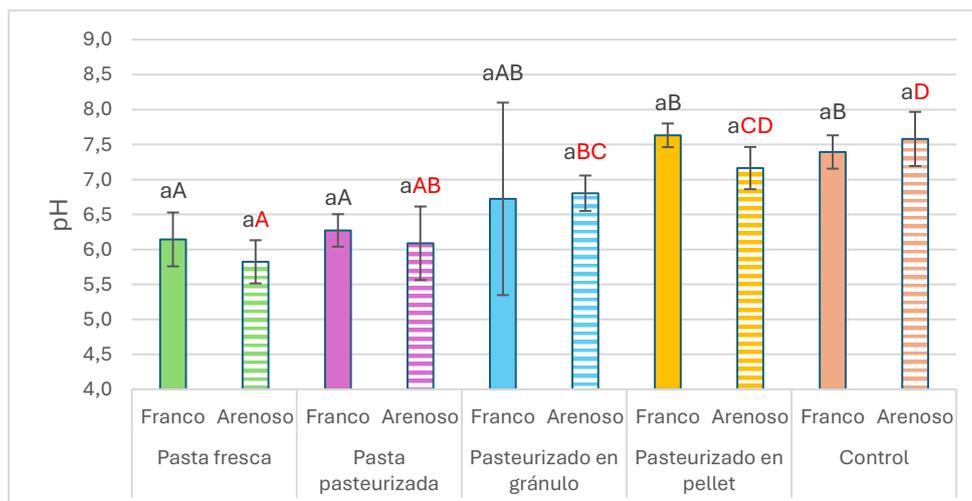
En este apartado se describen los resultados obtenidos de las propiedades químicas del lixiviado: pH y conductividad eléctrica, los cuales se presentan en la Tabla 12 del Anexo II.

### 4.2.1. pH

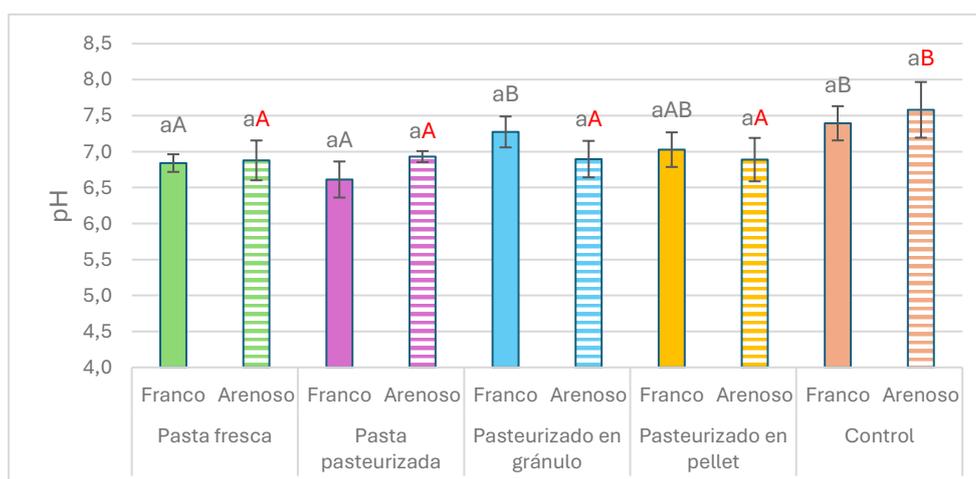
En el análisis del pH del lixiviado, presentado en la Figura 19 y 20, se muestran los valores obtenidos en función del tipo de suelo (franco y arenoso), la metodología de aplicación del lodo (mezcla y superficial) y el formato del lodo (fresco, pasteurizado, en gránulo y en pellet), sin tener en cuenta la dosis.

En general, la aplicación de lodo tiende a modificar el pH en comparación con el control, con variaciones según el tipo de suelo y la posición. El lodo fresco presenta cambios variados, con disminuciones considerables en suelo franco cuando se encuentra mezclado con el suelo de hasta

un 25,14% y aumentos leves en suelo arenoso en posición superficial de hasta un 0,75%. El lodo pasteurizado muestra variaciones más moderadas, con una reducción máxima del 13,43% en suelo franco cuando se encuentra mezclado con el suelo y aumentos menores en suelo arenoso en posición superficial, manteniendo un pH más cercano al del control. En cuanto al lodo pasteurizado en formato gránulo muestra las mayores fluctuaciones en el pH, especialmente cuando este se encuentra mezclado con el suelo, en suelo franco, con una disminución de hasta un 31,64%, y un incremento notable en suelo arenoso, con un aumento del 50,67%. El lodo pasteurizado en formato pellet también afecta al pH, con incrementos significativos cuando se encuentra mezclado con el suelo, en suelo franco de hasta un 12,01% y en suelo arenoso de hasta un 5,64%.



**Figura 19.** Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.



**Figura 20.** Representación del pH cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.

Para evaluar la influencia de estos factores en esta propiedad, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 9) el cual nos reveló que el formato del lodo y la textura del suelo influyen significativamente en el pH del lixiviado, con p-valores menores a 0,05. El formato del lodo es el factor más influyente ( $p = 0,0000$ ), seguido de la textura del suelo ( $p = 0,0240$ ). Además, las interacciones entre el formato y la dosis en la que se aplica el lodo, y el formato y la posición del lodo son significativas.

**Tabla 9.** Análisis de varianza del pH del lixiviado.

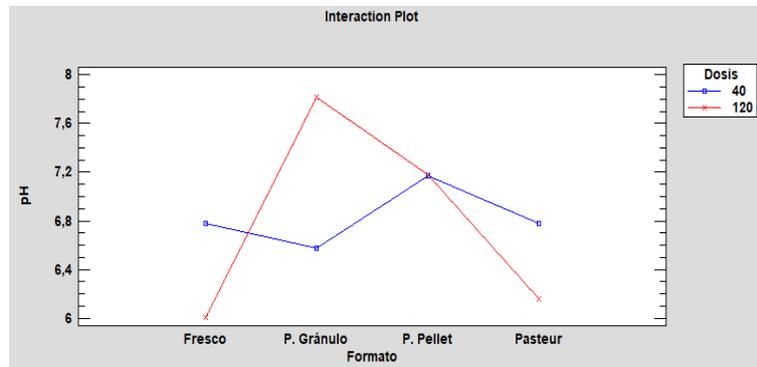
Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	13,3337	3	4,44457	12,50	0,0000
B: Dosis	0,0816	1	0,081603	0,23	0,6335
C: Posición	0,7504	1	0,750431	2,11	0,1512
D: Suelo	1,9012	1	1,90121	5,35	0,0240
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	13,8558	3	4,6185	12,99	0,0000
AC	6,9125	3	2,3042	6,48	0,0007
AD	2,0904	3	0,6968	1,96	0,1289
BC	0,5740	1	0,5740	1,61	0,2085
BD	0,0476	1	0,0476	0,13	0,7154
CD	1,2675	1	1,2675	3,57	0,0635
ABC	2,3895	3	0,7965	2,24	0,0920
ABD	0,2964	3	0,0988	0,28	0,8411
ACD	0,2151	3	0,0717	0,20	0,8949
BCD	0,0049	1	0,0049	0,01	0,9067
Residual	22,7537	64	0,3555		
Total (Corregido)	68,3228	92			

Primero, en cuanto a la influencia del pH del lixiviado en la textura del suelo (Figura 59, Anexo III), se observa que el suelo franco es el que presenta unos valores mayores a los del suelo arenoso. Esto se debe a que los suelos francos, con una combinación equilibrada de arenas, limos y arcillas, tienen una mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC) en comparación con los suelos arenosos, esto significa que los suelos francos tienen una mayor capacidad para retener cationes como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^{+}$  que pueden contrarrestar los efectos de la acidez y, por lo tanto, elevar el pH del lixiviado (Brady & Weil, 2017). Por otro lado, los suelos arenosos, debido a su baja concentración de partículas finas y su menor CIC, tienen menos capacidad para retener estos cationes. Esto puede llevar a una mayor liberación de iones ácidos en el lixiviado, resultando en un pH más bajo (Hillel, 2008).

Por otro lado, el lodo fresco y pasteurizado no presentan una variación significativa (Figura 60, Anexo III). Los valores de pH más altos se presentan en el lodo pasteurizado en formato pellet y gránulo, esto es debido a que, para conseguir estos formatos, el lodo ha sufrido una serie de procesos entre los que se incluye la adición de agentes neutralizantes o estabilizantes que puede aumentar el contenido de compuestos alcalinos y, por tanto, se refleja un pH más alto cuando estos compuestos se disuelven (Metcalf y Eddy, 2003).

Respecto a la interacción significativa entre el formato y la dosis del lodo (Figura 21), el pH del lixiviado cuando el lodo se ha aplicado en fresco y pasteurizado es menor a mayores dosis, ya que, al aplicar más lodo, se introduce una mayor cantidad de materia orgánica en el suelo que al descomponerse produce ácidos orgánicos que pueden bajar el pH del lixiviado (Sparks, 2003). En el lodo pasteurizado en formato gránulo ocurre lo contrario debido a que como este ha sufrido un

proceso de deshidratación y posee una mayor superficie de contacto puede liberar más rápidamente compuestos alcalinos que neutralizan los ácidos y elevan el pH (Metcalf y Eddy, 2003). En cuanto, al lodo pasteurizado en formato pellet posee el mismo pH independientemente de la dosis de aplicación, por lo que podría estar estabilizado manteniéndose un balance constante entre los compuestos alcalinos y ácidos independientemente de la cantidad aplicada (Polprasert & Koottatep, 2017).



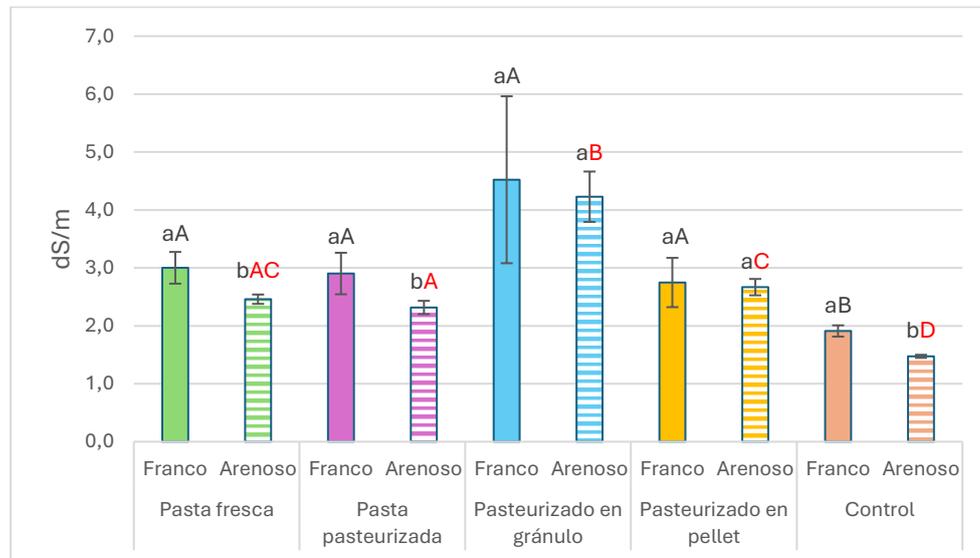
**Figura 21.** Interacción entre el formato y la dosis en la que se aplica el lodo en respuesta al pH del lixiviado.

Finalmente, la interacción significativa entre el formato y la posición en la que se encuentra el lodo (Figura 61, Anexo III) muestra como el pH cuando se aplica en superficie no varía en gran medida dependiendo del formato, sin embargo, cuando el lodo se aplica mezclado con el suelo se obtienen los valores más bajos de pH en el lodo fresco y pasteurizado, mientras que los valores más altos se obtienen en el lodo pasteurizado en formato pellet y gránulo. Esto es debido a que cuando el lodo se aplica en la superficie del suelo la interacción es más limitada reduciendo la influencia del formato en la liberación de compuestos. Por otro lado, cuando este se encuentra mezclado con el suelo, el lodo incrementa el contacto con la materia orgánica y los microorganismos potenciando la descomposición de la materia orgánica generando ácidos que disminuyen el pH del lixiviado (Paul, 2014).

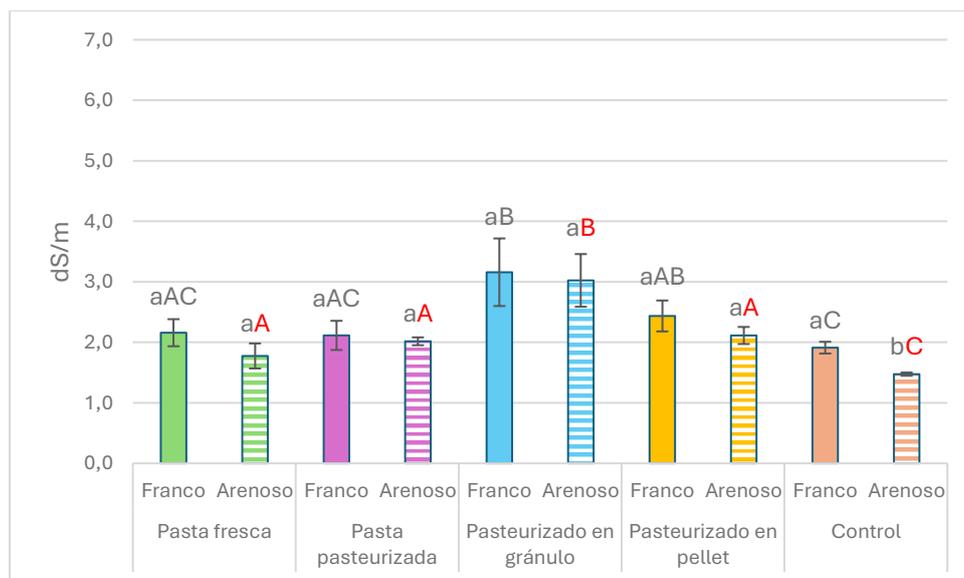
#### 4.2.2. Conductividad eléctrica

En el análisis de la conductividad eléctrica del lixiviado, presentado en la Figura 22 y 23, se muestran los valores obtenidos en función del tipo de suelo (franco y arenoso), la metodología de aplicación del lodo (mezcla y superficial), y el formato del lodo (fresco, pasteurizado, en gránulo y en pellet), sin tener en cuenta la dosis.

En general, la aplicación de lodo tiende a incrementar la conductividad eléctrica en comparación con el control, con variaciones dependiendo del tipo de suelo y la posición. El lodo fresco y pasteurizado incrementa la conductividad eléctrica de manera moderada, con aumentos en torno al 57,07% y 52,13% en suelo franco, respectivamente. El lodo pasteurizado en formato gránulo es el que presenta los mayores aumentos en la conductividad eléctrica, especialmente cuando se encuentra mezclado con el suelo: en suelo arenoso hasta un 187,41% y en suelo franco hasta un 136,97%. El lodo pasteurizado en formato pellet tiene incrementos menores en comparación, con un aumento máximo del 81,63% en suelo arenoso cuando se encuentra mezclado con el suelo, y un comportamiento más estable en general.



**Figura 22.** Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado mezclado con el suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.



**Figura 23.** Representación de la conductividad eléctrica cuando el lodo se ha aplicado en la superficie del suelo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para cada formato individualmente. Las letras mayúsculas en negro indican diferencias significativas para suelo franco en función del formato, y en rojo, diferencias significativas para el suelo arenoso en función del formato.

Para evaluar la influencia de varios factores en la conductividad eléctrica del lixiviado, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) (Tabla 10), el cual reveló que el formato del lodo, la dosis, la posición de aplicación y la textura del suelo influyen significativamente en el pH del lixiviado, con valores  $p$  menores a 0,05. Los factores más influyentes son el formato del lodo, la dosis y la posición ( $p = 0,0000$ ), seguidos por la textura del suelo ( $p = 0,0378$ ). Además, se encontraron interacciones significativas entre formato y dosis, formato y posición, dosis y posición, y dosis y suelo.

**Tabla 10.** Anàlisis de varianza de la conductivitat elèctrica del llixiviado.

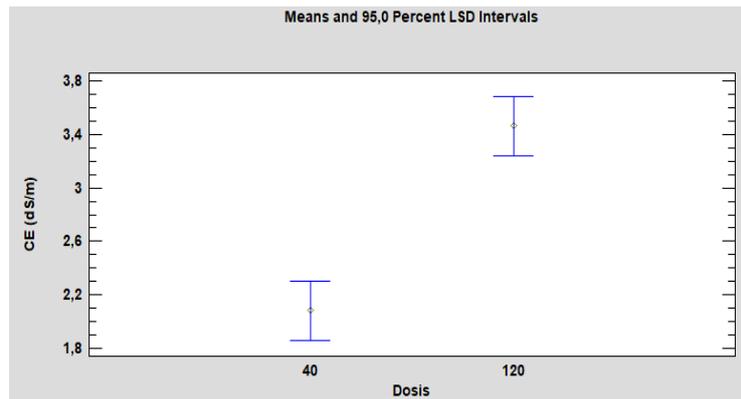
Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	28,8152	3	9,6050	19,64	0,0000
B: Dosis	45,5911	1	45,5911	93,20	0,0000
C: Posición	13,6466	1	13,6466	27,90	0,0000
D: Suelo	2,19706	1	2,1970	4,49	0,0378
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	35,4921	3	11,8307	24,18	0,0000
AC	4,3140	3	1,4380	2,94	0,0394
AD	0,5957	3	0,1985	0,41	0,7492
BC	6,4620	1	6,4620	13,21	0,0005
BD	4,9991	1	4,9991	10,22	0,0021
CD	0,1270	1	0,1270	0,26	0,6119
ABC	11,4000	3	3,7999	7,77	0,0002
ABD	1,1444	3	0,3814	0,78	0,5094
ACD	0,3318	3	0,1106	0,23	0,8779
BCD	0,8582	1	0,8582	1,75	0,1898
Residual	32,7749	67	0,4891		
Total (Corregido)	188,7500	95			

En primer lugar, respecto a la influencia de la textura del suelo en la conductividad elèctrica del llixiviado, se observa que el suelo franco presenta valores más altos que el suelo arenoso. Esto se debe a que el suelo franco tiene una mezcla equilibrada de arena, limo y arcilla, lo que le otorga una estructura más densa y una mayor capacidad de retención de agua y nutrientes. Esta mayor retención permite que las sales y otros iones disueltos se mantengan en el suelo por más tiempo, lo que incrementa la conductividad elèctrica del llixiviado (Brady & Weil, 2017).

Por otro lado, el lodo fresco y pasteurizado no presentan una variación significativa, y con unos valores similares a los que presenta el lodo pasteurizado en formato pellet (Figura 62, Anexo III). Los valores de conductividad elèctrica más altos se presentan en el lodo pasteurizado en formato gránulo, esto se debe a que posee una mayor superficie de contacto y se disuelve más rápidamente, facilitando la liberación inmediata y homogénea de iones y sales en el llixiviado (Brady & Weil, 2017; Hillel, 2004).

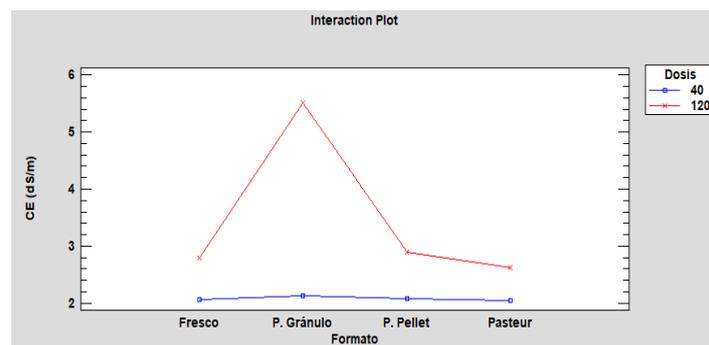
Respecto a la posición de aplicación, se ha observado que la conductividad elèctrica del llixiviado es mayor cuando el lodo se aplica mezclado con el suelo. Esto se debe a que la mezcla del lodo con el suelo aumenta la superficie de contacto entre el lodo y las partículas del suelo, lo que facilita una mayor liberación y movilización de iones hacia el llixiviado, incrementando así la concentración de iones en la solución del suelo y, por consiguiente, la conductividad elèctrica del llixiviado (Brady & Weil, 2017).

En lo que respecta a las dosis aplicadas (Figura 24), se ha observado que la conductividad elèctrica del llixiviado aumenta a medida que incrementa la dosis de lodo aplicada. Esto se debe a que, al aumentar la cantidad de lodo, también aumenta la cantidad de sales y otros solutos introducidos en el suelo, estas sales disueltas en el llixiviado contribuyen a elevar la conductividad elèctrica (Brady & Weil, 2017).



**Figura 24.** Influencia de la conductividad eléctrica en las dosis de lodo aplicadas.

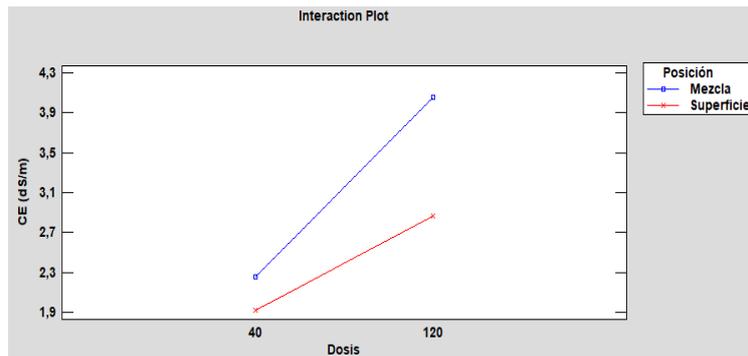
En cuanto a la interacción significativa entre el formato y la dosis de lodo aplicada (Figura 25), se observa que, a dosis bajas, la conductividad eléctrica no varía considerablemente según el formato. Sin embargo, a dosis altas, el lodo fresco y pasteurizado muestran conductividades similares, mientras que el lodo pasteurizado en formato gránulo presenta valores significativamente más altos, debido a que el lodo en este formato tiene una mayor superficie de contacto lo que facilita la liberación de iones y sales, mientras que los otros formatos liberan sales de manera más gradual (de Barros *et al.*, 2023). A dosis bajas, la cantidad total de sales y nutrientes aportada es relativamente pequeña, resultando en una baja cantidad de iones en la solución del suelo.



**Figura 25.** Interacción entre el formato y la dosis de aplicación del lodo en respuesta a la conductividad eléctrica.

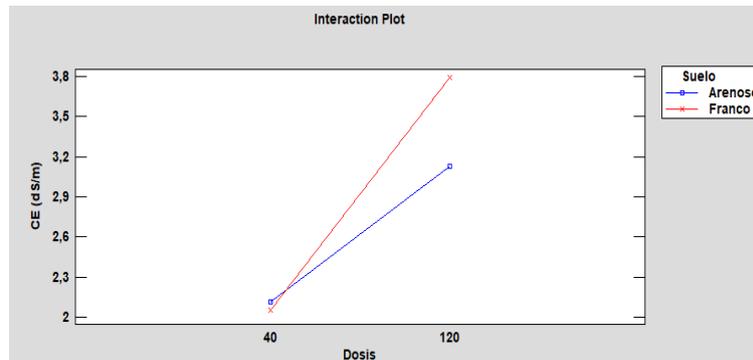
En cuanto a la interacción entre formato y posición de aplicación (Figura 63, Anexo III), se observa que la conductividad eléctrica es menor cuando el lodo se aplica en superficie que cuando se mezcla con el suelo, siendo el lodo pasteurizado en formato gránulo el que presenta los valores más altos en ambas posiciones. Esto se debe a que la mezcla del lodo con el suelo promueve una mayor disolución de iones, lo que incrementa la conductividad eléctrica en el lixiviado (Haynes, 2005). Además, los altos valores de conductividad eléctrica en el lodo pasteurizado en formato gránulo se deben a su alta superficie específica, que facilita una disolución rápida de los iones (Bernal *et al.*, 2005).

Por otro lado, la interacción significativa entre la dosis y la posición de aplicación del lodo (Figura 26) muestra que la conductividad eléctrica es menor cuando el lodo se aplica en superficie que cuando se mezcla con el suelo, siendo estos valores mayores a dosis altas.



**Figura 26.** Interacció entre la dosis i la posició del lodo en resposta a la conductivitat elèctrica.

Finalmente, respecto a la interacció significativa entre la dosis de lodo y la textura del suelo (Figura 27), se observa que, a bajas dosis, la conductividad elèctrica es similar independientemente de la textura. Sin embargo, esta aumenta a dosis altas, siendo mayor en suelos francos. Esto se debe a que los suelos francos, con su mayor capacidad de retenci3n de agua y nutrientes, permiten una mayor disoluci3n de iones y su permanencia en la soluci3n del suelo (Chen *et al.*, 1990).



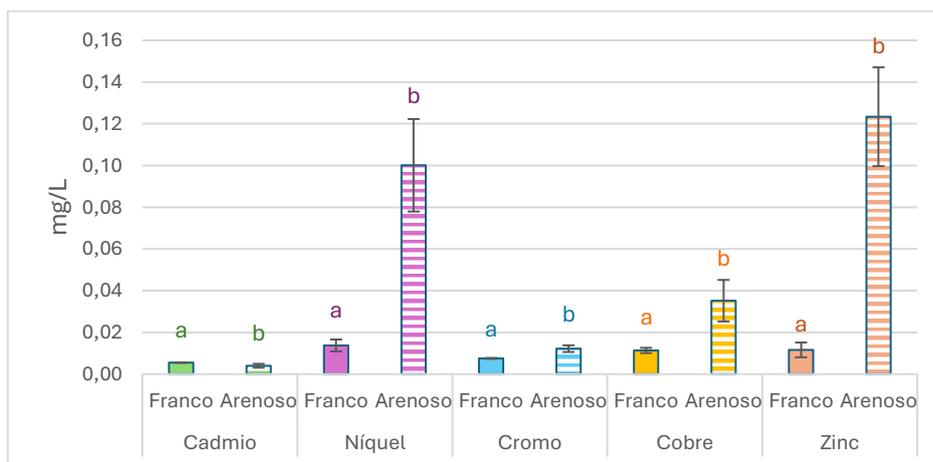
**Figura 27.** Interacci3n entre la dosis y la textura del suelo en respuesta a la conductividad elèctrica.

### 4.3. CONCENTRACIÓN DE METALES EN EL SUELO Y LIXIVIADO

La concentración de metales pesados en el lixiviado y su relación con diferentes factores como la textura del suelo, la metodología de aplicación del lodo y el formato del lodo son cruciales para entender la movilidad y disponibilidad de estos metales. En este apartado se describen los resultados obtenidos de la determinación de metales en el lixiviado y algunos suelos, los cuales se presentan en la Tabla 13 y 14 del Anexo II.

#### 4.3.1. Textura del suelo

La textura del suelo, que se refiere a la proporción de arena, limo y arcilla, juega un papel crucial en la movilidad y disponibilidad de metales pesados (Figura 28).



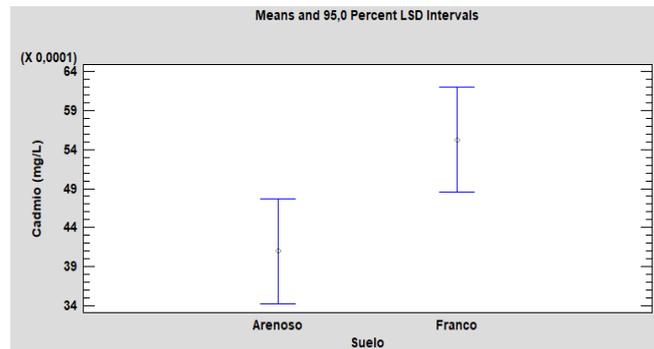
**Figura 28.** Representación de la concentración de los metales pesados en función de la textura del suelo. Las letras indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) entre las texturas para cada metal pesado individualmente (indicado con un color diferente).

Los **suelos arenosos** compuestos predominantemente de partículas grandes de arena se caracterizan por su baja capacidad de intercambio catiónico (CIC) y una menor retención de agua, lo que facilita la lixiviación de metales pesados (Essington, 2004; Brady & Weil, 2008). Por el contrario, los **suelos francos** tienen una mezcla equilibrada de arena, limo y arcilla, presentan una mayor CIC, lo que mejora la capacidad del suelo para retener cationes, incluidos los metales pesados. En estos suelos, el cobre y el cromo tienen una mayor afinidad por las partículas del suelo y están menos disponibles para lixiviación. La mayor presencia de arcilla y materia orgánica en los suelos francos contribuye a la adsorción de estos metales, reduciendo así su movilidad y concentración en el lixiviado (McBride, 1994; Fytily & Zabaniotou, 2008).

Con excepción del cadmio, los metales analizados muestran una mayor lixiviación en suelos arenosos en comparación con suelos francos. El níquel se lixivia un 737.19% más en suelos arenosos (Figura 64, Anexo III), debido a su menor capacidad de retención. El cromo presenta un aumento del 60.00% (Figura 65, Anexo III), mientras que el cobre alcanza un 221.82% más en estos suelos (Figura 66, Anexo III). El zinc (Figura 67, Anexo III), por su parte, registra el incremento más notable, con una lixiviación un 1218.45% superior en suelos arenosos frente a los francos.

El cadmio se lixivia un 26.79% menos en suelos arenosos que en los suelos francos (Figura 29), esto es debido a que aunque los suelos francos son más efectivos en la retención inicial de cadmio debido a su mayor contenido de arcilla y materia orgánica, también presentan condiciones que pueden facilitar la liberación y lixiviación del cadmio, como variaciones en el pH, donde la acidez puede desplazar el cadmio adsorbido facilitando su lixiviación y la competencia catiónica, donde

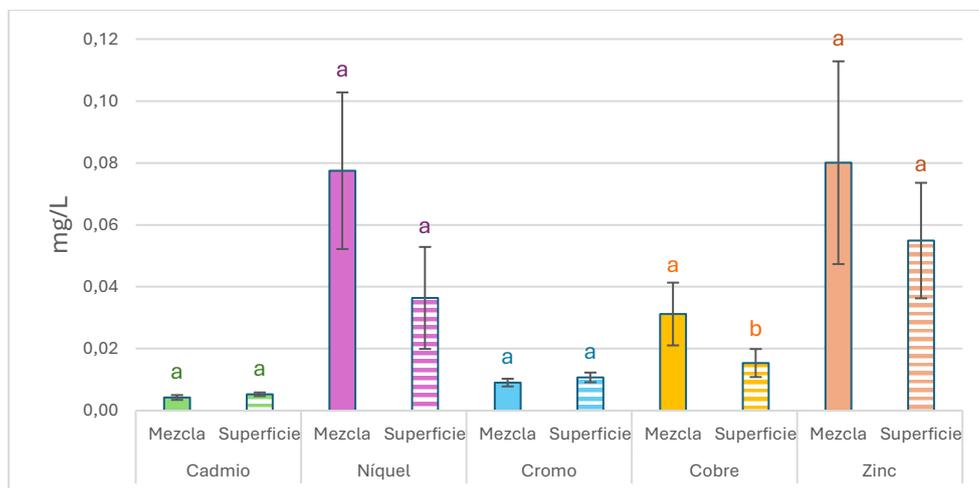
si otros cationes están presentes en grandes cantidades pueden desplazar este metal aumentando su movilidad y lixiviación (Essington, 2004; Sposito, 1989).



**Figura 29.** Influencia de la concentración de cadmio en la textura del suelo.

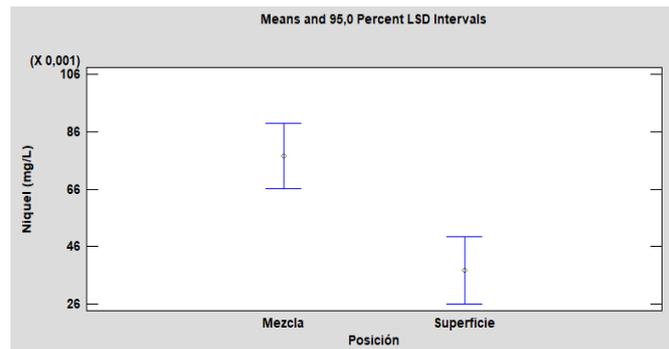
#### 4.3.2. Posición de aplicación del lodo

La posición en que se aplica el lodo afecta significativamente la distribución y disponibilidad de metales pesados en el suelo (Figura 30).



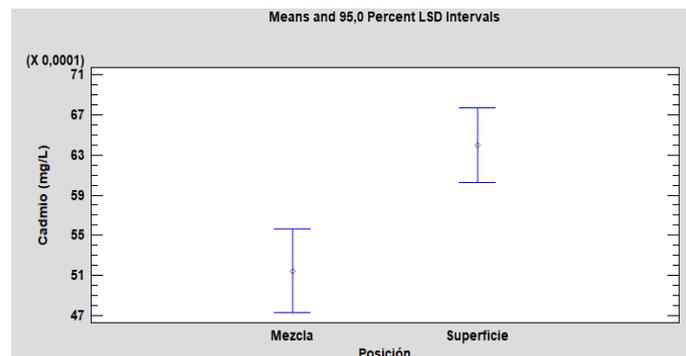
**Figura 30.** Representación de la concentración de los metales pesados en función de la posición de aplicación del lodo. Las letras indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) entre la posición de aplicación de lodo para cada metal pesado individualmente (indicado con un color diferente).

Se ha comprobado que el níquel (Figura 31), el cobre (Figura 68, Anexo III) y el zinc (Figura 69, Anexo III) se lixivian más cuando el lodo se mezcla con el suelo. Esto se debe a que, en presencia de otros cationes, estos metales son menos retenidos y, por lo tanto, más propensos a ser lixiviados (Sposito, 1989). En comparación, el níquel se lixivia un 21,5%, el cobre un 54,04% y el zinc un 15,14% más cuando el lodo se mezcla con el suelo que cuando se aplica en superficie.



**Figura 31.** Influencia de la concentración de níquel en la posición en la que se aplica el lodo.

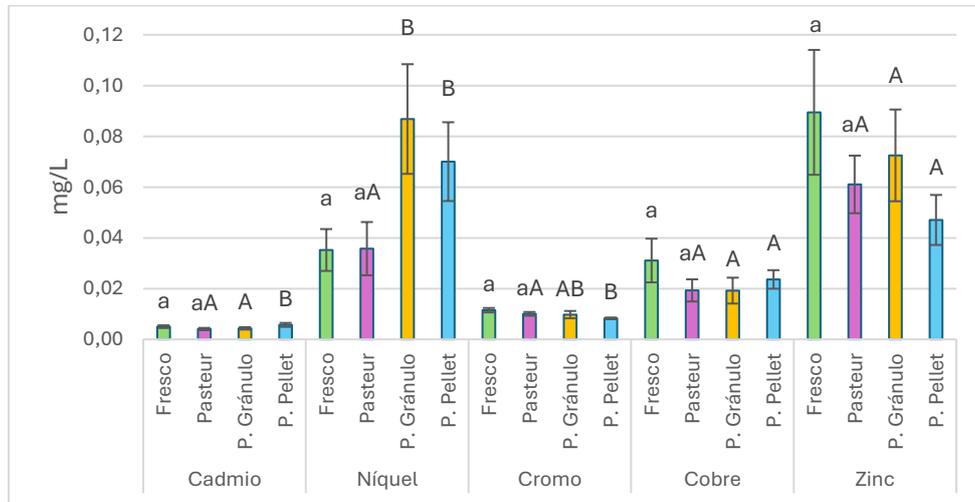
Por otro lado, el cadmio (Figura 32) y el cromo muestran una mayor lixiviación cuando el lodo se aplica en la superficie. El cadmio, debido a su alta solubilidad en agua y baja afinidad por las partículas del suelo, es particularmente susceptible a la lixiviación (McBride, 1994; Alloway, 2013a). De manera similar, el cromo, especialmente en su forma hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$ ), es muy móvil y soluble, lo que limita su interacción con las partículas del suelo y lo hace más disponible para ser lixiviado (McBride, 1994; Alloway, 2013a). Así, el cadmio presenta un 7,41% más de lixiviación cuando el lodo se aplica en superficie, mientras que el cromo muestra un 14,41% más de lixiviación en estas condiciones.



**Figura 32.** Influencia de la concentración de cadmio en la posición en la que se aplica el lodo.

#### 4.3.3. Formato y efecto del pasteurizado del lodo

En primer lugar, al comparar el lodo fresco con el pasteurizado, se observa que la lixiviación de metales es generalmente mayor en el lodo fresco, salvo en el caso del cadmio (Figura 33).

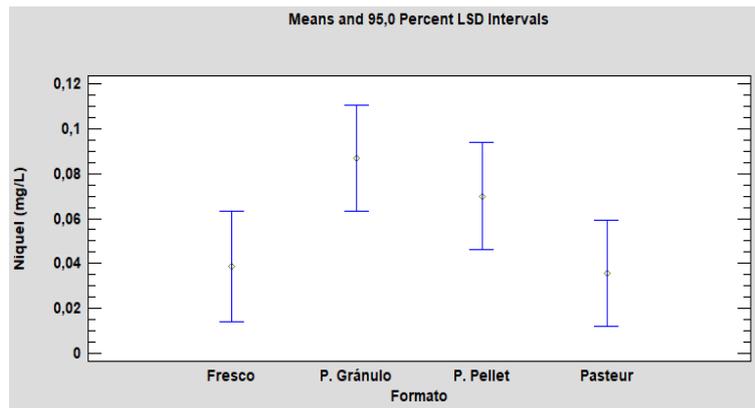


**Figura 33.** Representación de la concentración de los metales pesados en función del formato de aplicación del lodo. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) para el efecto de la pasteurización. Las mayúsculas para el efecto entre los formatos de aplicación.

En el lodo pasteurizado, el cadmio presenta una lixiviación un 1,82% superior en comparación con el lodo fresco. Sin embargo, para otros metales como el níquel, el cromo, el cobre y el zinc, se observa una disminución en la lixiviación en el lodo pasteurizado. El níquel se lixivia un 4,78% menos, el cromo un 1,33% menos, el cobre un 12,50% menos y el zinc un 4,15% menos en comparación con el lodo fresco.

Esta diferencia en la lixiviación se debe a que la pasteurización reduce la cantidad de materia orgánica disponible (al reducir a los microorganismos descomponedores) para movilizar metales pesados, lo que resulta en concentraciones menores de níquel, cromo, cobre y zinc en el lixiviado (Liu & Li., 2008). Sin embargo, el cadmio sigue siendo relativamente disponible en el lixiviado debido a su alta solubilidad intrínseca, a pesar de la reducción de materia orgánica por la pasteurización (McBride, 1994).

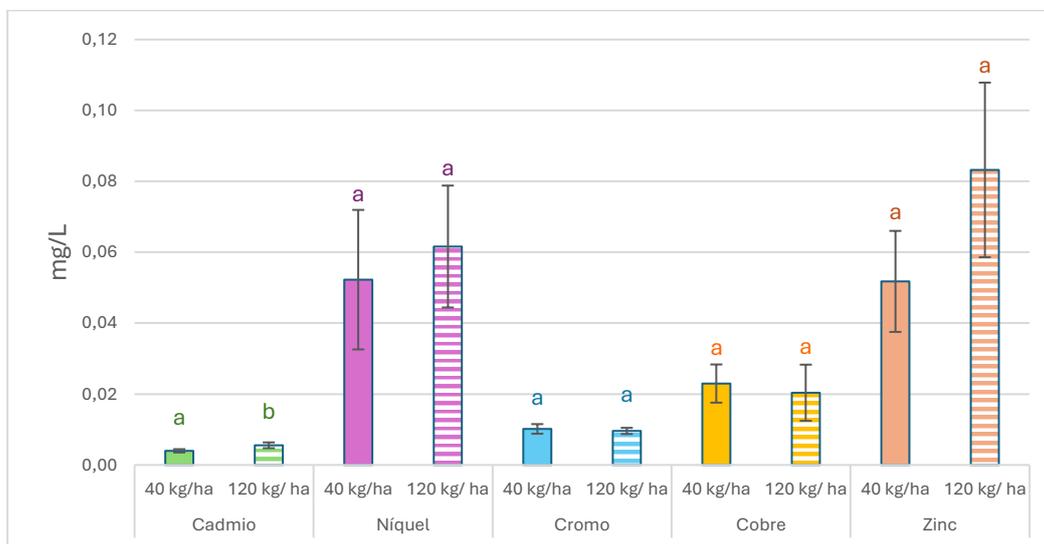
En cuanto a los formatos del lodo pasteurizado, se observa que el lodo en formato granulado presenta una mayor lixiviación de metales en comparación con el formato pellet (Figura 34). En particular, el cadmio se lixivia un 25,00% más en el lodo granulado, el níquel un 43,59% más, el cromo un 27,78% más, el cobre un 53,43% más y el zinc un 12,89% más en el lodo granulado en comparación con el pellet. Esto se debe a que el lodo pasteurizado en formato granulado tiene una mayor superficie expuesta, facilitando una liberación más rápida de los metales pesados (Liu & Li, 2008). En contraste, el lodo pasteurizado en formato pellet se libera de manera más controlada y gradual, lo que resulta en menores concentraciones de metales pesados en el lixiviado (Zorpas & Loizidou, 2008a).



**Figura 34.** Influència de la concentració de níquel en el format d'aplicació del lodo.

#### 4.3.4. Dosis d'aplicació

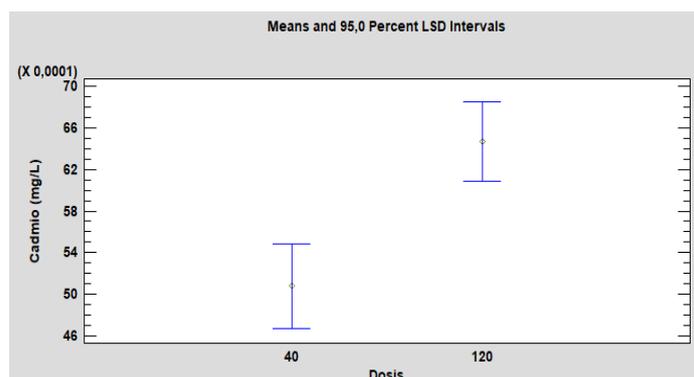
La quantitat de lodo aplicada al sòl té un impacte significatiu en la concentració de metalls pesats en el llixiviado (Figura 35).



**Figura 35.** Representació de la concentració de els metalls pesats en funció de la dosi d'aplicació del lodo. Les lletres indiquen diferències estadísticament significatives ( $p < 0,05$ ) entre la dosi d'aplicació de lodo per a cada metall pesat individualment (indicat amb un color diferent).

En general, l'ús de grans quantitats de lodo tendeix a incrementar la concentració d'aquests metalls en el llixiviado (Figura 36). Això es deu a que, al augmentar la dosi de lodo, la capacitat del sòl per retenir metalls se ve superada, el que resulta en una major lliberació de metalls pesats cap al llixiviado (Alloway, 2013a; Bolan *et al.*, 2014a). En contrast, les aplicacions moderades de lodo permeten una millor retenció de metalls pesats en el sòl, el que es tradueix en concentracions menors en el llixiviado (Bolan *et al.*, 2014a).

En termes quantitativa, al aplicar la dosi més alta de lodo, la concentració de cadmi en el llixiviado augmenta en un promig del 40,51%. El níquel mostra un increment del 48,61%, mentre que el crom presenta un augment del 18,13%. El cobre s'eleva en un 56,38%, i el zinc augmenta en un 62,74% amb la dosi major. No obstant, no hi ha diferències significatives com veure en la figura 35 excepte en el cadmi (Figura 36).



**Figura 36.** Influencia de la concentración de cadmio en la dosis de aplicación de lodo.

#### 4.3.5. Inmovilización de metales pesados en suelos

Los datos obtenidos revelan una notable diferencia entre las concentraciones de metales pesados en los lixiviados y en los suelos, lo que permite comprender mejor la lixiviación y la movilidad de estos metales bajo diferentes condiciones de tratamiento.

En los lixiviados, las concentraciones de cadmio son bastante bajas, variando entre 0,0003 mg/L y 0,0145 mg/L. En contraste, en los suelos, las concentraciones de cadmio son significativamente más altas, oscilando entre 0,0157 mg/L y 0,216 mg/L, lo que sugiere que el cadmio tiene una baja movilidad y tiende a permanecer retenido en el suelo.

De manera similar, las concentraciones de níquel en los lixiviados, que van de 0,0035 mg/L a 0,3066 mg/L, son considerablemente menores en comparación con las concentraciones en los suelos, que fluctúan entre 0,2836 mg/L y 0,4023 mg/L. Esto indica que el níquel también se encuentra mayormente atrapado en el suelo.

En cuanto al cromo, su concentración en los lixiviados varía entre 0,0046 mg/L y 0,0265 mg/L, mientras que en los suelos es mucho más elevada, con valores que van de 0,3862 mg/L a 0,5221 mg/L. Esto sugiere que el cromo se retiene en el suelo de manera eficiente, con baja movilidad hacia el lixiviado.

Las concentraciones de cobre y zinc en los lixiviados muestran una variabilidad considerable, pero en general, ambos metales presentan concentraciones mucho más bajas en los lixiviados que en los suelos. Esto indica que tanto el cobre como el zinc están fuertemente retenidos por el suelo, lo que limita su lixiviación.

Por lo tanto, la comparación entre los lixiviados y el suelo revela que los metales pesados tienen una baja movilidad hacia el lixiviado y permanecen mayormente inmovilizados en el suelo. Esta tendencia está influenciada por el tipo de suelo y el tratamiento aplicado, sugiriendo que el riesgo de contaminación de las fuentes de agua subterráneas o superficiales por estos metales es bajo.

Por otro lado, al comparar las concentraciones de metales pesados en los suelos con los valores límites establecidos en el Anexo IA y el Anexo IB del Real Decreto 1310/1990, que especifican los límites de concentración de metales pesados en suelos y en lodos destinados a suelo agrícola, se observa que los valores medidos para cadmio, níquel, cromo, cobre y zinc están por debajo de estos límites. Por lo tanto, de acuerdo con los valores límite establecidos, se considera que los suelos estudiados no están contaminados por estos metales pesados.

#### 4.4. CORRELACIONES ENTRE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS

El análisis de correlación (Tabla 30 y 31, Anexo III) se utilizó para investigar las relaciones entre diversos factores. Este tipo de análisis evalúa la fuerza y dirección de las relaciones lineales entre pares de variables, proporcionando una visión sobre cómo ciertos factores están interrelacionados. En este contexto, las correlaciones se consideran estadísticamente significativas al nivel de confianza del 95% si el valor P es inferior a 0,05.

Los resultados mostraron que los siguientes pares de variables tienen correlaciones no nulas estadísticamente significativas, lo que significa que hay una relación lineal significativa entre estas variables:

- **Relación entre pH y conductividad eléctrica:** El pH del suelo está inversamente relacionado con la conductividad eléctrica del suelo ( $r = -0,6849$ ) y la del lixiviado ( $r = -0,3464$ ). A medida que el pH del suelo aumenta, la conductividad eléctrica en el suelo y el lixiviado tiende a disminuir. Esta relación puede explicarse porque un pH más alto reduce la solubilidad de sales y nutrientes, afectando la cantidad de iones presentes en el suelo y lixiviado (Rhoades, 1982; Zeng *et al.*, 2015). Además, el pH del lixiviado está positivamente correlacionado con su conductividad eléctrica ( $r = 0,4235$ ), este comportamiento puede deberse a que un pH más alto en el lixiviado puede mantener o aumentar la solubilidad de ciertos iones, lo que incrementa la conductividad eléctrica (Sposito, 1989; Bolan *et al.*, 2014b).
- **Relación entre conductividad eléctrica y concentración de metales:** La conductividad eléctrica del suelo muestra una correlación positiva con la conductividad eléctrica del lixiviado ( $r = 0,5788$ ). Esto sugiere que suelos con mayor conductividad eléctrica tienden a generar lixiviados con mayor conductividad, debido a la mayor cantidad de sales y nutrientes disueltos en el suelo que se transfieren al lixiviado (Sposito, 1989). Sin embargo, la conductividad eléctrica del suelo está negativamente correlacionada con la concentración de zinc ( $r = -0,4234$ ). Esto podría indicar que el zinc, a pesar de estar presente en el suelo, no se retiene bien en suelos con alta conductividad eléctrica, lo que podría deberse a la competencia iónica, donde una alta conductividad eléctrica significa que hay una mayor presencia de otros iones que podrían desplazar al zinc, reduciendo su concentración en el suelo (Alloway, 2013b; McBride, 1994).
- **Relación entre materia orgánica y metales:** El porcentaje de materia orgánica en el suelo tiene una correlación positiva moderada con la concentración de cromo ( $r = 0,3561$ ). Esto sugiere que un aumento en la materia orgánica está asociado con mayores concentraciones de cromo. La materia orgánica en el suelo puede influir en la retención y movilidad del cromo, ya que puede formar complejos con este metal, afectando su disponibilidad y movilidad. La capacidad de la materia orgánica para adsorber y retener metales pesados, incluyendo el cromo, es un factor clave en esta relación (McBride, 1994; Liu *et al.*, 2008).
- **Relación entre concentración de metales:** Las concentraciones de níquel, cobre y zinc muestran correlaciones positivas significativas entre sí. El níquel está positivamente relacionado con el cobre ( $r = 0,5525$ ) y con el zinc ( $r = 0,5777$ ), lo que sugiere que estos metales tienden a aumentar conjuntamente en el suelo, posiblemente debido a comportamientos ambientales similares o a fuentes comunes de contaminación (Liu *et al.*, 2008; Zorpas & Loizidou, 2008b). De manera similar, el cobre presenta una fuerte correlación positiva con el zinc ( $r = 0,6018$ ), indicando que ambos metales suelen encontrarse en niveles elevados simultáneamente, lo que puede deberse a comportamientos químicos semejantes (Alloway, 2013b; Liu *et al.*, 2008). Además, aunque las correlaciones son

moderadas, el cromo también muestra una relación positiva con el cobre ( $r = 0,3400$ ) y con el zinc ( $r = 0,3442$ ), lo que sugiere que el cromo tiende a aumentar junto con estos metales, posiblemente indicando comportamientos químicos relacionados en el suelo o fuentes de contaminación compartidas en el suelo (Sposito, 1989; McBride, 1994).

## 5. CONCLUSIÓN

El presente estudio se centra en analizar la influencia de la textura del suelo, el formato y el tratamiento del lodo, la dosis aplicada y la posición de aplicación en la inmovilización de metales pesados tras la adición de lodos de depuradora. En el contexto de los objetivos planteados se presentan a continuación las conclusiones del estudio, las cuales abordan cómo estos factores afectan la inmovilización de metales pesados, además de cómo interactúan influyendo en los parámetros analizados.

En primer lugar, el estudio revela que la textura del suelo juega un papel crucial en la inmovilización de metales pesados. Los suelos francos, debido a su mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC) y mejor retención de nutrientes, favorecen la inmovilización de metales pesados al mantener un pH más alto y una mayor capacidad para retener cationes. En contraste, los suelos arenosos, con menor CIC y capacidad de retención, muestran una mayor movilidad de los metales y una mayor acidez del lixiviado.

En cuanto al formato y el tratamiento del lodo, los lodos pasteurizados en formatos de gránulo y pellet, por su mayor superficie específica y tratamiento previo, tienden a aumentar el pH del suelo y a mejorar la inmovilización de metales pesados al liberar compuestos alcalinos. Además, los lodos pasteurizados en formato gránulo presentan la mayor conductividad eléctrica y liberan más iones rápidamente, lo que contribuye a una mejor estabilización de los metales pesados. En comparación, el lodo fresco, que no ha sido tratado para estabilizar su pH, tiende a reducir el pH del suelo y puede facilitar la movilidad de metales pesados.

La dosis de lodo aplicada afecta de manera significativa tanto el pH como la conductividad eléctrica del lixiviado, influenciando así la inmovilización de metales pesados. A dosis más altas, la concentración de metales pesados en el lixiviado tiende a aumentar debido a la mayor cantidad de materia orgánica y posibles ácidos orgánicos generados por la descomposición del lodo fresco y pasteurizado. Sin embargo, los formatos de gránulo y pellet tienden a mantener un pH más estable a dosis altas, lo que favorece la inmovilización de metales pesados. La conductividad eléctrica también aumenta con la dosis, indicando una mayor liberación de iones que puede afectar la disponibilidad y movilidad de los metales pesados.

La posición de aplicación del lodo (mezclado con el suelo o en la superficie) influye en los parámetros del lixiviado y, en consecuencia, en la inmovilización de metales pesados. La aplicación mezclada con el suelo aumenta el contacto entre el lodo y la materia orgánica del suelo, promoviendo una mayor liberación de ácidos y una disminución del pH, lo que puede resultar en una mayor movilización de metales pesados. Por otro lado, la aplicación en superficie tiene un efecto más limitado sobre el pH y la conductividad eléctrica, resultando en una menor movilización de metales pesados.

La cantidad de materia orgánica introducida por los lodos también afecta la inmovilización de metales pesados. La materia orgánica en los lodos puede influir en el pH del suelo y en la capacidad de retención de metales pesados. Los suelos con alta cantidad de materia orgánica tienen una mayor capacidad para retener metales pesados y reducir su movilidad, mientras que, en suelos con menor contenido de materia orgánica, los metales pesados tienden a ser más móviles.

Finalmente, en cuanto a las interacciones de los factores, el formato en el que el lodo se aplica es el factor más determinante en la inmovilización de metales pesados, seguido por la textura del suelo. Los lodos pasteurizados en formatos de gránulo y pellet combinados con suelos francos muestran mejores resultados en la inmovilización de metales pesados.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Abbas, AK. & Ebreesum, HK. (2020). Effect of concentrations of salts on the soil dispersion. *International journal of agricultural and statistical sciences*, vol. 16, 2020, pp. 1435–38.
- Alloway, B. J. (1995). *Heavy Metals in Soils* (2nd ed.). Blackie Academic & Professional.
- Alloway, B. J. (2013a). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* (3rd ed.). Springer. DOI: 10.1007/978-94-007-4470-7
- Alloway, B. J. (2013b). *Contaminants of soil and water*. CRC Press.
- Baath, E. (1989). Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, and Soil Pollution*, 47(3-4), 335-379. DOI: 10.1007/BF00279034
- Beltrán, E. M., Miralles de Imperial, R. M., Porcel, M. Á., Martín, J. V., Beringola, M. L., Calvo, R., del Mar Delgado, M. (2005). Influencia de la fertilización con lodos de depuradora compostados en las propiedades químicas del suelo de dos olivares. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21(3), 143-150.
- Bernal, M. P., & Aitken, M. (2005). Effects of Different Forms of Sewage Sludge on Soil Properties and Plant Growth. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 866-874. DOI: 10.2134/jeq2005.0866
- Bolan, N. S., Kunhikrishnan, A., Wijesekara, H., & James, T. (2014a). "Leaching of cadmium from contaminated soils and its effects on soil health." *Journal of Environmental Quality*, 43(6), 2080-2090. DOI: 10.2134/jeq2014.04.0152
- Bolan, N. S., McLaughlin, M. J., & Anderson, M. A. (2014b). *Soil environmental chemistry*. Academic Press.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2008). *The Nature and Properties of Soils* (14th ed.). Pearson Prentice Hall.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (15th ed.). Pearson Education.
- Canet, R., Pomares, F., Estela, M., Tarazona, F. (1998). Efecto de diferentes enmiendas orgánicas en las propiedades del suelo de un huerto de cítricos. *Agrochemical*, XLIII, 41-49.
- 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(4), 521-536. DOI: 10.2134/jeq1992.00472425002100040009x
- Chen, Y., & Aviad, T. (1990). Effects of Land Application of Sewage Sludge on Soil Properties and Environmental Quality. In: *Land Application of Sewage Sludge*. CRC Press.
- Chen, Y., Li, S., Wang, W., & Zhang, H. (1990). Effects of Soil Properties on the Behavior of Heavy Metals in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 54(3), 722-727. DOI: 10.2136/sssaj1990.03615995005400030013x
- Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) (2019). Espectroscopía de emisión atómica ICP-OES. Instituto de Catálisis y Petroleoquímica.

- Cuevas, J., Seguel, O., Ellies Sch, A., Dörner, J. (2006). Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencias a la adición de lodos urbanos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(2), 1-12.
- de Barros, J. A., Stamford, N. P., da Silva, E. V. N., Lima, E. F., & Teixeira, J. R. (2023). Biofertilizer combined with sewage sludge increases the quality of soil cultivated with banana. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 23, 6273–6283. DOI: 10.1007/s42729-023-01893-4
- EPSAR (2015). Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana. Memoria de Gestión 2015. Generalitat Valenciana.
- Epstein, E. (1975). Effect of sewage sludge on some soil physical properties. *Journal of Environmental Quality*, 4(1), 139-142. DOI: 10.2134/jeq1975.00472425000400010021x
- Essington, M. E. (2004). *Soil and Water Chemistry: An Integrative Approach*. CRC Press.
- European Commission (2001). Working Document on Sludge. 3rd Draft. Brussels: European Commission.
- Fertilab (2019). La salinidad del suelo y su fertilidad. Nota técnica Fertilab 19-025.
- Fytili, D., & Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140. DOI: 10.1016/j.rser.2006.06.002
- Fytili, D., & Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in the production of pellets and their energy characteristics. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(5), 688-699. DOI: 10.1016/j.resconrec.2007.10.007
- García, A. (2008). La materia orgánica (MOS) y su papel en lucha contra la degradación del suelo. XI Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo.
- García, C., Hernández, T., Coli, M., & Ondoño, S. (2017). Organic amendments for soil restoration in arid and semiarid áreas: a review. *AIMS Environmental Science*. Vol. 4, no 5: 640-676. DOI: 10.3934/environsci.2017.5.640
- García, J. C., Plaza, C., Soler, P., & Polo, A. (2000). Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(13), 1907-1913. DOI: 10.1016/S0038-0717(00)00124-6
- García, J. D. (2017). La jerarquía de residuos. Blog de Cinde. <https://cinde.es/blog/la-jerarquia-de-residuos/>. [Consultado: 15/07/2024].
- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M.L., Montanarella, L., Muniz Ugarte, O., Schad, P., Vara Rodríguez, M.I., Vargas, R. (2014). Atlas de suelos de América Latina y el Caribe, Comisión Europea. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995. Luxemburgo.
- Garrido, M.S. (1993). Interpretación de análisis de suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, num.5.
- Giller, K.E., Witter, E., 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. DOI: 10.1016/S0038-0717(98)00085-8

- Giménez, P. J. (2010). Efectos sobre el sistema suelo-planta de compost de lodo anaerobio. Comparación con un fertilizante tradicional de la comarca de Cartagena. Proyecto final de master. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Gondim-Porto, C. (2013). Análisis microbiológico de un suelo agrícola mediterráneo tras la aplicación de lodos de depuradora urbana. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- González, I. C. (2016). Generación, caracterización y tratamiento de lodos de EDAR. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- Goss, M. J., & Roberts, T. L. (2004). "Effects of Land Application of Sewage Sludge on Soil Properties and Plant Growth" en *Advances in Soil Science* (Vol. 20). CRC Press.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F., Gómez, I. (2001). Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management*, 15(2), 163-171. DOI: 10.1080/15324980109505719
- Haynes, R. J. (2005). *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*. CRC Press.
- Herrero, O. (2013). Gestión de lodos, normativa y destino final: aplicación agrícola. Jornada técnica la gestión de lodos de depuradora urbanas (EDARs 2013). Catedra Mariano López Navarro. Universidad de Zaragoza.
- Hillel, D. (2004). *Introduction to Environmental Soil Physics*. Academic Press.
- Hillel, D. (2008). *Soil in the Environment: Crucible of Terrestrial Life*. Academic Press.
- Instituto Nacional de Estadística (2024). Destino de los lodos generados por comunidades y ciudades autónomas, tipo de destino y periodo. Resultado por comunidades autónomas. Serie 2000-2022. <https://www.ine.es/jaxi/Tabla.htm?tpx=53453&L=0>. [Consultado: 15/07/2024]
- International Organization for Standardization. (1985). *Water quality - Determination of electrical conductivity*. ISO 7888:1985. Geneva, Switzerland.
- International Organization for Standardization. (1994). *Soil quality - Determination of dry matter and water content on a mass basis*. ISO 11265:1994. Geneva, Switzerland.
- International Organization for Standardization. (1998). *Soil quality - Determination of particle size distribution by hydrometer method*. ISO 14235:1998. Geneva, Switzerland.
- International Organization for Standardization. (2005). *Soil quality - Determination of pH - Determination of pH in water suspension*. ISO 10390:2005. Geneva, Switzerland.
- International Organization for Standardization. (2007). *Water quality - Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES)*. ISO 11885:2007. Geneva, Switzerland.
- International Organization for Standardization. (2008). *Water quality - Determination of pH*. ISO 10523:2008. Geneva, Switzerland.
- Jindo, K., Hernández, T., García, C., Sánchez-Monedero, M. A. (2011). Influence of stability and origin of organic amendments on humification in semiarid soils. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2178-2187. DOI: 10.2136/sssaj2011.0044

- Jorge-Mardomingo, I. (2014). Evolución de los componentes de carbono, nitrógeno y propiedades edáficas de un suelo agrícola mediterráneo tras la aplicación de altas dosis de residuos orgánicos biodegradables. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Kabata-Pendías, A., & Pendías, H. (2001). Trace elements in soils and plants. Tercera edición. CRC Press.
- Khan, S. A., & Scullion, J. (2002). "Effects of Compost and Lime on Soil Nutrients and Quality." *Soil Use and Management*, 18(3), 197-203. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2002.tb00285.x
- Khan, S., & Scullion, J. (2002). "Effect of Organic and Inorganic Amendments on Soil pH and Nutrient Availability in a Sandy Soil." *Soil Use and Management*, 18(3), 163-170. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2002.tb00283.x
- Koppejan, J., & Ronsse, F. (Eds.). (2009). *Biomass Combustion Science, Technology and Engineering*. IWA Publishing.
- Lasia, A. (2014). *Electrochemistry of porous materials*. Springer.
- Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana. Diari Oficial de la Generalitat Valenciana, núm. 3.891, de 15 de diciembre de 2000.
- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado, núm. 181, de 29 de julio de 2011. Jefatura del Estado.
- Liu, J., Li, W., & Li, H. (2008). Effects of different soil amendments on the availability of heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*, 15(3), 232-241. DOI: 10.1007/s11356-008-0010-5
- Liu, W. Z., & Li, X. (2008). Effect of application form of organic amendments on metal availability in contaminated soils. *Environmental Science & Technology*, 42(12), 4395-4401. DOI: 10.1021/es702364p
- Lu, Q., He, Z. L., & Stoffella, P. J. (2012). Land Application of Biosolids in the USA: A Review. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, 1-11. DOI: 10.1155/2012/201462
- Luo, Y., Ma, L. Q., & Zhang, S. (2005). "Influence of soil texture on the mobility and availability of heavy metals in contaminated soils." *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 1042-1052. DOI: 10.2134/jeq2005.1042.
- Macedo, J. R., Pires, L. F., Reichardt, K., Dornelas, M., Bacchi, O. S. S., Menequelli, N. A. (2002). Organic residual management and soil physical properties. 17th World Congress of Soil Science. Bangkok (Thailand). 14-21, agosto 2002.
- MARM (2009). Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, 2009. Caracterización de los lodos de depuradoras generados en España.
- Martínez, J. L. (2014). La aplicación de lodos en agricultura en la comunidad valenciana. 1ª Jornada sobre el aprovechamiento de los recursos disponibles en una EDAR. Generalitat Valenciana.
- Mata-Alvarez, J. (2003). *Waste Treatment in the Biological Industries*. IWA Publishing.
- McBride, M. B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press.

- 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.
- Metcalf & Eddy (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (4th ed.). McGraw-Hill.
- Metcalf & Eddy (2003). Sludge treatment and disposal. McGraw-Hill.
- Micó, C. (2005). Estudio de metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Milieu Ltd, WRc, RPA (2010). Study on the environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report. Part II: Report on Options and Impacts.
- Miller, R. W., & Donahue, R. L. (1990). Soils: An Introduction to Soils and Plant Growth (7<sup>a</sup> ed.). Prentice Hall.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2013). Perfil Ambiental de España 2012: Informe basado en indicadores (NIPO: 280-13-050-3). Secretaría General Técnica.
- Muhlbachova, G. & Simon, T. (2003). Effects of zeolite amendment on microbial biomass and respiratory activity in heavy metal contaminated soils. *Plant, Soil and Environment*, 49 (12): 536 – 541. DOI: 10.17221/3699-PSE
- Murcia, F. J. (2013). Lodos de depuradora: una visión integral para su posible aplicación a suelos desde una perspectiva agrícola. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Murcia, F. J. (2014). Lodos de depuradora: una visión integral para su posible aplicación a suelos desde una perspectiva agrícola. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Nadal, I. (2016). Alteraciones fisiológicas, metabólicas y de la composición de las poblaciones bacterianas de la microbiota de un suelo agrícola tras la aplicación de residuos orgánicos urbanos. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Navarro-Aviñó, J. P., Alonso, I. A., López-Moya, J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Revista Ecosistemas*, 16(2), 10-25.
- Nordcliff, S. (1998). The use of composted municipal solid waste in land restoration. p. 396. En: Abstracts 16th World Congress of Soil Science, 20-26 agosto 1998. Montpellier, France.
- Ojeda, G. (2006). Aplicaciones en superficie de lodos de depuradora y sus repercusiones sobre la erosión y las propiedades físicas del suelo. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Ojeda, G., Alcañiz, J.M., Le Bissonais, Y. (2008). Differences in aggregate stability due to sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125, 48-56. DOI: 10.1016/j.agee.2007.11.006
- Orden 7/2010, de 10 de febrero, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se aprueba el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias. *Diari Oficial de la Comunitat Valenciana*, núm. 6.210, de 17 de febrero de 2010.
- Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, por la que se regula la utilización de lodos de depuración en la agricultura, estableciendo los requisitos de información que deben cumplir

las EDARs, los gestores de lodos y las comunidades autónomas. Boletín Oficial del Estado, núm. 138, de 10 de junio de 2013.

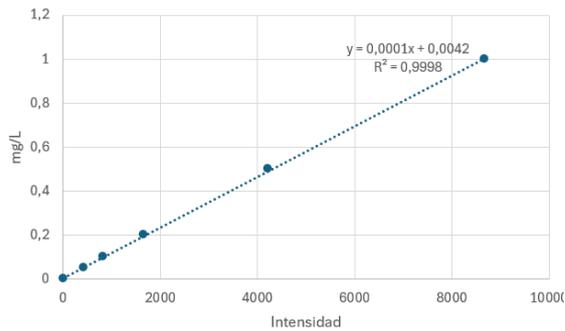
- Osorio, N. W. (2012). pH del suelo y disponibilidad de nutrientes. Manejor Integral del Suelo y Nutrición Vegetal. Volumen 1, No. 4. Abril 30, 2012. Universidad Nacional de Colombia.
- Paul, E. A. (2014). Soil microbiology, ecology, and biochemistry (3rd ed.). CRC Press.
- Polprasert, C., & Koottatep, T. (2017). Organic Waste Recycling: Technology, Management, and Sustainability. Cuarta Edición.
- Porta Casanellas, J., López-Acevedo Reguerín, M., y Poch Claret, R. M. (2008). Introducción a la edafología: uso y protección del suelo. Mundi-Prensa.
- Prieto, J., González, C. A., Román, A. D., Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 10(1), 29-44.
- 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, núm. 262, de 1 de noviembre de 1990, pp. 32339-32340.
- Rhoades, J. D. (1982). Soluble salts. Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties (pp. 167-179). American Society of Agronomy.
- Robert, L. J., & Winkler, M. A. (1991). Sludge Parasites and Others Pathogens. Ellis Hoorwood LTD.
- Ross, A.D. & Macarthur, E. (1991). Biosoil Project-Sewage Sludge to Agricultural Land. Volume 1. Septiembre 1989 – Marzo 1991. Eds: NSW Agriculture & Fisheries.
- Smet, J., & Verloo, M. G. (1992). Behaviour of heavy metals in soils and their availability to plants. In: Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press.
- Sommers, L. E. (1977). Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. Journal of Environmental Quality, 6(2), 225-232. DOI: 10.2134/jeq1977.00472425000600020015x
- Soon, Y. K. (1981). Solubility and sorption of cadmium in soils amended with sewage sludge. Journal of Soil Science, 32(1), 85-95. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1981.tb02012.x
- Soriano, M. D. (s.f.) Conductividad eléctrica del suelo. Departamento de Producción Vegetal. Universitat Politècnica de València.
- Sparks, D. L. (2003). Soil chemistry: An integrative approach (2nd ed.). Wiley.
- Spinosa, L., & Vesilind, P. A. (Eds.). (2001). Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization. IWA Publishing.
- Sposito, G. (1989). The Chemistry of Soils. Oxford University Press.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (4th ed.). McGraw-Hill.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2003). Environmental Regulations and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (EPA/625/R-92/013).

- Wong, J. W. C., & Lai, K. M. (1996). Effect of fan artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. *Biology and Fertility Soils*, 23: 420-424. DOI: 10.1007/s003740050090
- Zeng, X., Zhang, H., & Chen, X. (2015). Soil pH and its effect on soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 79(4), 1010-1021. DOI: 10.2136/sssaj2014.08.0316
- Zhao, F. J., McGrath, S. P., & Crosland, A. R. (2004). "Soil contamination and the potential for cadmium uptake by crops." *Environmental Science & Technology*, 38(9), 2867-2873. DOI: 10.1021/es034816q. DOI: 10.1021/es034816q
- Zorpas, A. A., & Loizidou, M. D. (2008a). Heavy metal mobility in sewage sludge treated soil using different soil conditioners. *Waste Management*, 28(11), 2136-2146. DOI: 10.1016/j.wasman.2007.11.009
- Zorpas, A. A., & Loizidou, M. D. (2008b). *Sustainable waste management and environmental quality*. CRC Press.

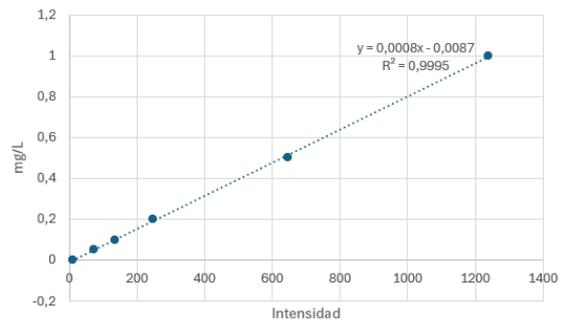


# ANEXOS

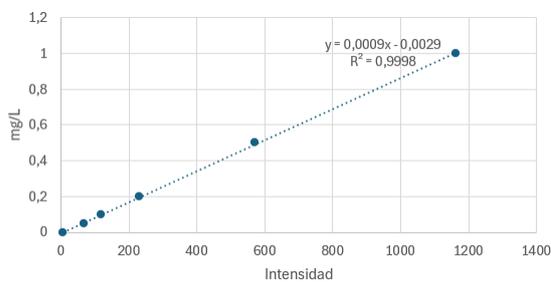
## ANEXO I: RECTAS DE CALIBRADO



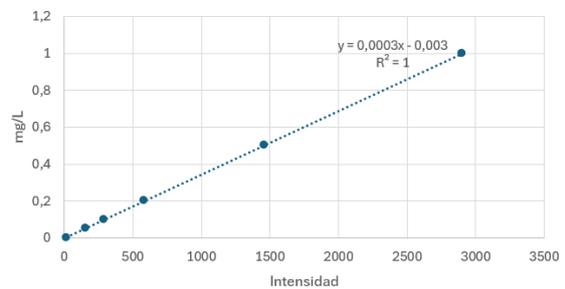
**Figura 37.** Recta de calibrado del cadmio para concentraciones de 0 a 1 ppm.



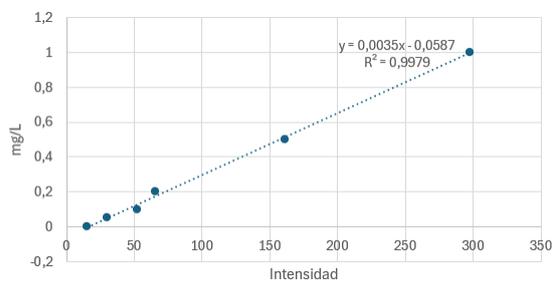
**Figura 38.** Recta de calibrado del cadmio para concentraciones de 0 a 1 ppm.



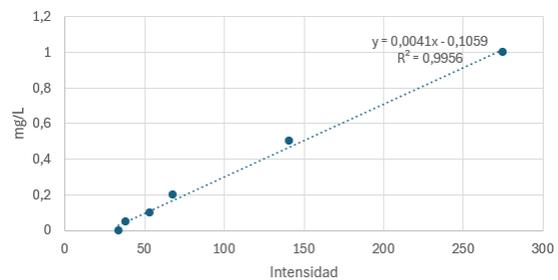
**Figura 39.** Recta de calibrado del cadmio para concentraciones de 0 a 1 ppm.



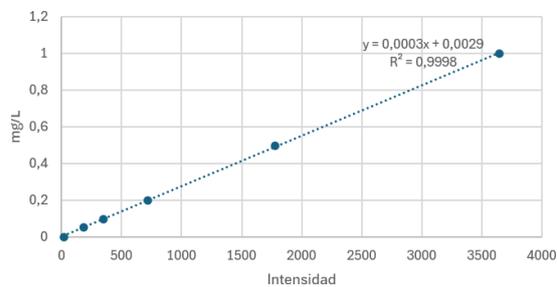
**Figura 40.** Recta de calibrado del níquel para concentraciones de 0 a 1 ppm.



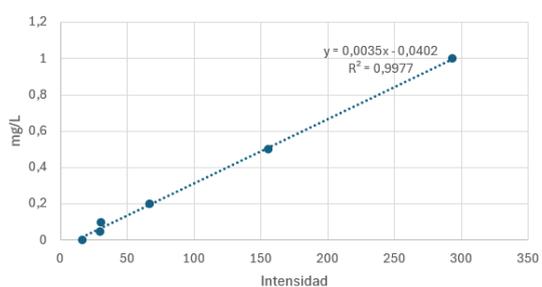
**Figura 41.** Recta de calibrado del níquel para concentraciones de 0 a 1 ppm.



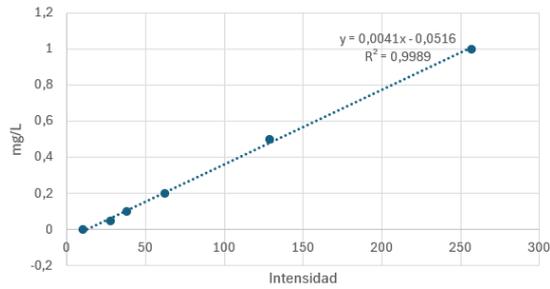
**Figura 42.** Recta de calibrado del níquel para concentraciones de 0 a 1 ppm.



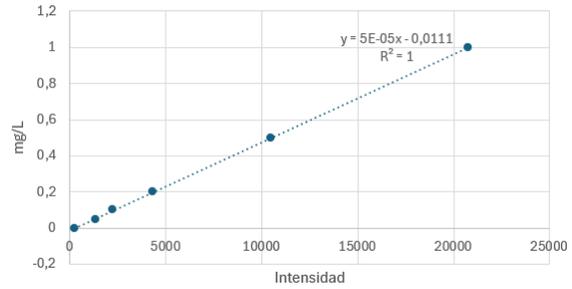
**Figura 43.** Recta de calibrado del cromo para concentraciones de 0 a 1 ppm.



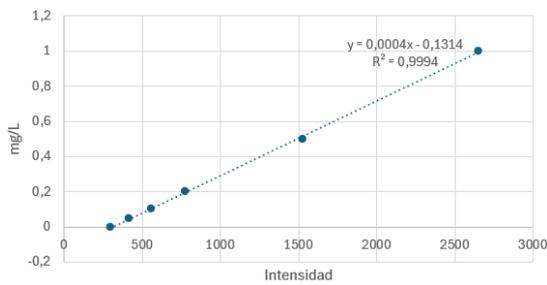
**Figura 44.** Recta de calibrado del cromo para concentraciones de 0 a 1 ppm.



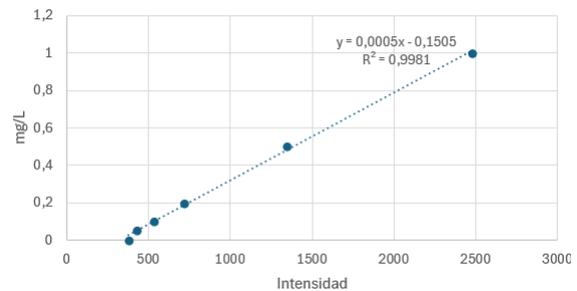
**Figura 45.** Recta de calibrado del cromo para concentraciones de 0 a 1 ppm.



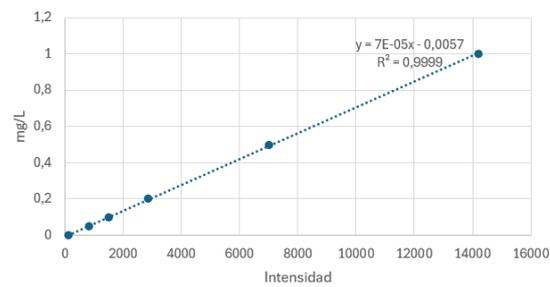
**Figura 46.** Recta de calibrado del cobre para concentraciones de 0 a 1 ppm.



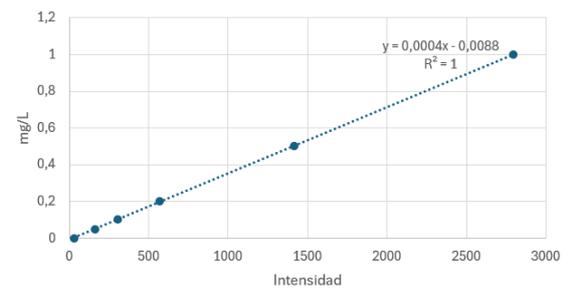
**Figura 47.** Recta de calibrado del cobre para concentraciones de 0 a 1 ppm.



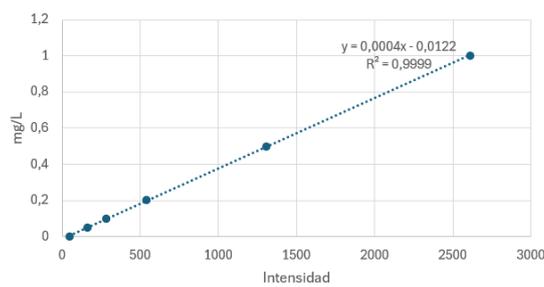
**Figura 48.** Recta de calibrado del cobre para concentraciones de 0 a 1 ppm.



**Figura 49.** Recta de calibrado del zinc para concentraciones de 0 a 1 ppm.



**Figura 50.** Recta de calibrado del zinc para concentraciones de 0 a 1 ppm.



**Figura 51.** Recta de calibrado del zinc para concentraciones de 0 a 1 ppm.

## ANEXO II: RESULTADOS

**Tabla 11.** Propiedades químicas del suelo: pH, conductividad eléctrica y contenido de materia orgánica.

Formato	Dosis (kg/ha)	Posición	Suelo	% M.O.	pH	C.E. (dS/m)
Fresco	40	Mezclado	Franco	6,73	7,36	0,80
	120	Mezclado	Franco	7,78	7,22	1,04
	40	Superficie	Franco	4,16	7,79	0,83
	120	Superficie	Franco	8,09	7,64	0,92
	40	Mezclado	Arenoso	6,28	7,93	0,46
	120	Mezclado	Arenoso	7,79	7,58	0,64
	40	Superficie	Arenoso	7,74	8,02	0,44
	120	Superficie	Arenoso	5,31	7,98	0,47
Pasteur	40	Mezclado	Franco	5,05	7,67	0,55
	120	Mezclado	Franco	10,05	7,34	1,05
	40	Superficie	Franco	2,87	7,71	0,67
	120	Superficie	Franco	6,86	7,48	1,06
	40	Mezclado	Arenoso	4,50	7,73	0,54
	120	Mezclado	Arenoso	6,35	7,49	0,67
	40	Superficie	Arenoso	5,31	7,98	0,47
	120	Superficie	Arenoso	12,98	7,66	0,47
Gránulo	40	Mezclado	Franco	8,27	7,44	1,01
	120	Mezclado	Franco	10,12	7,35	1,63
	40	Superficie	Franco	3,47	7,48	0,77
	120	Superficie	Franco	3,58	7,39	0,72
	40	Mezclado	Arenoso	4,58	7,76	0,53
	120	Mezclado	Arenoso	6,23	7,57	0,72
	40	Superficie	Arenoso	14,67	7,56	0,56
	120	Superficie	Arenoso	18,30	7,50	0,51
Pellet	40	Mezclado	Franco	2,62	7,64	0,69
	120	Mezclado	Franco	7,50	7,32	0,90
	40	Superficie	Franco	2,58	7,43	0,68
	120	Superficie	Franco	6,26	6,68	1,25
	40	Mezclado	Arenoso	3,96	7,95	0,43
	120	Mezclado	Arenoso	4,72	7,79	0,63
	40	Superficie	Arenoso	12,09	7,79	0,53
	120	Superficie	Arenoso	7,34	7,74	0,58
Control	0	-	Franco	4,38	7,39	0,47
	0	-	Arenoso	2,43	7,58	0,50

**Tabla 12.** Propiedades químicas del lixiviado: pH y conductividad eléctrica.

<b>Formato</b>	<b>Dosis (kg/ha)</b>	<b>Posición</b>	<b>Suelo</b>	<b>pH</b>	<b>C.E. (dS/m)</b>
Fresco	40	Mezclado	Franco	6,95	2,39
	120	Mezclado	Franco	5,33	3,61
	40	Superficie	Franco	6,99	1,85
	120	Superficie	Franco	6,69	2,46
	40	Mezclado	Arenoso	6,37	2,36
	120	Mezclado	Arenoso	5,28	2,56
	40	Superficie	Arenoso	6,83	1,68
	120	Superficie	Arenoso	6,93	1,87
Pasteur	40	Mezclado	Franco	6,41	2,24
	120	Mezclado	Franco	6,13	3,57
	40	Superficie	Franco	7,01	1,69
	120	Superficie	Franco	6,22	2,54
	40	Mezclado	Arenoso	6,83	2,40
	120	Mezclado	Arenoso	5,35	2,23
	40	Superficie	Arenoso	6,93	1,87
	120	Superficie	Arenoso	6,93	2,16
Gránulo	40	Mezclado	Franco	4,84	1,49
	120	Mezclado	Franco	8,61	7,56
	40	Superficie	Franco	6,82	2,07
	120	Superficie	Franco	7,73	4,24
	40	Mezclado	Arenoso	5,97	2,13
	120	Mezclado	Arenoso	7,64	6,32
	40	Superficie	Arenoso	6,49	2,10
	120	Superficie	Arenoso	7,30	3,95
Pellet	40	Mezclado	Franco	7,93	1,97
	120	Mezclado	Franco	7,34	3,52
	40	Superficie	Franco	6,80	2,00
	120	Superficie	Franco	7,25	2,87
	40	Mezclado	Arenoso	7,03	2,28
	120	Mezclado	Arenoso	7,30	3,06
	40	Superficie	Arenoso	6,94	2,07
	120	Superficie	Arenoso	6,84	2,15
Control	0	-	Franco	7,08	1,91
	0	-	Arenoso	7,46	1,47

**Tabla 13.** Concentración de los metales pesados en el lixiviado: Cadmio, níquel, cromo, cobre y zinc.

Formato	Dosis (kg/ha)	Posición	Suelo	Cd (mg/L)	Ni (mg/L)	Cr (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Fresco	40	Mezclado	Franco	0,0052	0,0114	0,0073	0,0206	0,0050
	120	Mezclado	Franco	0,0055	0,0237	0,0077	0,0138	0,0138
	40	Superficie	Franco	0,0054	0,0059	0,0077	0,0097	0,0049
	120	Superficie	Franco	0,0060	0,0045	0,0077	0,0105	0,0022
	40	Mezclado	Arenoso	0,0022	0,0968	0,0168	0,0656	0,1864
	120	Mezclado	Arenoso	0,0101	0,1026	0,0160	0,1226	0,3426
	40	Superficie	Arenoso	0,0032	0,0165	0,0129	0,0033	0,0659
	120	Superficie	Arenoso	0,0038	0,0229	0,0233	0,0177	0,0918
Pasteur	40	Mezclado	Franco	0,0055	0,0070	0,0071	0,0108	0,0032
	120	Mezclado	Franco	0,0056	0,0203	0,0078	0,0156	0,0147
	40	Superficie	Franco	0,0062	0,0051	0,0073	0,0108	0,0205
	120	Superficie	Franco	0,0054	0,0035	0,0072	0,0108	0,0087
	40	Mezclado	Arenoso	0,0009	0,0434	0,0085	0,0186	0,1120
	120	Mezclado	Arenoso	0,0012	0,1586	0,0152	0,0710	0,1465
	40	Superficie	Arenoso	0,0023	0,0201	0,0158	0,0023	0,0946
	120	Superficie	Arenoso	0,0054	0,0280	0,0115	0,0143	0,0880
Gránulo	40	Mezclado	Franco	0,0058	0,0208	0,0071	0,0080	0,0029
	120	Mezclado	Franco	0,0055	0,0106	0,0066	0,0078	0,0095
	40	Superficie	Franco	0,0056	0,0082	0,0078	0,0082	0,0061
	120	Superficie	Franco	0,0060	0,0061	0,0072	0,0076	0,0260
	40	Mezclado	Arenoso	0,0009	0,3066	0,0046	0,0683	0,1331
	120	Mezclado	Arenoso	0,0003	0,0586	0,0065	0,0040	0,0820
	40	Superficie	Arenoso	0,0047	0,1277	0,0265	0,0489	0,0591
	120	Superficie	Arenoso	0,0058	0,1559	0,0116	0,0009	0,2611
Pellet	40	Mezclado	Franco	0,0059	0,0241	0,0073	0,0105	0,0014
	120	Mezclado	Franco	0,0054	0,0128	0,0070	0,0063	0,0009
	40	Superficie	Franco	0,0053	0,0088	0,0084	0,0115	0,0061
	120	Superficie	Franco	0,0042	0,0475	0,0095	0,0193	0,0599
	40	Mezclado	Arenoso	0,0024	0,1122	0,0084	0,0423	0,0879
	120	Mezclado	Arenoso	0,0056	0,2302	0,0108	0,0136	0,1393
	40	Superficie	Arenoso	0,0023	0,0218	0,0092	0,0281	0,0393
	120	Superficie	Arenoso	0,0145	0,1027	0,0056	0,0573	0,0417
Control	0	-	Franco	0,0053	0,0163	0,0085	0,0119	0,0286
	0	-	Arenoso	0,0050	0,0247	0,0010	0,0113	0,1717

**Tabla 14.** Concentración de los metales pesados en el suelo: Cadmio, níquel, cromo, cobre y zinc.

<b>Formato</b>	<b>Dosis (kg/ha)</b>	<b>Posición</b>	<b>Suelo</b>	<b>Cd (mg/L)</b>	<b>Ni (mg/L)</b>	<b>Cr (mg/L)</b>	<b>Cu (mg/L)</b>	<b>Zn (mg/L)</b>
Pasteur	120	Mezcla	Franco	0,216	0,3452	0,4481	0,4565	0,8613
Gránulo	40	Mezcla	Franco	0,1007	0,3437	0,5021	0,4275	5,8491
Gránulo	120	Mezcla	Franco	0,0276	0,3140	0,3862	0,5164	3,2440
Pasteur	40	Superficie	Franco	0,0178	0,4023	0,5221	0,4547	0,8694
Gránulo	40	Superficie	Franco	0,0157	0,3509	0,4969	0,4619	0,6551
Gránulo	120	Superficie	Franco	0,0187	0,2836	0,4599	0,4072	0,5916

## ANEXO III: ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

### 1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DESCRIPTIVO DE LAS ANALÍTICAS

**Tabla 15.** Análisis estadístico descriptivo del pH del suelo.

Formato	Dosis	Posición	Suelo	Promedio pH	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	7,3600	0,0529	0,0306
	120	Mezcla	Franco	7,2233	0,0252	0,0145
	40	Superficie	Franco	7,7900	0,1179	0,0681
	120	Superficie	Franco	7,6367	0,0666	0,0384
	40	Mezcla	Arenoso	7,9300	0,1082	0,0624
	120	Mezcla	Arenoso	7,5800	0,0866	0,0500
	40	Superficie	Arenoso	8,0200	0,2193	0,1266
	120	Superficie	Arenoso	7,9800	0,0872	0,0503
Pasteur	40	Mezcla	Franco	7,6700	0,1345	0,0777
	120	Mezcla	Franco	7,3433	0,0896	0,0517
	40	Superficie	Franco	7,7133	0,0814	0,0470
	120	Superficie	Franco	7,4800	0,0520	0,0300
	40	Mezcla	Arenoso	7,7333	0,0764	0,0441
	120	Mezcla	Arenoso	7,4933	0,0902	0,0521
	40	Superficie	Arenoso	7,9800	0,0872	0,0503
	120	Superficie	Arenoso	7,6600	0,1277	0,0737
Gránulo	40	Mezcla	Franco	7,4400	0,1082	0,0624
	120	Mezcla	Franco	7,3467	0,1332	0,0769
	40	Superficie	Franco	7,4833	0,0252	0,0145
	120	Superficie	Franco	7,3933	0,0945	0,0546
	40	Mezcla	Arenoso	7,7600	0,1873	0,1082
	120	Mezcla	Arenoso	7,5700	0,0819	0,0473
	40	Superficie	Arenoso	7,5567	0,0833	0,0481
	120	Superficie	Arenoso	7,5000	0,2443	0,1411
Pellet	40	Mezcla	Franco	7,6400	0,0819	0,0473
	120	Mezcla	Franco	7,3167	0,0611	0,0353
	40	Superficie	Franco	7,4300	0,0265	0,0153
	120	Superficie	Franco	6,6767	0,2822	0,1629
	40	Mezcla	Arenoso	7,9467	0,0681	0,0393
	120	Mezcla	Arenoso	7,7867	0,1501	0,0867
	40	Superficie	Arenoso	7,7900	0,0600	0,0346
	120	Superficie	Arenoso	7,7367	0,0814	0,0470
Control	0	-	Franco	7,3933	0,4124	0,2381
	0	-	Arenoso	7,5800	0,6702	0,3870

**Tabla 16.** Anàlisis estadístico descriptivo de la conductividad eléctrica del suelo.

Formato	Dosis	Posición	Suelo	Promedio C.E. (dS/m)	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	0,8020	0,2047	0,1182
	120	Mezcla	Franco	1,0443	0,1204	0,0695
	40	Superficie	Franco	0,8273	0,1092	0,0631
	120	Superficie	Franco	0,9197	0,0707	0,0408
	40	Mezcla	Arenoso	0,4590	0,0776	0,0448
	120	Mezcla	Arenoso	0,6420	0,0753	0,0435
	40	Superficie	Arenoso	0,4443	0,0590	0,0341
	120	Superficie	Arenoso	0,4650	0,1241	0,0716
Pasteur	40	Mezcla	Franco	0,5467	0,0607	0,0350
	120	Mezcla	Franco	1,0480	0,2970	0,1715
	40	Superficie	Franco	0,6693	0,1046	0,0604
	120	Superficie	Franco	1,0647	0,2287	0,1321
	40	Mezcla	Arenoso	0,5357	0,0784	0,0452
	120	Mezcla	Arenoso	0,6713	0,0420	0,0242
	40	Superficie	Arenoso	0,4650	0,1241	0,0716
	120	Superficie	Arenoso	0,4657	0,0133	0,0077
Gránulo	40	Mezcla	Franco	1,0093	0,3044	0,1758
	120	Mezcla	Franco	1,6297	0,3373	0,1948
	40	Superficie	Franco	0,7743	0,1199	0,0692
	120	Superficie	Franco	0,7180	0,1730	0,0999
	40	Mezcla	Arenoso	0,5290	0,0157	0,0091
	120	Mezcla	Arenoso	0,7230	0,1125	0,0649
	40	Superficie	Arenoso	0,5617	0,0395	0,0228
	120	Superficie	Arenoso	0,5057	0,0289	0,0167
Pellet	40	Mezcla	Franco	0,6910	0,0666	0,0384
	120	Mezcla	Franco	0,8970	0,0998	0,0576
	40	Superficie	Franco	0,6837	0,1215	0,0702
	120	Superficie	Franco	1,2490	0,2875	0,1660
	40	Mezcla	Arenoso	0,4260	0,0066	0,0038
	120	Mezcla	Arenoso	0,6287	0,2136	0,1233
	40	Superficie	Arenoso	0,5323	0,0595	0,0344
	120	Superficie	Arenoso	0,5847	0,0387	0,0223
Control	0	-	Franco	0,4747	0,0119	0,0069
	0	-	Arenoso	0,4977	0,0773	0,0446

**Tabla 17.** Anàlisis estadístico descriptivo de la materia orgánica del suelo.

Formato	Dosis	Posición	Suelo	Promedio %M.O.	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	6,7274	0,8696	0,5020
	120	Mezcla	Franco	7,7831	1,8694	1,0793
	40	Superficie	Franco	4,1648	2,0888	1,2060
	120	Superficie	Franco	8,0932	0,5079	0,2932
	40	Mezcla	Arenoso	6,2846	0,9791	0,5653
	120	Mezcla	Arenoso	7,7917	1,2108	0,6990
	40	Superficie	Arenoso	7,7415	2,3876	1,3785
	120	Superficie	Arenoso	5,3129	1,4193	0,8194
Pasteur	40	Mezcla	Franco	5,0493	0,3101	0,1791
	120	Mezcla	Franco	10,0545	2,9233	1,6877
	40	Superficie	Franco	2,8728	0,6050	0,3493
	120	Superficie	Franco	6,8634	3,2499	1,8763
	40	Mezcla	Arenoso	4,4977	0,7022	0,4054
	120	Mezcla	Arenoso	6,3541	0,5969	0,3446
	40	Superficie	Arenoso	5,3129	1,4193	0,8194
	120	Superficie	Arenoso	12,9849	0,9008	0,5201
Gránulo	40	Mezcla	Franco	8,2657	4,5936	2,6521
	120	Mezcla	Franco	10,1186	2,4749	1,4289
	40	Superficie	Franco	3,4720	0,3882	0,2241
	120	Superficie	Franco	3,5756	1,9732	1,1392
	40	Mezcla	Arenoso	4,5831	0,6396	0,3693
	120	Mezcla	Arenoso	6,2259	1,6782	0,9689
	40	Superficie	Arenoso	14,6700	4,3560	2,5150
	120	Superficie	Arenoso	18,2994	4,6124	2,6630
Pellet	40	Mezcla	Franco	2,6187	0,2845	0,1642
	120	Mezcla	Franco	7,4959	3,3537	1,9363
	40	Superficie	Franco	2,5774	0,2036	0,1175
	120	Superficie	Franco	6,2583	3,4519	1,9930
	40	Mezcla	Arenoso	3,9635	0,6915	0,3992
	120	Mezcla	Arenoso	4,7233	0,9626	0,5557
	40	Superficie	Arenoso	12,0925	3,8300	2,2112
	120	Superficie	Arenoso	7,3377	1,9267	1,1124
Control	0	-	Franco	4,3771	0,3323	0,1918
	0	-	Arenoso	2,4264	0,2107	0,1217

**Tabla 18.** Anàlisis estadístic descriptiu del pH del llixiviado.

Formato	Dosis	Posició	Suelo	Promedio pH lixiviado	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	6,9533	0,1692	0,0977
	120	Mezcla	Franco	5,3333	0,4786	0,2763
	40	Superficie	Franco	6,9867	0,2843	0,1641
	120	Superficie	Franco	6,6933	0,2822	0,1629
	40	Mezcla	Arenoso	6,3700	0,7016	0,4051
	120	Mezcla	Arenoso	5,2767	0,2003	0,1157
	40	Superficie	Arenoso	6,8250	0,0778	0,0449
	120	Superficie	Arenoso	6,9300	0,2970	0,1715
Pasteur	40	Mezcla	Franco	6,4100	0,1929	0,1114
	120	Mezcla	Franco	6,1333	0,8465	0,4888
	40	Superficie	Franco	7,0067	0,1850	0,1068
	120	Superficie	Franco	6,2167	0,6629	0,3827
	40	Mezcla	Arenoso	6,8267	1,2795	0,7387
	120	Mezcla	Arenoso	5,3500	0,9336	0,5390
	40	Superficie	Arenoso	6,9300	0,2970	0,1715
	120	Superficie	Arenoso	6,9300	0,1637	0,0945
Gránulo	40	Mezcla	Franco	4,8367	4,2037	2,4270
	120	Mezcla	Franco	8,6100	0,2427	0,1401
	40	Superficie	Franco	6,8200	0,1652	0,0954
	120	Superficie	Franco	7,7267	0,2228	0,1286
	40	Mezcla	Arenoso	5,9700	1,2214	0,7051
	120	Mezcla	Arenoso	7,6367	0,2601	0,1501
	40	Superficie	Arenoso	6,4867	0,1012	0,0584
	120	Superficie	Arenoso	7,3033	0,6753	0,3899
Pellet	40	Mezcla	Franco	7,9267	0,3581	0,2067
	120	Mezcla	Franco	7,3367	0,2021	0,1167
	40	Superficie	Franco	6,8033	0,7941	0,4585
	120	Superficie	Franco	7,2500	0,2972	0,1716
	40	Mezcla	Arenoso	7,0267	0,1790	0,1033
	120	Mezcla	Arenoso	7,3000	0,1562	0,0902
	40	Superficie	Arenoso	6,9367	0,9768	0,5640
	120	Superficie	Arenoso	6,8400	0,6355	0,3669
Control	0	-	Franco	7,0800	0,3843	0,2219
	0	-	Arenoso	7,4600	0,0173	0,0100

**Tabla 19.** Anàlisis estadístic descriptiu de la conductivitat elèctrica del llixiviado.

Formato	Dosis	Posició	Suelo	Promedio C.E. (dS/m)	Desviación estàndar	Error estàndar
Fresco	40	Mezcla	Franco	2,3933	0,0643	0,0371
	120	Mezcla	Franco	3,6100	0,0964	0,0557
	40	Superficie	Franco	1,8543	0,2835	0,1637
	120	Superficie	Franco	2,4633	0,6274	0,3622
	40	Mezcla	Arenoso	2,3600	0,1916	0,1106
	120	Mezcla	Arenoso	2,5600	0,1778	0,1026
	40	Superficie	Arenoso	1,6360	0,0099	0,0057
	120	Superficie	Arenoso	2,0333	0,2570	0,1484
Pasteur	40	Mezcla	Franco	2,2367	0,1617	0,0933
	120	Mezcla	Franco	3,5700	0,7515	0,4339
	40	Superficie	Franco	1,6883	0,0752	0,0434
	120	Superficie	Franco	2,5407	0,5656	0,3265
	40	Mezcla	Arenoso	2,4000	0,3020	0,1744
	120	Mezcla	Arenoso	2,2333	0,2967	0,1713
	40	Superficie	Arenoso	2,0333	0,2570	0,1484
	120	Superficie	Arenoso	2,0740	0,1923	0,1110
Gránulo	40	Mezcla	Franco	1,4867	1,2889	0,7441
	120	Mezcla	Franco	7,5567	1,3561	0,7830
	40	Superficie	Franco	2,0733	0,3250	0,1876
	120	Superficie	Franco	4,2433	1,0242	0,5913
	40	Mezcla	Arenoso	2,1333	0,1484	0,0857
	120	Mezcla	Arenoso	6,3233	1,8777	1,0841
	40	Superficie	Arenoso	2,0133	0,1124	0,0649
	120	Superficie	Arenoso	3,4867	1,0623	0,6133
Pellet	40	Mezcla	Franco	1,9727	0,5258	0,3036
	120	Mezcla	Franco	3,5233	0,7950	0,4590
	40	Superficie	Franco	1,9980	0,0896	0,0517
	120	Superficie	Franco	2,8733	0,6307	0,3641
	40	Mezcla	Arenoso	2,2767	0,3667	0,2117
	120	Mezcla	Arenoso	3,0600	0,9644	0,5568
	40	Superficie	Arenoso	2,6267	0,9867	0,5697
	120	Superficie	Arenoso	2,2003	0,4938	0,2851
Control	0	-	Franco	1,9117	0,1685	0,0973
	0	-	Arenoso	1,4740	0,0461	0,0266

**Tabla 20.** Anàlisis estadístic descriptiu de la concentració de cadmi del lixiviat.

Formato	Dosis	Posició	Suelo	Promedio Cd (mg/L)	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	0,0052	0,0004	0,0002
	120	Mezcla	Franco	0,0055	0,0003	0,0002
	40	Superficie	Franco	0,0054	0,0005	0,0003
	120	Superficie	Franco	0,0060	0,0004	0,0002
	40	Mezcla	Arenoso	0,0022	0,0038	0,0022
	120	Mezcla	Arenoso	0,0101	0,0012	0,0007
	40	Superficie	Arenoso	0,0032	0,0036	0,0021
	120	Superficie	Arenoso	0,0038	0,0040	0,0023
Pasteur	40	Mezcla	Franco	0,0055	0,0013	0,0007
	120	Mezcla	Franco	0,0056	0,0004	0,0002
	40	Superficie	Franco	0,0062	0,0002	0,0001
	120	Superficie	Franco	0,0054	0,0004	0,0002
	40	Mezcla	Arenoso	0,0009	0,0015	0,0009
	120	Mezcla	Arenoso	0,0012	0,0021	0,0012
	40	Superficie	Arenoso	0,0023	0,0020	0,0011
	120	Superficie	Arenoso	0,0054	0,0057	0,0033
Gránulo	40	Mezcla	Franco	0,0058	0,0003	0,0002
	120	Mezcla	Franco	0,0055	0,0004	0,0002
	40	Superficie	Franco	0,0056	0,0002	0,0001
	120	Superficie	Franco	0,0060	0,0007	0,0004
	40	Mezcla	Arenoso	0,0009	0,0016	0,0009
	120	Mezcla	Arenoso	0,0003	0,0005	0,0003
	40	Superficie	Arenoso	0,0047	0,0044	0,0026
	120	Superficie	Arenoso	0,0058	0,0032	0,0018
Pellet	40	Mezcla	Franco	0,0059	0,0004	0,0002
	120	Mezcla	Franco	0,0054	0,0005	0,0003
	40	Superficie	Franco	0,0053	0,0010	0,0006
	120	Superficie	Franco	0,0042	0,0037	0,0021
	40	Mezcla	Arenoso	0,0024	0,0001	0,0000
	120	Mezcla	Arenoso	0,0056	0,0055	0,0032
	40	Superficie	Arenoso	0,0023	0,0040	0,0023
	120	Superficie	Arenoso	0,0145	0,0032	0,0019
Control	0	-	Franco	0,0053	0,0002	0,0001
	0	-	Arenoso	0,0050	0,0036	0,0021

**Tabla 21.** Anàlisis estadístic descriptiu de la concentració de níquel del lixiviat.

Formato	Dosis	Posició	Suelo	Promedio Ni (mg/L)	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	0,0114	0,0020	0,0011
	120	Mezcla	Franco	0,0237	0,0245	0,0141
	40	Superficie	Franco	0,0059	0,0015	0,0008
	120	Superficie	Franco	0,0045	0,0001	0,0000
	40	Mezcla	Arenoso	0,0968	0,0216	0,0125
	120	Mezcla	Arenoso	0,1026	0,0382	0,0220
	40	Superficie	Arenoso	0,0165	0,0147	0,0085
	120	Superficie	Arenoso	0,0229	0,0251	0,0145
Pasteur	40	Mezcla	Franco	0,0070	0,0025	0,0014
	120	Mezcla	Franco	0,0203	0,0077	0,0044
	40	Superficie	Franco	0,0051	0,0023	0,0013
	120	Superficie	Franco	0,0035	0,0021	0,0012
	40	Mezcla	Arenoso	0,0434	0,0121	0,0070
	120	Mezcla	Arenoso	0,1586	0,0235	0,0136
	40	Superficie	Arenoso	0,0201	0,0114	0,0066
	120	Superficie	Arenoso	0,0280	0,0162	0,0093
Gránulo	40	Mezcla	Franco	0,0208	0,0056	0,0033
	120	Mezcla	Franco	0,0106	0,0023	0,0013
	40	Superficie	Franco	0,0082	0,0049	0,0028
	120	Superficie	Franco	0,0061	0,0025	0,0015
	40	Mezcla	Arenoso	0,3066	0,0798	0,0461
	120	Mezcla	Arenoso	0,0586	0,0199	0,0115
	40	Superficie	Arenoso	0,1277	0,0408	0,0236
	120	Superficie	Arenoso	0,1559	0,1727	0,0997
Pellet	40	Mezcla	Franco	0,0241	0,0293	0,0169
	120	Mezcla	Franco	0,0128	0,0139	0,0081
	40	Superficie	Franco	0,0088	0,0109	0,0063
	120	Superficie	Franco	0,0475	0,0367	0,0212
	40	Mezcla	Arenoso	0,1122	0,0698	0,0403
	120	Mezcla	Arenoso	0,2302	0,1826	0,1054
	40	Superficie	Arenoso	0,0218	0,0083	0,0048
	120	Superficie	Arenoso	0,1027	0,0175	0,0101
Control	0	-	Franco	0,0163	0,0258	0,0149
	0	-	Arenoso	0,0247	0,0331	0,0191

**Tabla 22.** Anàlisis estadístic descriptiu de la concentració de cromo del lixiviado.

Formato	Dosis	Posició	Suelo	Promedio Cr (mg/L)	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	0,0073	0,0017	0,0010
	120	Mezcla	Franco	0,0077	0,0014	0,0008
	40	Superficie	Franco	0,0077	0,0004	0,0002
	120	Superficie	Franco	0,0077	0,0004	0,0002
	40	Mezcla	Arenoso	0,0168	0,0093	0,0054
	120	Mezcla	Arenoso	0,0160	0,0083	0,0048
	40	Superficie	Arenoso	0,0129	0,0137	0,0079
	120	Superficie	Arenoso	0,0233	0,0176	0,0101
Pasteur	40	Mezcla	Franco	0,0071	0,0017	0,0010
	120	Mezcla	Franco	0,0078	0,0004	0,0002
	40	Superficie	Franco	0,0073	0,0016	0,0009
	120	Superficie	Franco	0,0072	0,0013	0,0007
	40	Mezcla	Arenoso	0,0085	0,0130	0,0075
	120	Mezcla	Arenoso	0,0152	0,0134	0,0078
	40	Superficie	Arenoso	0,0158	0,0133	0,0077
	120	Superficie	Arenoso	0,0115	0,0041	0,0024
Gránulo	40	Mezcla	Franco	0,0071	0,0019	0,0011
	120	Mezcla	Franco	0,0066	0,0009	0,0005
	40	Superficie	Franco	0,0078	0,0009	0,0005
	120	Superficie	Franco	0,0072	0,0011	0,0006
	40	Mezcla	Arenoso	0,0046	0,0058	0,0034
	120	Mezcla	Arenoso	0,0065	0,0057	0,0033
	40	Superficie	Arenoso	0,0265	0,0088	0,0051
	120	Superficie	Arenoso	0,0116	0,0101	0,0058
Pellet	40	Mezcla	Franco	0,0073	0,0004	0,0003
	120	Mezcla	Franco	0,0070	0,0004	0,0003
	40	Superficie	Franco	0,0084	0,0011	0,0006
	120	Superficie	Franco	0,0095	0,0113	0,0065
	40	Mezcla	Arenoso	0,0084	0,0051	0,0029
	120	Mezcla	Arenoso	0,0108	0,0107	0,0062
	40	Superficie	Arenoso	0,0092	0,0099	0,0057
	120	Superficie	Arenoso	0,0056	0,0030	0,0018
Control	0	-	Franco	0,0085	0,0012	0,0007
	0	-	Arenoso	0,0010	0,0017	0,0010

**Tabla 23.** Anàlisis estadístic descriptiu de la concentració de coubre del llixiviado.

Formato	Dosis	Posició	Suelo	Promedio Cu (mg/L)	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	0,0206	0,0127	0,0073
	120	Mezcla	Franco	0,0138	0,0039	0,0022
	40	Superficie	Franco	0,0097	0,0031	0,0018
	120	Superficie	Franco	0,0105	0,0008	0,0005
	40	Mezcla	Arenoso	0,0656	0,0499	0,0288
	120	Mezcla	Arenoso	0,1226	0,0179	0,0103
	40	Superficie	Arenoso	0,0033	0,0030	0,0018
	120	Superficie	Arenoso	0,0177	0,0258	0,0149
Pasteur	40	Mezcla	Franco	0,0108	0,0006	0,0004
	120	Mezcla	Franco	0,0156	0,0065	0,0038
	40	Superficie	Franco	0,0108	0,0041	0,0023
	120	Superficie	Franco	0,0108	0,0038	0,0022
	40	Mezcla	Arenoso	0,0186	0,0192	0,0111
	120	Mezcla	Arenoso	0,0710	0,0622	0,0359
	40	Superficie	Arenoso	0,0023	0,0012	0,0007
	120	Superficie	Arenoso	0,0143	0,0020	0,0011
Gránulo	40	Mezcla	Franco	0,0080	0,0040	0,0023
	120	Mezcla	Franco	0,0078	0,0045	0,0026
	40	Superficie	Franco	0,0082	0,0040	0,0023
	120	Superficie	Franco	0,0076	0,0032	0,0019
	40	Mezcla	Arenoso	0,0683	0,0579	0,0335
	120	Mezcla	Arenoso	0,0040	0,0042	0,0025
	40	Superficie	Arenoso	0,0489	0,0115	0,0067
	120	Superficie	Arenoso	0,0009	0,0011	0,0006
Pellet	40	Mezcla	Franco	0,0105	0,0022	0,0013
	120	Mezcla	Franco	0,0063	0,0011	0,0006
	40	Superficie	Franco	0,0115	0,0023	0,0013
	120	Superficie	Franco	0,0193	0,0240	0,0139
	40	Mezcla	Arenoso	0,0423	0,0076	0,0044
	120	Mezcla	Arenoso	0,0136	0,0233	0,0135
	40	Superficie	Arenoso	0,0281	0,0142	0,0082
	120	Superficie	Arenoso	0,0573	0,0424	0,0245
Control	0	-	Franco	0,0119	0,0008	0,0004
	0	-	Arenoso	0,0113	0,0100	0,0058

**Tabla 24.** Anàlisis estadístic descriptiu de la concentració de zinc del lixiviat.

Formato	Dosis	Posició	Suelo	Promedio Zn (mg/L)	Desviación estándar	Error estándar
Fresco	40	Mezcla	Franco	0,0050	0,0055	0,0032
	120	Mezcla	Franco	0,0138	0,0070	0,0040
	40	Superficie	Franco	0,0049	0,0049	0,0028
	120	Superficie	Franco	0,0022	0,0011	0,0006
	40	Mezcla	Arenoso	0,1864	0,0341	0,0197
	120	Mezcla	Arenoso	0,3426	0,0798	0,0461
	40	Superficie	Arenoso	0,0659	0,0141	0,0081
	120	Superficie	Arenoso	0,0918	0,0545	0,0315
Pasteur	40	Mezcla	Franco	0,0032	0,0022	0,0013
	120	Mezcla	Franco	0,0147	0,0066	0,0038
	40	Superficie	Franco	0,0205	0,0137	0,0079
	120	Superficie	Franco	0,0087	0,0072	0,0041
	40	Mezcla	Arenoso	0,1120	0,0978	0,0565
	120	Mezcla	Arenoso	0,1465	0,0567	0,0327
	40	Superficie	Arenoso	0,0946	0,0365	0,0211
	120	Superficie	Arenoso	0,0880	0,0289	0,0167
Gránulo	40	Mezcla	Franco	0,0029	0,0034	0,0020
	120	Mezcla	Franco	0,0095	0,0038	0,0022
	40	Superficie	Franco	0,0061	0,0046	0,0027
	120	Superficie	Franco	0,0260	0,0320	0,0185
	40	Mezcla	Arenoso	0,1331	0,0318	0,0183
	120	Mezcla	Arenoso	0,0820	0,0469	0,0271
	40	Superficie	Arenoso	0,0591	0,0136	0,0079
	120	Superficie	Arenoso	0,2611	0,2261	0,1306
Pellet	40	Mezcla	Franco	0,0014	0,0014	0,0008
	120	Mezcla	Franco	0,0009	0,0012	0,0007
	40	Superficie	Franco	0,0061	0,0027	0,0015
	120	Superficie	Franco	0,0599	0,0504	0,0291
	40	Mezcla	Arenoso	0,0879	0,0122	0,0071
	120	Mezcla	Arenoso	0,1393	0,0741	0,0428
	40	Superficie	Arenoso	0,0393	0,0052	0,0030
	120	Superficie	Arenoso	0,0417	0,0117	0,0068
Control	0	-	Franco	0,0286	0,0179	0,0104
	0	-	Arenoso	0,1717	0,1123	0,0648

## 2. ANÁLISIS DE VARIANZA

**Tabla 25.** Análisis de varianza de la concentración de cadmio en el lixiviado.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	4,1697e-05	3	1,3900e-05	2,08	0,1112
B: Dosis	6,6543e-05	1	6,6543e-05	9,96	0,0024
C: Posición	3,0683e-05	1	3,0683e-05	4,59	0,0358
D: Suelo	4,8584e-05	1	4,8584e-05	7,27	0,0089
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	4,2105e-05	3	1,4035e-05	2,10	0,1085
AC	4,3859e-05	3	1,4620e-05	2,19	0,0976
AD	6,7929e-05	3	2,2643e-05	3,39	0,0230
BC	2,7388e-06	1	2,7388e-06	0,41	0,5243
BD	7,9625e-05	1	7,9625e-05	11,91	0,0010
CD	3,3035e-05	1	3,3035e-05	4,94	0,0296
ABC	4,6086e-05	3	1,5362e-05	2,30	0,0854
ABD	5,7082e-05	3	1,9027e-05	2,85	0,0441
ACD	6,2972e-05	3	2,0991e-05	3,14	0,0309
BCD	4,1827e-06	1	4,1827e-06	0,63	0,4317
Residual	4,4785e-04	67	6,6843e-06		
Total (Corregido)	1,0750e-03	95			

**Tabla 26.** Análisis de varianza de la concentración de níquel en el lixiviado.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	0,0472	3	0,0157	5,28	0,0025
B: Dosis	0,0021	1	0,0021	0,73	0,3966
C: Posición	0,0401	1	0,0401	13,45	0,0005
D: Suelo	0,1797	1	0,1797	60,19	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	0,0442	3	0,0147	4,94	0,0037
AC	0,0022	3	0,0007	0,25	0,8623
AD	0,0403	3	0,0134	4,50	0,0061
BC	0,0024	1	0,0024	0,82	0,3679
BD	0,0005	1	0,0005	0,18	0,6691
CD	0,0307	1	0,0307	10,28	0,0021
ABC	0,0335	3	0,0111	3,75	0,0150
ABD	0,0312	3	0,0104	3,49	0,0203
ACD	0,0056	3	0,0018	0,63	0,5954
BCD	0,0009	1	0,0009	0,33	0,5666
Residual	0,2000	67	0,0029		
Total (Corregido)	0,6613	95			

**Tabla 27.** Anàlisis de varianza de la concentració de cromo en el lixiviatdo.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	1,3344e-04	3	4,4479e-05	1,09	0,3612
B: Dosis	2,5991e-06	1	2,5991e-06	0,06	0,8018
C: Posición	9,2526e-05	1	9,2526e-05	2,26	0,1378
D: Suelo	3,6546e-05	1	1,1376e-03	27,84	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	3,6546e-05	3	1,2182e-05	0,30	0,8266
AC	2,4105e-05	3	8,0351e-06	1,97	0,1290
AD	2,6960e-05	3	8,9865e-06	2,20	0,0978
BC	8,4097e-05	1	8,4097e-05	2,06	0,1568
BD	1,4712e-06	1	1,4712e-06	0,04	0,8502
CD	2,0226e-05	1	2,0226e-05	0,49	0,4845
ABC	6,6235e-05	3	2,2075e-05	0,54	0,6566
ABD	2,6436e-05	3	8,8121e-06	0,22	0,8852
ACD	3,0494e-05	3	1,0165e-05	2,49	0,0694
BCD	1,3703e-04	1	1,3703e-04	3,35	0,0722
Residual	2,3699e-03	58	4,0861e-05		
Total (Corregido)	4,9774e-03	86			

**Tabla 28.** Anàlisis de varianza de la concentració de cobre en el lixiviatdo.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	3,0211e-04	3	1,0071e-04	2,12	0,1054
B: Dosis	6,1879e-05	1	6,1879e-05	0,13	0,7191
C: Posición	5,3095e-04	1	5,3095e-04	11,20	0,0013
D: Suelo	1,4775e-03	1	1,4775e-03	31,16	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	8,1299e-04	3	2,7099e-04	5,72	0,0015
AC	1,0179e-03	3	3,3933e-04	7,16	0,0003
AD	1,8238e-04	3	6,0792e-05	1,28	0,2877
BC	3,3456e-06	1	3,3456e-06	0,01	0,9333
BD	4,6421e-05	1	4,6421e-05	0,10	0,7553
CD	4,8709e-04	1	4,8709e-04	10,27	0,0021
ABC	3,1545e-04	3	1,0515e-04	2,22	0,0941
ABD	8,1859e-04	3	2,7286e-04	5,75	0,0015
ACD	5,9217e-04	3	1,9739e-04	4,16	0,0092
BCD	5,1568e-05	1	5,1568e-05	0,11	0,7426
Residual	3,1770e-03	67	4,7418e-05		
Total (Corregido)	9,7305e-03	95			

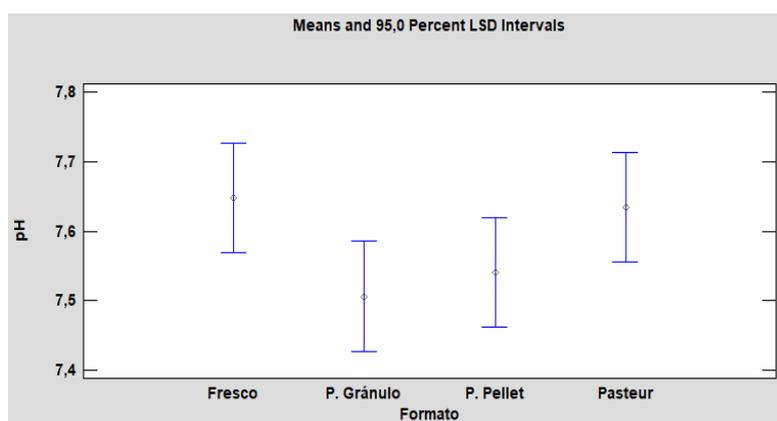
**Tabla 29.** Anàlisis de varianza de la concentración de zinc en el lixiviado.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	F-Ratio	P-Valores
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>					
A: Formato	0,0228	3	0,0076	2,41	0,0743
B: Dosis	0,0234	1	0,0234	7,45	0,0081
C: Posición	0,0153	1	0,0153	4,89	0,0304
D: Suelo	0,2988	1	0,2988	94,91	0,0000
<b>INTERACCIONES</b>					
AB	0,0062	3	0,0020	0,66	0,5813
AC	0,0495	3	0,0165	5,25	0,0026
AD	0,0349	3	0,0116	3,70	0,0158
BC	0,0004	1	0,0004	0,13	0,7217
BD	0,0101	1	0,0101	3,22	0,0772
CD	0,0305	1	0,0305	9,72	0,0027
ABC	0,0353	3	0,0117	3,24	0,0152
ABD	0,0075	3	0,0025	0,80	0,4987
ACD	0,0400	3	0,0133	4,24	0,0084
BCD	2,68646E-9	1	2,68646E-9	0,00	0,9993
Residual	0,2109	67	0,0031		
Total (Corregido)	0,786295	95			

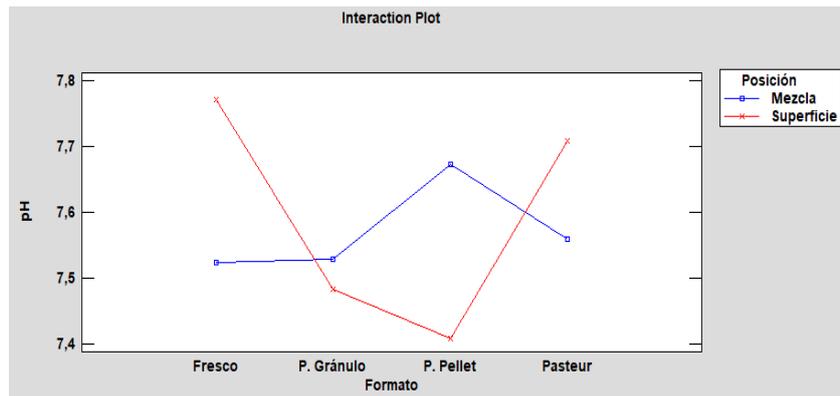
### 3. INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS EN LOS FACTORES

#### 3.1. Parámetros del suelo

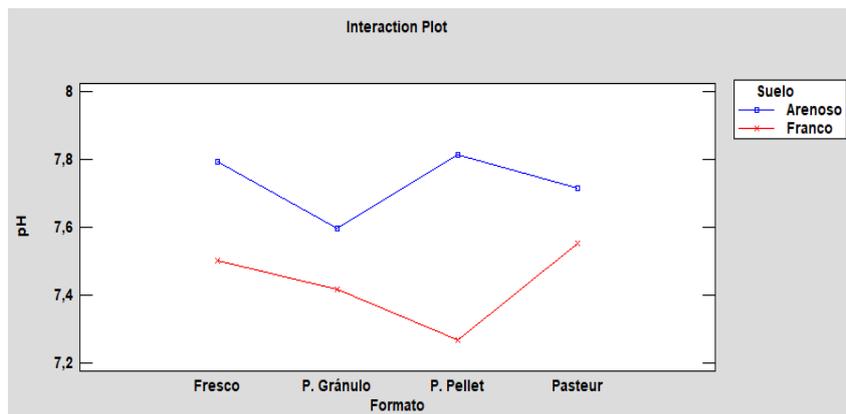
##### 3.1.1. pH



**Figura 52.** Influencia del pH en los formatos de lodo aplicados.

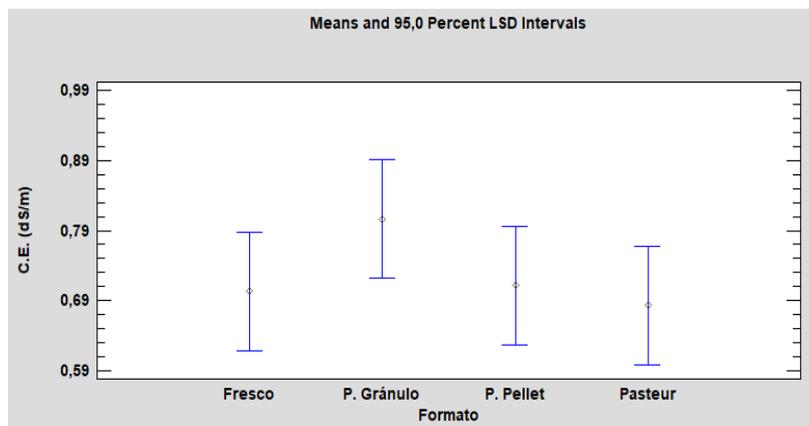


**Figura 53.** Interacci3n entre el formato y la posici3n del lodo en respuesta al pH.

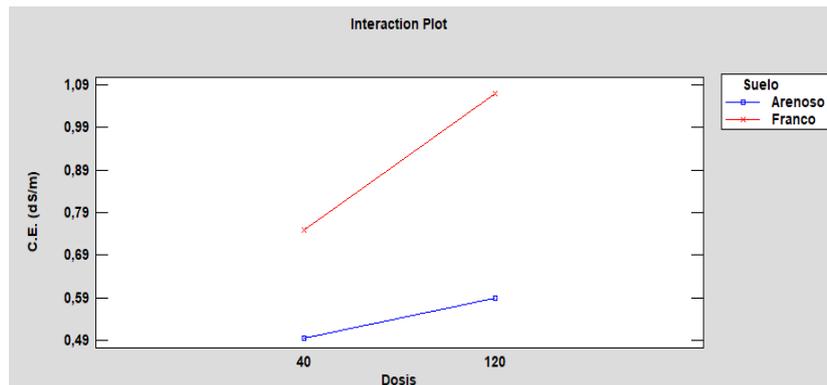


**Figura 54.** Interacci3n entre el formato del lodo y la textura del suelo en respuesta al pH.

### 3.1.2. Conductividad elèctrica

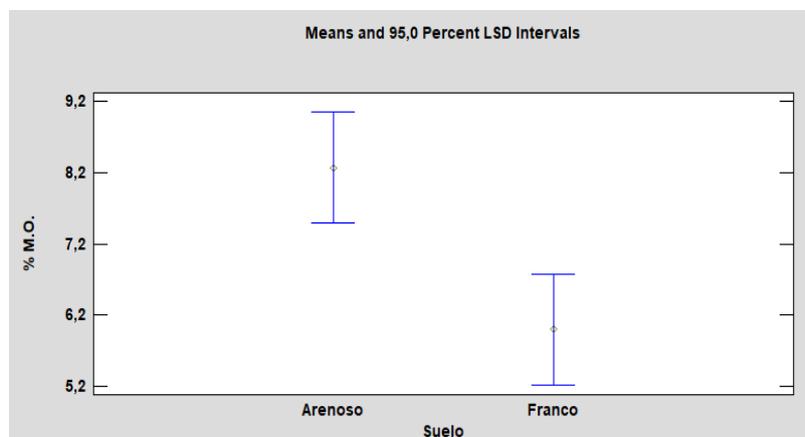


**Figura 55.** Influencia de la conductividad elèctrica en los formatos de lodo aplicados.

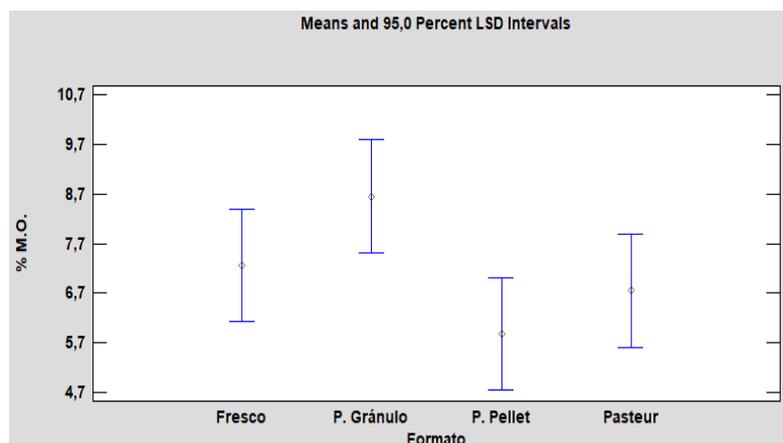


**Figura 56.** Interacci3n entre la dosis de aplicaci3n del lodo y la textura del suelo en respuesta a la conductividad elèctrica.

### 3.1.3. Materia orgànica



**Figura 57.** Influencia de la materia orgànica en la textura del suelo.



**Figura 58.** Influencia de la materia orgànica en los formatos de lodo aplicados.

### 3.2. Paràmetres del lixiviat

#### 3.2.1. pH

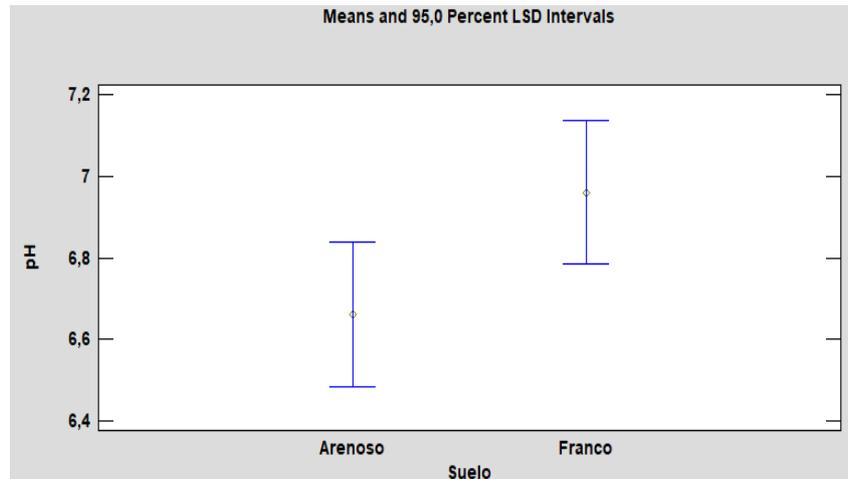


Figura 59. Influencia del pH en la textura del suelo.

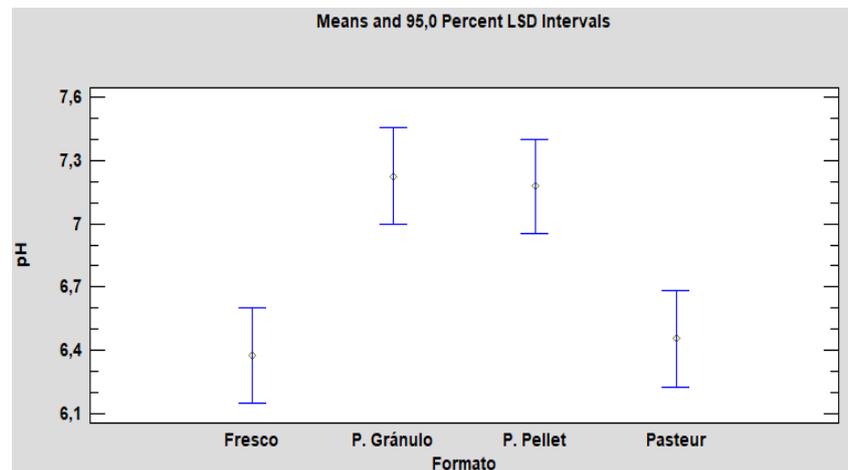


Figura 60. Influencia del pH en los formatos de lodo aplicados.

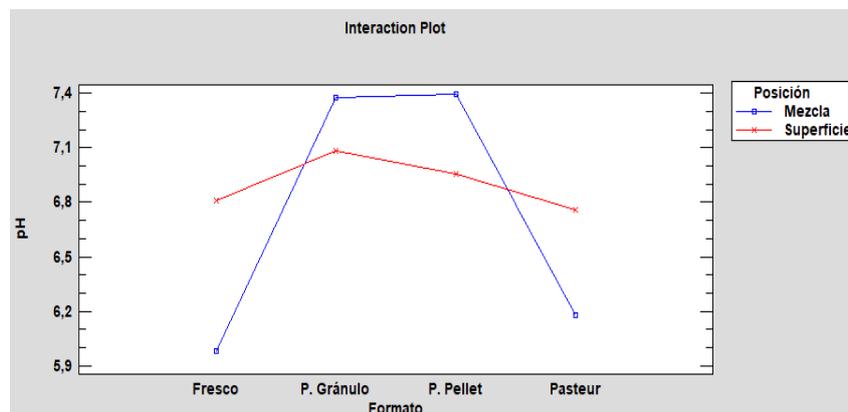
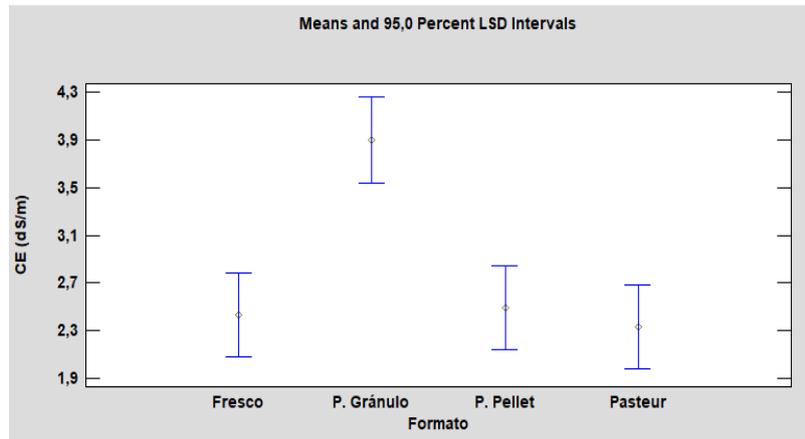
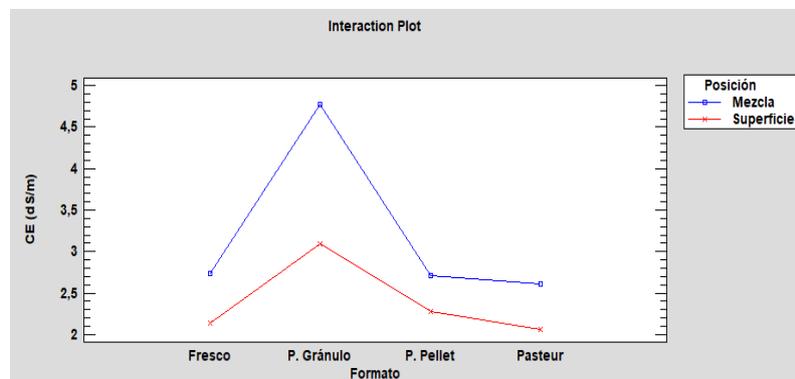


Figura 61. Interacci3n entre el formato y la posici3n del lodo en respuesta al pH del lixiviat.

### 3.2.2. Conductivitat elèctrica



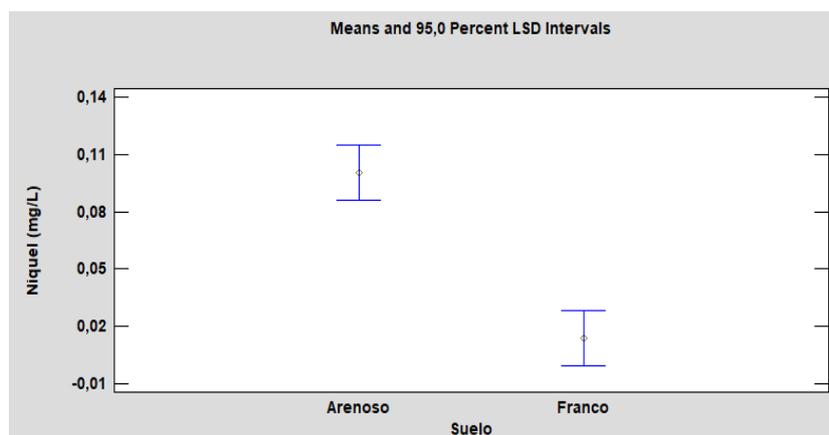
**Figura 62.** Influència de la conductivitat elèctrica en els formats de lodo aplicados.



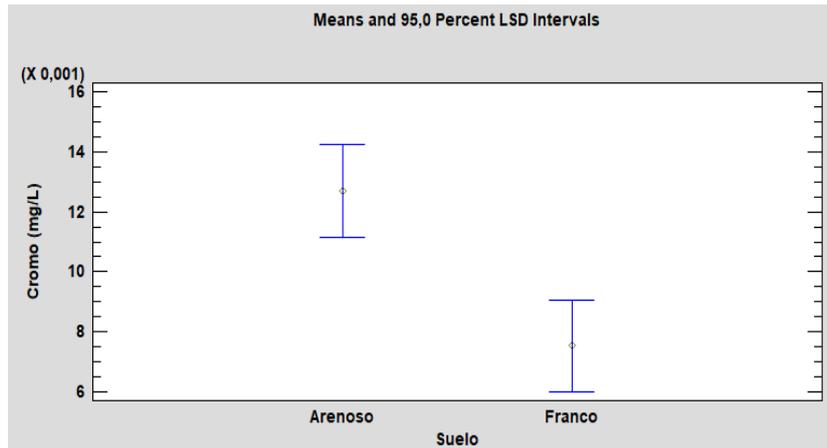
**Figura 63.** Interacció entre el formato i la posició del lodo en resposta a la conductivitat elèctrica.

### 3.3. Concentració de metalls en el lixiviado

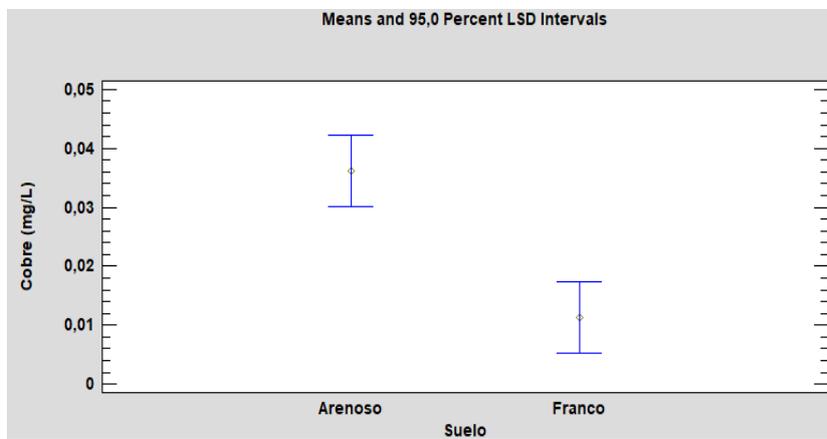
#### 3.3.1. Textura del sòl



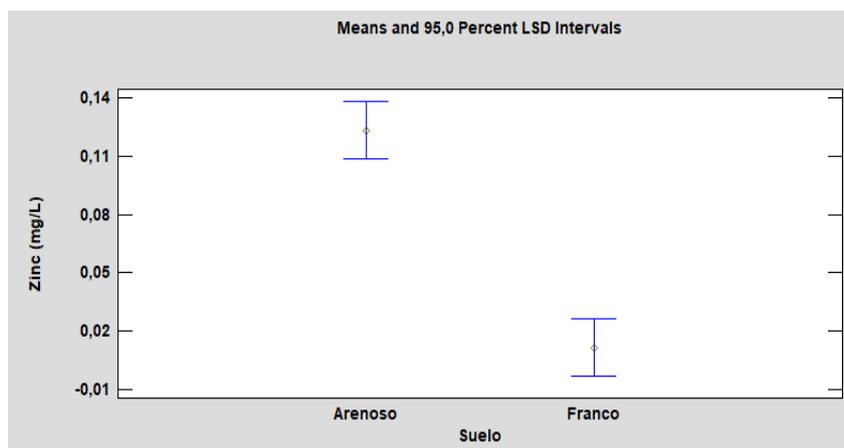
**Figura 64.** Influència de la concentració de níquel en la textura del sòl.



**Figura 65.** Influencia de la concentración de cromo en la textura del suelo.

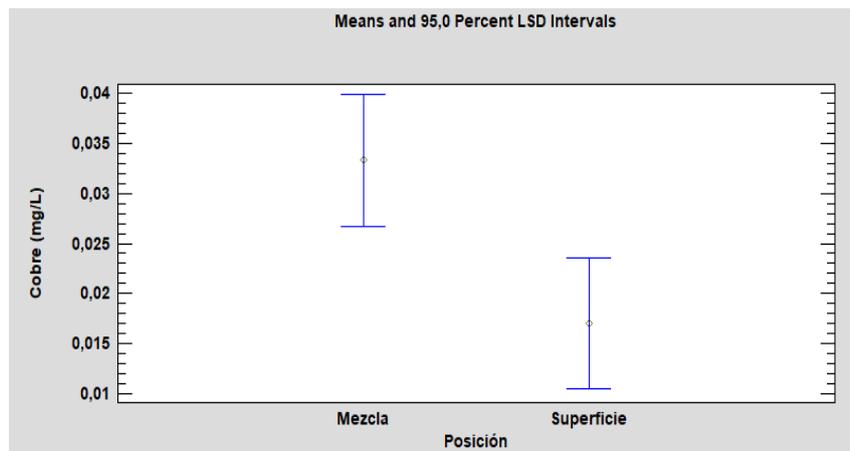


**Figura 66.** Influencia de la concentración de cobre en la textura del suelo.

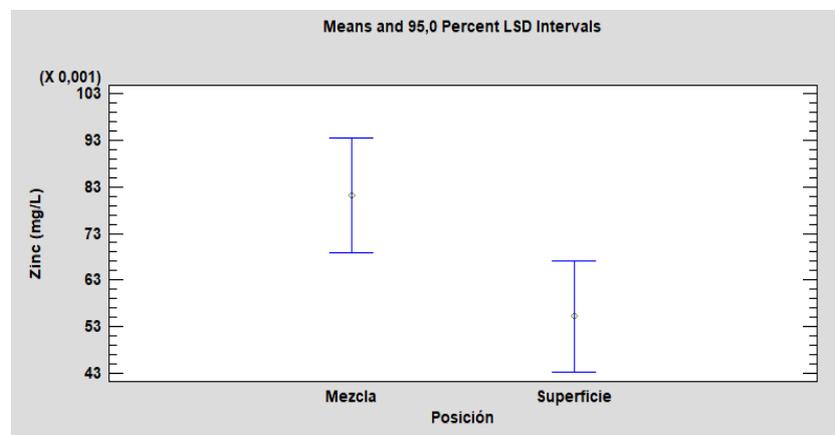


**Figura 67.** Influencia de la concentración de zinc en la textura del suelo.

### 3.3.2. Posición de aplicación del lodo



**Figura 68.** Influencia de la concentración de cobre en la posición de aplicación del lodo.



**Figura 69.** Influencia de la concentración de zinc en la posición de aplicación del lodo.

#### 4. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN ENTRE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS

**Tabla 30.** Matriz de correlaciones I.

	<b>%M.O.</b>	<b>pH suelo</b>	<b>C.E. suelo (dS/m)</b>	<b>pH lixiviado</b>	<b>C.E. lixiviado (dS/m)</b>
<b>%M.O.</b>		-0,1167	0,0927	-0,0977	0,2353
		(34)	(34)	(34)	(34)
		0,5110	0,6022	0,5824	0,1804
<b>pH suelo</b>	-0,1167		-0,6849	0,0058	-0,3464
	(34)		(34)	(34)	(34)
	0,5110		0,0000	0,9741	0,0448
<b>C.E. suelo (dS/m)</b>	0,0927	-0,6849		0,0709	0,5788
	(34)	(34)		(34)	(34)
	0,6022	0,0000		0,6903	0,0003
<b>pH lixiviado</b>	-0,0977	0,0058	0,0709		0,4235
	(34)	(34)	(34)		(34)
	0,5824	0,9741	0,6903		0,0126
<b>C.E. lixiviado (dS/m)</b>	0,2353	-0,3464	0,5788	0,4235	
	(34)	(34)	(34)	(34)	
	0,1804	0,0448	0,0003	0,0126	
<b>[Cd] (mg/L)</b>	0,0946	-0,1792	0,1706	-0,0325	-0,0740
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,5945	0,3105	0,3346	0,8553	0,6774
<b>[Ni] (mg/L)</b>	0,1471	0,1942	-0,300	-0,2118	-0,0230
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,4065	0,2712	0,0848	0,2292	0,8972
<b>[Cr] (mg/L)</b>	0,3561	0,2815	-0,3121	-0,2124	-0,1828
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,0387	0,1068	0,0723	0,2279	0,3006
<b>[Cu] (mg/L)</b>	0,0487	0,1419	-0,2302	-0,4964	-0,1588
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,7846	0,4233	0,1902	0,0028	0,3696
<b>[Zn] (mg/L)</b>	0,2195	0,2360	-0,4234	-0,1943	-0,0515
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,2122	0,1791	0,0126	0,2709	0,7722

**Tabla 31.** Matriz de correlaciones II.

	[Cd] (mg/L)	[Ni] (mg/L)	[Cr] (mg/L)	[Cu] (mg/L)	[Zn] (mg/L)
<b>%M.O.</b>	0,0946	0,1471	0,3561	0,0487	0,2195
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,5945	0,4065	0,0387	0,7846	0,2122
<b>pH suelo</b>	-0,1792	0,1942	0,2815	0,1419	0,2360
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,3105	0,2712	0,1068	0,4233	0,1791
<b>C.E. suelo (dS/m)</b>	0,1706	-0,3000	-0,3121	-0,2302	-0,4234
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,3346	0,0848	0,0723	0,1902	0,0126
<b>pH lixiviado</b>	-0,0325	-0,2118	-0,2124	-0,4964	-0,1943
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,8553	0,2292	0,2279	0,0028	0,2709
<b>C.E. lixiviado (dS/m)</b>	-0,0740	-0,0230	-0,1828	-0,1588	-0,0515
	(34)	(34)	(34)	(34)	(34)
	0,6774	0,8972	0,3006	0,3696	0,7722
<b>[Cd] (mg/L)</b>		-0,1507	-0,1442	0,1464	-0,0564
		(34)	(34)	(34)	(34)
		0,3948	0,4159	0,4088	0,7513
<b>[Ni] (mg/L)</b>	-0,1507		0,1856	0,5525	0,5777
	(34)		(34)	(34)	(34)
	0,3948		0,2934	0,0007	0,0003
<b>[Cr] (mg/L)</b>	-0,1442	0,1856		0,3400	0,3442
	(34)	(34)		(34)	(34)
	0,4159	0,2934		0,0491	0,0462
<b>[Cu] (mg/L)</b>	0,1464	0,5525	0,3400		0,6018
	(34)	(34)	(34)		(34)
	0,4088	0,0007	0,0491		0,0002
<b>[Zn] (mg/L)</b>	-0,0564	0,5777	0,3442	0,6018	
	(34)	(34)	(34)	(34)	
	0,7513	0,0003	0,0462	0,0002	