



PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA ARGENTINA

Ingeniería Agronómica

**Evaluación de la mineralización y utilización de digeridos líquidos porcinos en cultivos florales.**

**Trabajo final de graduación para optar por el título de:  
Ingeniero Agrónomo**

Autor: Marcos Vila Moret

Director externo: Nicolás Riera

Co-Director externo: Esteban Rubio

Consultora: María Eugenia Beily

Fecha de defensa

### **Agradecimientos:**

A mi director Nicolás por brindarme toda su disposición y ayuda en cada parte de esta tesis.

A mi co-director Esteban por su especial acompañamiento durante el desarrollo de este trabajo.

A mi consultora Eugenia por su acompañamiento, asesoramiento y apoyo en el laboratorio durante todo el desarrollo de la tesis.

Al Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA) y en especial a los integrantes del laboratorio de transformación de los Residuos (IMyZA) del INTA Castelar, Nicolás, Eugenia, Natalia, Patricia y Brian, por permitirme trabajar y desarrollar esta tesis junto a ellos, y por la confianza depositada en mí. Así mismo, a la Lic. Lorena Lafuente por su colaboración en la edición de este documento.

Al Instituto de Floricultura, en especial a Mónica, Esteban y Rubén, quienes brindaron su apoyo para realizar varios de los ensayos que se encuentran en esta tesis.

A mi familia, quien me acompañó y apoyó desde el año 2019 cuando emprendí este proyecto de convertirme en Ingeniero agrónomo.

A la plantinera geoplant® por proveer los plantines de copetes y coral para la realización del ensayo.

Al Convenio de cooperación científica Internacional N° 28142 Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs (BIOMA) por brindar todos los recursos para la realización de este trabajo.

## **PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS.**

### **Presentación a congreso.**

Marcos Vila Moret<sup>a</sup>; Beily Ma. Eugenia<sup>b</sup>, Esteban Rubio<sup>c</sup>, Mónica Karlanian<sup>c</sup>, Nicolás Riera<sup>b</sup>. Dinámica del nitrógeno y el fósforo de un efluente y un digerido porcino en ensayos de incubación utilizando sustrato. IV simposio de residuos agropecuarios y agroindustriales “hacia una gestión racional de residuos” 2023.

## **ABREVIATURAS.**

AGV: Ácidos grasos volátiles

APHA: Standard methods for examination of water and wastewater

C/N: Relación Carbono Nitrógeno

C: Carbono

Ca: Calcio

CE: Conductividad eléctrica

CEN: Ceniza

CH<sub>4</sub>: Metano

CIC: Capacidad de intercambio catiónico

CO<sub>2</sub>: Dióxido de carbono

COT: Carbono orgánico total

C<sub>7</sub>H<sub>6</sub>O<sub>3</sub>: Ácido salicílico

Cu: Cobre

CU<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: sulfato de cobre

CNIA: Centro Nacional De Investigaciones Agrarias

DA: Digestión anaeróbica

DLP: Digerido líquido porcino

DQO: Demanda química de oxígeno

DLP: Digerido líquido porcino

EP: Efluente porcino

Eq: Equivalente

FAO: Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas

Fe: Hierro

H: Humedad

H<sub>2</sub>: Hidrógeno

H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: Ácido sulfúrico

HCL: Ácido clorhídrico

HNO<sub>3</sub>: Ácido nítrico

IMyZA: Instituto de Microbiología y zoología Agrícola

INDEC: Instituto Nacional de Estadísticas y Censo

INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

IRE: Índice respirométrico estático

$K_2SO_4$ : Sulfato potásico

K: Potasio

LTR: Laboratorio de transformación de residuos.

LOI: Loss on ignition

MAGyP: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca

Meq: miliequivalentes

Mg: Magnesio

Mn: Manganeso

MO: Materia Orgánica

MS: Materia seca

N: Nitrógeno

Na: Sodio

NaOH: Hidróxido de Sodio

$NH_3$ : Amoníaco

$NH_4^+$ : Amonio

NMP: Número más probable

Nm: nanómetros

N- $NH_4$ : Nitrógeno de amonio

N- $NO_3$ : Nitrógeno de nitrato

$NO_3^-$ : Nitrato

NT: Nitrógeno total

Ps: Fósforo soluble

PT: Fósforo total

Ppm: partes por millón

SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria

SGS: Sistema de Gestión Sanitaria

SIGSA: Sistemas Integrado de Gestión de Sanidad Animal

SPAD: Soil plant análisis development

SSV: Sólidos suspendidos volátiles

ST: Sólidos totales

V: Volumen

TMECC: Test Methods for the Examination of Composting and Compost

Zn: Zinc

Kg: Kilogramo

Tn: Tonelada

## ÍNDICE

<b>1</b>	<b>Introducción.....</b>	<b>3</b>
1.1	Caracterización mundial porcina.....	3
1.2	Caracterización nacional porcina.....	4
1.2.1	Distribución de la producción porcina.....	7
1.3	Sistemas de producción porcina.....	7
1.4	Impacto ambiental de los residuos porcinos.....	9
1.5	Gestión de residuos porcinos.....	11
1.5.1	Sistemas de tratamiento para los residuos porcinos.....	12
1.5.2	Método físico: separación de fases solido-liquido.....	13
1.5.3	Método biológico.....	13
1.6	Uso del digerido porcino como fertilizante.....	19
1.6.1	Digerido líquido.....	19
1.6.2	Digerido Sólido.....	20
1.7	Estado de arte.....	21
<b>2</b>	<b>Hipótesis.....</b>	<b>24</b>
<b>3</b>	<b>Objetivo general:.....</b>	<b>24</b>
<b>4</b>	<b>Materiales y métodos.....</b>	<b>25</b>
4.1	Procedimiento.....	25
4.2	Localización del área de estudio.....	25
4.3	Extracción de muestras.....	25
4.4	Ensayo de mineralización del nitrógeno y fósforo.....	27
4.4.1	Cálculos de dosis de N.....	30
4.4.2	Cálculos de volumen de DLP.....	30
4.4.3	Cálculos de volumen de EP.....	30
4.4.4	Cálculos de volumen de fertilizante.....	31
4.5	Ensayo en cultivo de copete y coral.....	31
4.6	Caracterización del digerido, efluente porcino y sustrato.....	34
4.6.1	Métodos analíticos para el digerido líquido y efluente porcino.....	34
4.7	Métodos analíticos para el sustrato.....	42
4.7.1	Preparación de los extractos.....	42
4.7.2	pH y conductividad eléctrica (CE).....	43
4.7.3	Nitrógeno amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).....	44
4.7.4	Nitratos (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	44
4.7.5	Fósforo soluble.....	45
4.7.6	Iones totales.....	46
4.7.7	Iones solubles.....	46
4.8	Determinaciones del ensayo de florícola.....	46
4.8.1	Medición de SPAD.....	46
4.8.2	Medición de altura y diámetro.....	47

4.8.3	Medición de la masa seca. ....	48
4.8.4	Conteo de pimpollos y flores.....	48
<b>4.9</b>	<b>Análisis estadísticos.....</b>	<b>48</b>
<b>5</b>	<b>Resultados y discusión.....</b>	<b>49</b>
<b>5.1</b>	<b>Caracterización del digerido y efluente porcino.....</b>	<b>49</b>
<b>5.2</b>	<b>Evaluación de la aplicación del DLP y EP.....</b>	<b>55</b>
5.2.1	Escala laboratorio: incubación en sustrato.....	55
5.2.2	Escala invernáculo: ensayo de floricultura.....	61
<b>6</b>	<b>Conclusión.....</b>	<b>78</b>
<b>7</b>	<b>Bibliografía.....</b>	<b>79</b>

## RESUMEN:

En la Argentina, la producción pecuaria ha aumentado a lo largo de estos últimos años, incluyendo la bovina, aviar y porcina principalmente. Debido a este incremento en producción, el cual va acoplado a la mayor demanda de proteína animal, hay una generación de residuos que deben ser gestionados. La digestión anaeróbica (DA) como forma de gestionar los efluentes porcinos (EP) genera un combustible llamado biogás y un semilíquido denominado digerido. El digerido porcino, es rico en macro y micronutrientes, pudiendo utilizarse en planteos hortícolas y florícolas intensivos. Por este motivo, el objetivo de este trabajo fue evaluar la mineralización del nitrógeno y fósforo de un digerido líquido porcino (DLP) en un ensayo de microcosmos utilizando un sustrato y su efecto sobre el crecimiento de las especies florícolas *Tagetes patula* y *Salvia splendens*. Para ambos ensayos, se hicieron 6 tratamientos (control, fertilizante inorgánico, DLP y EP en dos dosis de nitrógeno amoniacal). El ensayo de mineralización tuvo una duración de 45 días evaluando a los 3, 7, 14, 28 y 45 días desde el inicio, las variables nitrógeno, fósforo, pH y conductividad eléctrica (CE). El ensayo con las especies florícolas tuvo una duración de 60 días y se evaluó al final del mismo, peso seco total, peso fresco y seco en hojas, peso seco del tallo, diámetro de tallo e índice SPAD. Los resultados del ensayo de mineralización muestran que hacia el día 14 (M3), el amonio de aquellos sustratos tratados con DLP había disminuido con respecto al inicio. Así mismo, el contenido de nitratos aumentó en aquellos tratados con DLP hacia el día 28 (M4) ratificando así el proceso de nitrificación del nitrógeno. Esto mismo se observó para el caso del fósforo, observándose un aumento de éste hacia el día 28 para los tratados con DLP. Por otro lado, en cuanto al ensayo con flores, hubo un aumento significativo del peso seco total, peso fresco y seco aéreo en los ejemplares de *Tagetes patula* tratados con DLP. En el caso de los ejemplares de *Salvia splendens* el peso seco total, peso fresco y seco aéreo no manifestaron diferencias significativas con respecto al fertilizante inorgánico. Al analizar la composición final del sustrato, el uso de DLP no afectó el pH ni la CE del sustrato, mientras que el EP sí la afectó lo que comprueba la necesidad de estabilizar previamente los EP, previo a su utilización agronómica. Así también se observó que el contenido final de nitratos aumentó en los tratamientos con EP y DLP con respecto al fertilizante inorgánico. Por lo expuesto en el presente trabajo, se concluye que el uso de DLP es una alternativa viable para reemplazar a los fertilizantes de base inorgánica ya que mantuvo la productividad del cultivo y, además no generó efectos adversos sobre el sustrato que podrían afectar el desarrollo vegetal.

**Palabras claves:** digerido porcino, sustratos, mineralización y especies florales.

## ABSTRACT:

Over the last few years, livestock production has been growing, including cattle, poultry, and pork industry. Due to the increased demand for animal protein, large amounts of animal manure must be handled. Anaerobic digestion (AD) as an alternative to handle pig effluents produces a fuel called biogas and a semi-liquid substance known as digestate. This digestate is considered as a large source of nutrients, making it suitable for intensive horticulture production. In this investigation, the aim was to evaluate the nitrogen and phosphorus mineralization of the digestate through an incubation pot experiment in soilless and the effect on the growth and development of *Tagetes patula* and *Salvia splendens*. To assess this aim, 6 treatments were conducted (control, inorganic fertilizer, digestate and pig manure with two different concentration levels of mineral nitrogen). The incubation lasted for 45 days, extracting destructive samples at days: 0, 7, 14, 28, and 45. On the evaluation days, mineral nitrogen, phosphorus, pH and electrical conductivity (EC) were evaluated. The flowering pot experiment lasted 60 days measuring total dry matter, stem diameter, fresh and dry weight in leaves and SPAD index. The results of the incubation experiment showed that by day 14 (M3), ammonia in the substrates treated with digestate had decreased compared to the beginning. Thus, the nitrate content increased in those treated with digestate by day 28 (M4), thereby confirming the nitrification process of nitrogen. Also, an increase in soluble phosphorus was observed by day 28 for the ones

treated with digestate. On the other hand, regarding the flowering experiment, a significant increase of the total dry matter, fresh and dry matter weight in leaves was observed in the *Tagetes patula* specimens treated with digestate. In *Salvia splendens* total dry matter and dry matter weight in leaves did not show any significant difference in comparison with de inorganic fertilizer. The soilless that was treated with digestate didn't show any changes in pH and EC while the ones treated with pig manure showed changes in the parameters mentioned before. What's more, the content of nitrates increased significantly on both treatments, digestate, and pig manure. Summing up, digestates can be used as an alternative to replace inorganic fertilizers, due to its positive impact on the growth and development of the plant.

**Keywords:** digestate, soilless, mineralization, flower species.

## 1 Introducción.

En la Argentina, el sector pecuario integra junto con el sector agrícola una de las principales actividades económicas del país tanto en producción nacional como en exportación. La producción porcina Argentina representa un nicho muy importante a nivel país, observándose una clara tendencia en el crecimiento del consumo de carne. Para el año 2000 el consumo de cerdo por habitante correspondía a 7,8 kg, siendo para el año 2020 de 15,6 kg por habitante (Treboux & Terré, 2021). Así mismo se observa el mismo patrón de crecimiento en la producción de carne.

### 1.1 Caracterización mundial porcina.

La carne porcina es la más consumida a nivel mundial según datos obtenidos del servicio estadístico de la FAO. En el año 2013 se consumieron 16 kg/habitante de carne porcina, 15 kg/habitante de carne de aves de corral y 9,32 kg/habitante de carne vacuna.

Como principal productor, el continente asiático comprende un 54,6% de la producción mundial, luego la unión europea con el 25,6% y las américas con el 18% (figura 1).

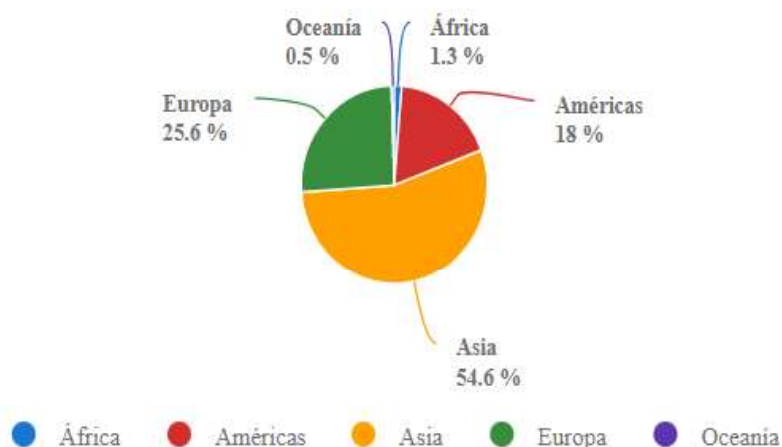


Figura 1: Evolución de producción de carne de cerdo, fresca o refrigerada por región.

Fuente: FAOSTAT, 2024.

Si analizamos la producción por continente podemos observar que China produce 52.959.300 (tabla 1) millones de tn correspondiendo al 83% del total de la carne de cerdo producida en Asia. Esto hace a China un importante actor en la cadena porcina a nivel mundial.

	Unidad	Valor	Año
Américas	toneladas	23.916.954,92	2021
Asia	toneladas	63.071.327,03	2021
China	toneladas	52.959.300	2021
Europa	toneladas	30.788.805,18	2021

Tabla 1: producción mundial en millones de tn por continente.

Fuente: elaboración propia en base a los datos del FAOSTAT, 2024.

## 1.2 Caracterización nacional porcina.

En los últimos 10 años, en la Argentina, la producción porcina tuvo un crecimiento continuo de un 9% anual comprendido entre el 2008 y 2018 siendo la causa principal de este incremento el consumo interno. El consumo y producción de carne porcina se vio favorecida por los buenos índices de conversión que otorga la proteína vegetal y por sus precios bajos en relación con otras carnes como la bovina y la de pollo (Cardín, 2019).

Como muestra la figura 2, para el año 2021 la faena porcina se ubicó en casi 7,5 millones de cabezas siendo un 6,8% superior en relación con el 2020 lo que indica una clara tendencia de crecimiento (INDEC, 2021).

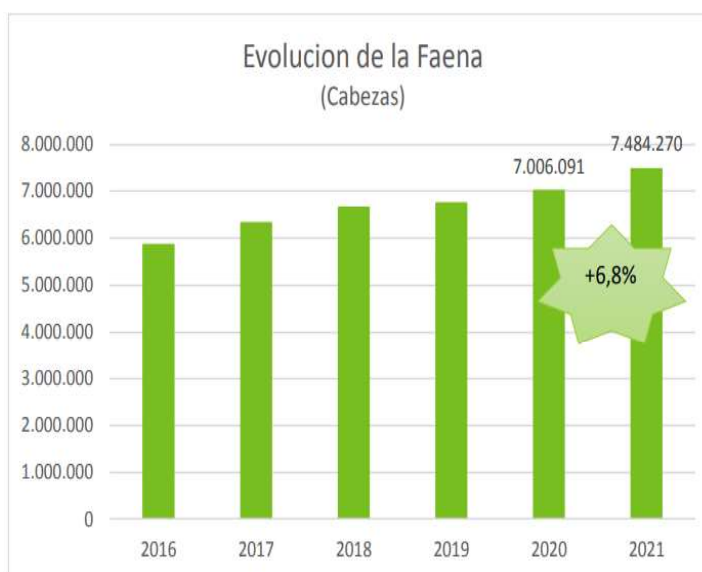


Figura 2: evolución de la faena comparada.

Fuente: Dirección de Porcinos, Aves y Animales de Granja con datos de INDEC, 2021.

Si comparamos la producción en toneladas equivalentes de res con hueso para los años 2020-2021 (figura 3), podemos observar un aumento de 655.382 a 695.939 tn/eq/res lo que en términos porcentuales implica un 6,2% de aumento (Ministerio de agricultura, ganadería y pesca, 2021).

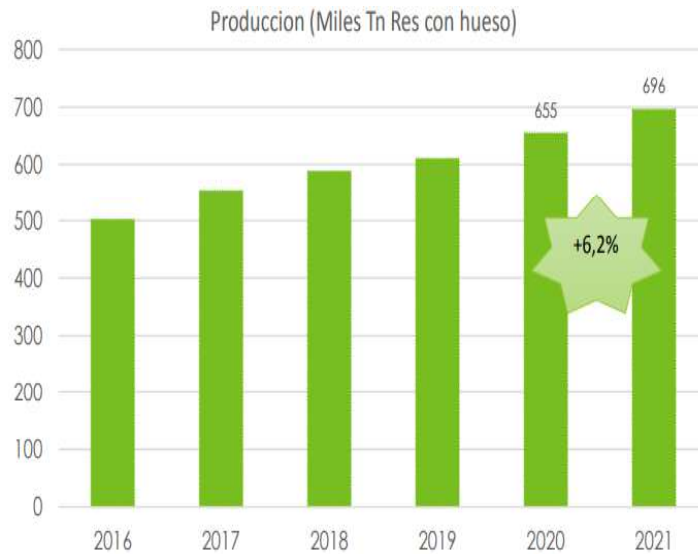


Figura 3: producción comparada expresado en miles de Tn Res con hueso.

Fuente: Dirección de Porcinos, Aves y Animales de Granja con datos de INDEC.

Al analizar el sector exportador porcino, se vio una caída de las exportaciones para el periodo comprendido entre 2020-2021. Las exportaciones significaron en ese periodo un 27,1% menos que en 2020 (Ministerio de agricultura, ganadería y pesca, 2021).

En Argentina, el consumo de carnes está fuertemente influenciado por la cultura tradicional siendo predominante la carne vacuna. En el 2021 se consumieron 50 kg por habitante siendo el consumo total de todas las carnes de 112 kg. Sin embargo, el consumo de carnes alternativas como la carne aviar y porcina crecieron desde el año 2000 principalmente por una cuestión de costo. Argentina se posiciona como el principal consumidor de carne bovina, dentro del top 10 para la carne aviar y número 23 en carne porcina (Treboux & Terré, 2021).

En cuanto al consumo de carne porcina, a nivel nacional, se observa una tendencia de aumento siendo para el año 2022 un total de 16,69 kg per cápita (figura 4). La metodología de cálculo surge de calcular la producción total (Tn Res con hueso) más las importaciones menos las exportaciones. Este valor se lo llama consumo aparente al cual debe ser dividido por la población total del país (Ministerio de agricultura, ganadería y pesca 2021).

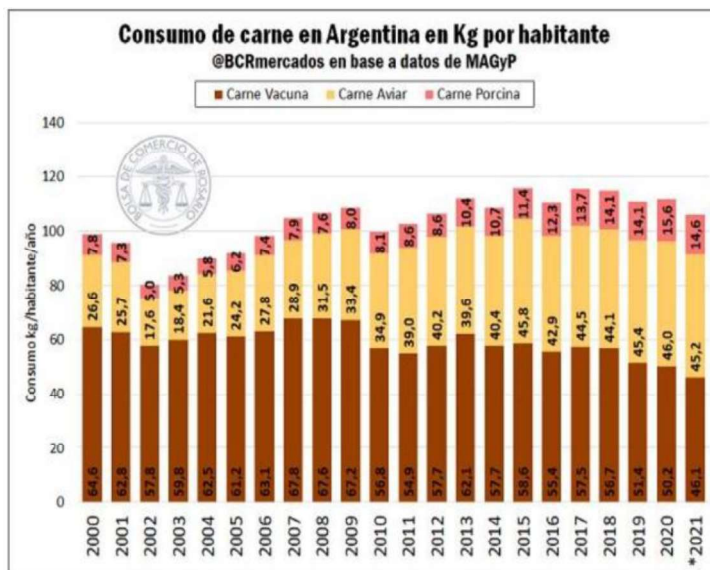


Figura 4: consumo de carne en Argentina en kg por habitante.

Fuente: bolsa de comercio de Rosario

Así mismo la figura 5 muestra el consumo per cápita (kg/hab/año) y la producción total (tn) para la carne porcina durante los años 1992-2021, donde puede observarse una clara tendencia en el crecimiento del consumo.

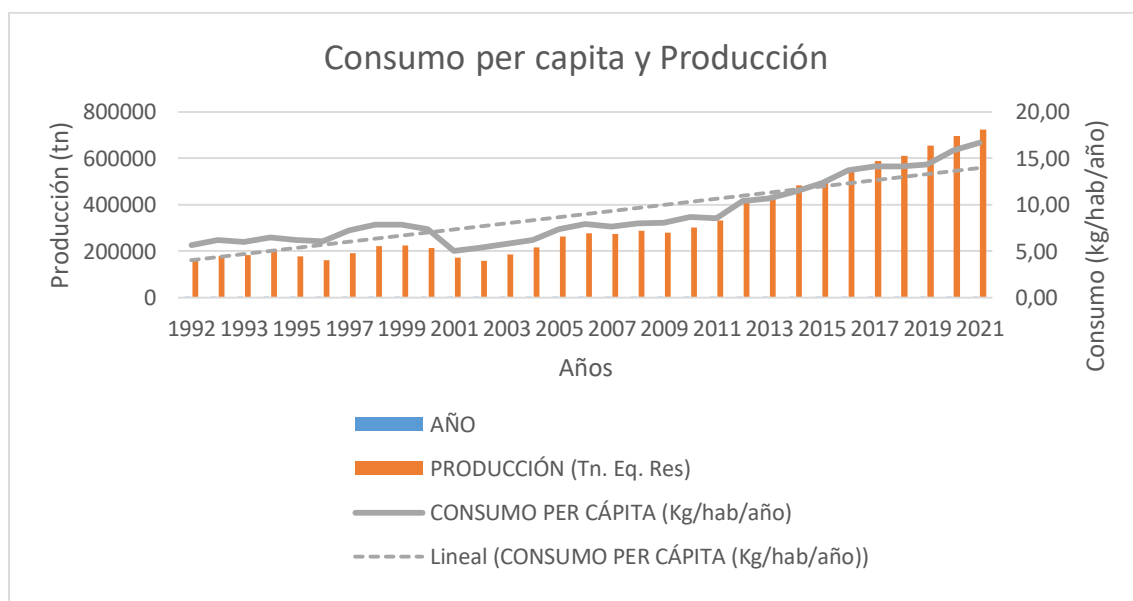


Figura 5: consumo per cápita y producción (años 1992-2021).

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2021.

### 1.2.1 Distribución de la producción porcina.

Según datos del Sistema Integrado de Gestión de Sanidad Animal (SIGSA) de SENASA, se informan un total de 5.377.071 millones de cabezas para el año 2021, habiendo así, una reducción de stock del 0,5% con respecto al año anterior (Ministerio de agricultura, ganadería y pesca, 2021).

La figura 6 muestra la distribución geográfica de la producción porcina. Como puede observarse el 75% de las existencias se distribuyen entre las provincias de Buenos Aires (24%), Córdoba (24%), Santa Fe (14%), Entre Ríos (8%) y Chaco (5%) (Ministerio de agricultura, ganadería y pesca, 2021).



Figura 6: Distribución de existencias porcinas, 2021.

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de la Dirección de Porcinos, Aves y Animales de Granja con datos de SIGSA – SENASA.

La distribución de las existencias porcinas coincide con la producción de los principales granos que son soja y maíz, siendo ésta la zona central del país. La industria está aún más concentrada, encontrándose el 90% de la primera y segunda industrialización junto con los principales centros de consumo (Cardín, 2019).

### 1.3 Sistemas de producción porcina.

Los sistemas de producción porcina en Argentina se diferencian por sus distintos grados de intensificación. Estos implican diferentes magnitudes en cuanto a mano de obra especializada, inversión, instalaciones, y eficiencia, entre otras cosas. Dentro de los sistemas de producción se diferencian los extensivos, mixtos e intensivos.

- *Sistemas extensivos*: es un sistema de baja inversión que consiste en producir carne porcina a campo con pasturas, verdeos y en algunos casos más tecnificados se suplementa. Estos sistemas están asociados a pequeños productores dedicados a la agricultura familiar (Vicari, 2012).
- *Sistemas mixtos*: dicho sistema desarrollado en el INTA Marcos Juárez, también conocidos como “sistemas de cama profunda”, es una combinación de los sistemas extensivos, pero con un mayor grado de intensificación (figura 7). Dicho

sistema permite invertir menor capital mejorando la performance productiva, siendo sustentable y competitivo al mismo tiempo. Esta nueva forma de producir toma relevancia para los pequeños y medianos productores de ciclo completo de hasta 150 madres (Brunori et al, 2017).



Figura 7: sistema de cama profunda con túnel de viento. Unidad demostrativa agrícola porcina del INTA EEA Marcos Juárez

Fuente: Riera, 2019.

- *Sistemas intensivos*: son sistemas de total confinación donde se requieren mayores inversiones y mayor mano de obra en relación con los anteriores y en donde se maximiza la cantidad de animales por unidad de área. La alimentación en dicho sistema es a base de granos y subproductos vegetales (Vicari, 2012).

En cuanto a los indicadores productivos, se estima que un 39% son sistemas de producción en confinamiento con una productividad de 20 animales terminados/madre/año. El 61% restante son sistemas mixtos donde la productividad ronda los 10 a 14 animales terminados/madre/año (Brunori, 2012). Así mismo, de acuerdo con los datos de SIGSA-SENASA, el 90% de las unidades productivas tienen entre 1 a 50 cerdas (87.587 UP's), mientras que el 0,1% posee más de 500 cerdas (secretaría de agricultura, ganadería y pesca, 2022).

Como producto de la intensificación, la generación de residuos se torna un problema para la producción porcina siendo de gran relevancia ambiental, como así de la salud humana y animal. La producción porcina en su estrategia de intensificación tiende a tecnificarse en cuestiones de mejoramiento genético, infraestructura productiva, mejora alimentaria y sanitaria, no obstante, este crecimiento tecnológico no acompañó estrategias de manejo de los efluentes. Así también, existe un interés a nivel mundial, acerca de los impactos ambientales generados por el mal manejo de dichos efluentes como, la emisión de gases de efecto invernadero, contaminación de las aguas y suelos y la supervivencia de patógenos y agentes zoonóticos transmitidos por las deyecciones animales (Beily et al, 2023).

#### 1.4 Impacto ambiental de los residuos porcinos.

Los residuos porcinos se definen como el conjunto de heces, orina, resto de comida no aprovechados y desperdicios de agua de consumo como de lavado (Braun 2013). Los mismos tienen un gran potencial para ser usados como fertilizantes; sin embargo, es de vital importancia que sean utilizados de manera correcta. Entre los impactos ambientales que genera la actividad porcina podemos destacar la contaminación del suelo y contaminación del aire. Según relevamientos realizados en la provincia de Córdoba se estima que dicha provincia tiene capacidad de producir 811.911 m<sup>3</sup>/año de efluente, concentrándose en la región sur- sureste. La tabla 2 indica la cantidad de efluente generado por cada categoría dentro de una granja porcina (Pegoraro et al, 2020).

Categoría	Volumen (m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup> )
Cerda	471.225
Cachorra	39.131
Lechón	17.656
Cachorro	88.038
Capón	153.345
Padrillo	24.780

Tabla 2: Efluentes porcinos generados (m<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>) según categoría animal en la provincia de Córdoba.

Fuente: elaboración propia en base a Pegoraro et al, 2020.

Los efluentes porcinos son una fuente rica de nitrógeno y fósforo, por lo cual su aptitud como fertilizante agrícola toma relevancia para sustituir de manera parcial o total a los fertilizantes inorgánicos. Sin embargo, su uso, sin un plan de manejo adecuado repercute directamente en el suelo generando los siguientes efectos (Gómez Garrido, 2014):

- Costras en superficie lo que incrementa la escorrentía superficial (erosión hídrica).
- Salinización del suelo.
- Lixiviación de nutrientes como el nitrógeno hacia aguas subterráneas.
- Bioacumulación de metales como (Cu y Zn).
- Fitotoxicidad en el suelo y la planta.
- Contaminación por metales y fármacos.
- Supervivencia de agentes patógenos.

Un trabajo realizado por Pegoraro y colaboradores (2023) en Córdoba, mostró un incremento significativo del 60% en la conductividad eléctrica (CE) del suelo en los primeros 10 cm por el uso de efluentes porcinos. Así también, este parámetro manifestó aumentos en el orden del 100% para los siguientes 10 a 20 cm en el mismo ensayo. Los autores relacionaron este incremento con las elevadas concentraciones de sodio (Na), lo que reflejó un aumento del 27% en el porcentaje del sodio intercambiable (PSI).

Por otro lado, los purines porcinos se caracterizan por su elevado contenido de nitrógeno (N), principalmente en forma amoniacal (N-NH<sub>3</sub>). Como muestra la figura 8, del 100% del N que consume un cerdo, solo el 33% es aprovechado para la síntesis de tejido

muscular, el 67% restante es excretado en forma de estiércol (16%) y orina (51%) (Vicari, 2012).

Del nitrógeno aplicado al suelo (67%) en un purín sin estabilizar, el 32% se incorpora al suelo; mientras 35% se transforma en amoníaco el cual se volatiliza a la atmósfera. La tasa de volatilización del amoníaco dependerá de varios factores como pH, temperatura y aireación (Dourmad & Casabianca, 2013). Así mismo, el nitrógeno amoniacal que es incorporado al suelo (32%), puede nitrificarse a nitratos el cual puede ser tomado por las plantas o lixiviar hacia la napa generando un impacto ambiental considerable.

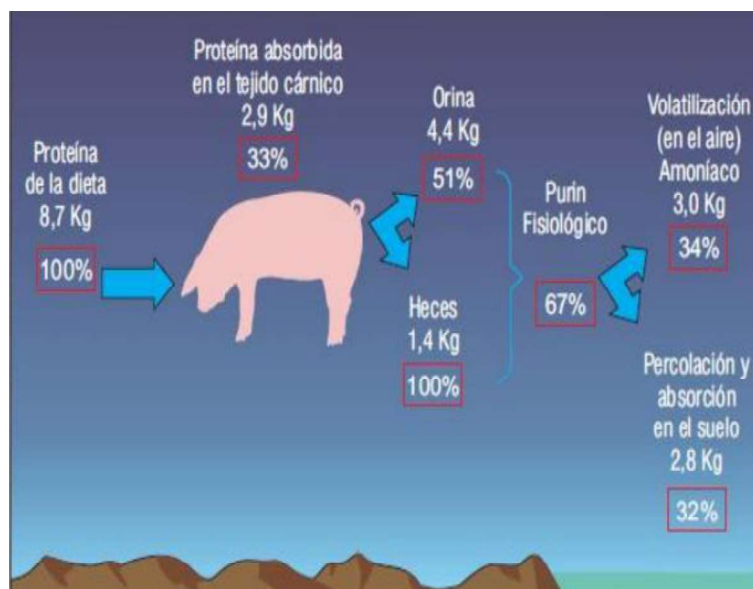


Figura 8: Utilización del nitrógeno durante el proceso digestivo.

Fuente: Manual de Buenas Prácticas Pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar. FAO-INTA, 2012.

Así como el nitrógeno es poco asimilable en el cerdo, los metales pesados, como el arsénico (As), cobre (Cu), cobalto (Co), manganeso (Mn), selenio (Se) y zinc (Zn), siguen el mismo patrón. De lo que ingiere un cerdo en una dieta normal, el 86%, 95% y 79% del Cu, Zn y Mn son excretados siendo de gran relevancia a la hora de hablar de fitotoxicidad en plantas (Vicari, 2012).

Uno de los mayores impactos ambientales de la actividad porcina son las emisiones de gases contaminantes hacia la atmósfera. Dichos gases son producto de la acción de diversos microorganismos que actúan de manera anaeróbica sobre carbohidratos, proteínas y grasas. Entre los gases generados podemos destacar los más relevantes (Vicari, 2012):

- *Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>)*: producto de la respiración.
- *Metano (CH<sub>4</sub>)*: producto de la descomposición anaeróbica de las heces y orina. Los porcinos emiten 1 kg/cabeza/año (Herrero & Gil, 2008).
- *Sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S)*: surge de la acción de determinadas bacterias sobre las deposiciones de los animales.

- *Amonio (NH<sub>4</sub>)*: proviene del nitrógeno en los purines. La mayoría del nitrógeno está en la forma amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) por lo que en condiciones de pH neutro a alcalino puede disociarse liberando así NH<sub>3</sub> a la atmósfera.

Por otro lado, en lo que a la bioseguridad atañe, los efluentes porcinos presentan altas concentraciones de microorganismos, muchas veces patógenos y zoonóticos. Los efluentes porcinos pueden contener bacterias, virus, parásitos y protozoos que pueden ocasionar enfermedades en el humano y animales. Los efluentes sin tratar y aplicados en el suelo presentan un peligro latente, debido a la posible presencia de patógenos. Dentro de los principales patógenos precursores de enfermedades, que pueden encontrarse en los estiércoles animales, se destacan:

Relacionados a problemas respiratorios *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Mycobacteriaceae*, *Pasteurella*;

Asociadas a problemas diarreicos *Escherichia coli O157:H7*, *Salmonella spp.*, *Clostridium perfringens*, y *Campylobacter spp*

Causantes de problemas reproductivos como *Brucella spp* y *Leptospira spp.* (Roberts et al., 2016).

Así mismo, la presencia de bacterias coliformes *Escherichia* y *Klebsiella* deben ser tomadas en cuenta (Ramírez et al., 2021).

La tabla 3 muestra los principales patógenos presentes en las excretas porcinas y su supervivencia, tanto en las heces como en el suelo.

Patógenos	Supervivencia en heces (días)	Supervivencia en suelos (días)
<i>Salmonella sp.</i>	165-190	<60-380
<i>Escherichia coli</i>	70	45-400
<i>Mycobacteria paratuberculosis</i>	>350	350
<i>Campylobacter sp.</i>	1	s/d
<i>Brucella sp.</i>	30	125
<i>Listeria sp.</i>	100-500	350

Tabla 3: Supervivencia de patógenos en excretas (heces) y suelo.

Fuente: Herrero & Gil, 2008.

Por todo lo expuesto, queda demostrado que la correcta gestión de las excretas animales debe ser un eslabón fundamental en la producción porcina. Dado el nivel de intensificación que posee la actividad, el tratamiento de dichos efluentes se torna fundamental, sobre todo considerando los grandes volúmenes diarios que se generan.

### 1.5 Gestión de residuos porcinos.

A medida que se fue intensificando la actividad porcina, la necesidad de gestionar los purines fue tomando un rol protagónico. Sin embargo, debido a la versatilidad de los sistemas de crianza porcina, los residuos pueden variar mucho con respecto a su composición. Es así que su composición varía en base a la dieta alimentaria, estado

fisiológico de los animales, prácticas de limpieza de la granja, sistema de crianza entre otras cosas (Campos Pozuelo, 2001).

Los diferentes sistemas de crianza nos dan como resultado efluentes y residuos muy variados. En los sistemas de cama profunda (figura 7) la captación de las excretas está compuesto por la “cama” en sí, la cual absorbe la orina y capta las heces. La recolección y conducción es manual y es llevada a cabo por los operarios. La “cama”, cuando se decide retirarla, puede ser procesada mediante un sistema de compostaje, apilamiento o aplicación en el campo.

A diferencia del sistema de cama profunda, la crianza intensiva, se caracteriza por tener una sistematización totalmente distinta, conocida como sistema húmedo o líquido. En este caso, los pisos suelen presentar la forma de emparrillados o slats (figura 9) a través del cual caen las heces hacia una fosa común donde luego son retiradas. La particular diferencia con el sistema anterior, es que el material es un semi líquido con aproximadamente 4-8% de sólidos.



Figura 9: sistema de piso emparrillado o *slat*.

Fuente: Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcinos, 2017.

Conociendo las principales fuentes de generación de efluentes y residuos en los establecimientos porcinos, es posible determinar el tipo de tecnología a utilizar para estabilizarlos. En este sentido, un factor que determinará el sistema de tratamiento será el contenido de sólidos de las excretas ya que puede variar entre líquido, semilíquido, semisólido y sólido. Maisonnave y colaboradores (2017), plantearon diversos sistemas de tratamiento, según el contenido de sólidos de los residuos.

### **1.5.1 Sistemas de tratamiento para los residuos porcinos.**

Los tratamientos se definen como una combinación de procesos cuyo objetivo es modificar las características del residuo de manera tal de adecuar el producto a la demanda. Esta adecuación puede ser para mejorar el transporte, aplicación o mejorar su composición (Campos Pozuelo, 2001).

Los objetivos particulares que persigue el tratamiento de residuos son los siguientes:

1. Adecuar la composición del residuo a los requerimientos del entorno (suelos, cultivos, ambiente).
2. Reducir o eliminar la carga patógena del producto.
3. Valorar económicamente el residuo.
4. Extraer nutrientes valiosos como nitrógeno y fósforo.
5. Reducir el contenido de materia orgánica.

Entre las alternativas para el tratamiento de residuos porcinos, se destacan los métodos físicos y los biológicos. Dentro de los métodos físicos se destacan la separación de fases sólido-líquidos y floculación; y dentro de los métodos biológicos se destacan el compostaje, la digestión anaeróbica y la combinación de un sistema aeróbico anaeróbico, mediante el uso de lagunas de estabilización (Riera, 2019).

### 1.5.2 Método físico: separación de fases solido-liquido.

La separación de sólidos no está considerada, según algunos autores, como un sistema de tratamiento sino como un pre tratamiento. La idea de este tratamiento físico es separar los sólidos de los líquidos. Hay varias razones que justifican realizar la separación previa, de las cuales se destacan: reducción de DBO y DQO para alcanzar valores de vuelco y realización de compostaje con la parte sólida para luego ser aplicado en el suelo. La forma de realizar la separación sólido-líquido varía en virtud de las instalaciones de la granja porcina. Por ejemplo, un sistema de tipo "slat" las excretas sólidas y líquidas son mezcladas para luego ser separadas por sistemas de gravedad o mecánicos por presión. De esta forma podemos concluir que el método de separación adoptado dependerá del sistema de crianza empleado (Maisonave et al, 2017).

### 1.5.3 Método biológico.

Dentro de los métodos biológicos para el tratamiento de residuos y efluentes pecuarios, se destaca el compostaje y la digestión anaeróbica.

#### 1.5.3.1 Compostaje.

El compostaje es un proceso biológico aeróbico que permite la transformación de residuos en un producto higienizado y estable. Dicho proceso permite eliminar o reducir considerablemente la carga patogénica y parasitaria (Magari, 2020). Este método normalmente es realizado sobre residuos sólidos; ya sea la fracción sólida proveniente de la separación de fases o la fracción sólida proveniente de los sistemas de cama profunda (Maisonave et al., 2017).

En este método podemos destacar dos fases bien diferenciadas: la **descomposición** y la **maduración**. En la descomposición los microorganismos comienzan a actuar sobre macromoléculas como proteínas, hidratos de carbono y grasas obteniendo energía y generando aumentos de la temperatura. En esta primera etapa los incrementos de temperatura son fundamentales para la eliminación de agentes patógenos como: coliformes, *Salmonella spp.*, *Streptococcus spp* dándole así inocuidad al producto. La maduración consiste en dos etapas, una primera etapa de enfriamiento donde la

temperatura es inferior a 40 °C y otra etapa de estabilización la cual se desarrolla a temperatura ambiente con baja actividad microbiana (Riera, 2019).

Este proceso está influenciado por varios parámetros los cuales se detallan a continuación:

- *Temperatura*: es la variable más importante para controlar el proceso de compostaje, y así evaluar la degradación microbiana y la higienización del compostaje. La mayor degradación se da cuando la temperatura se mantiene entre 45° y 55°C. Sin embargo, para asegurar una correcta eliminación de la carga patógena y semillas de malezas, es necesario alcanzar temperaturas superiores a los 55 °C. No obstante, el incremento de temperatura (>65 °C) puede generar una inhibición de los agentes patógenos (Magri, 2020).
- *Aireación*: el compostaje es un proceso aeróbico, por lo cual la presencia de oxígeno es fundamental para todo el proceso. Además, es necesario para favorecer la regulación del exceso de humedad, mantener una temperatura adecuada que favorezca la biodegradación, entre otras funciones. Cuando la estructura tiene una porosidad adecuada el intercambio se da de manera pasiva. No obstante, el intercambio gaseoso puede hacerse de forma manual o mecánica (Riera, 2019).
- *Ph*: es un parámetro que condiciona la actividad microbiana ya que valores extremos retardan el proceso y pueden llegar a inhibirlo. Para conseguir una población consistente de microorganismos, el pH debe rondar cercano a 7 (Riera, 2019).
- *Relación carbono-nitrógeno (C: N)*: para el proceso de compostaje, es fundamental mantener una relación C: N de 25 a 30. El objetivo es aumentar la velocidad de reacción minimizando las pérdidas de nitrógeno. Los residuos porcinos poseen una relación C: N baja por lo que mezclar con otros sustratos ricos en carbono es una práctica habitual (Magri, 2020).
- *Humedad y porosidad*: el proceso puede realizarse con humedad variable siempre y cuando se airee adecuadamente. Cuando la humedad es excesiva, la presencia de oxígeno es menor y cuando la humedad es baja la descomposición se interrumpe (Soliva, 2001 en Riera, 2019). Los bajos contenidos de humedad en el material a compostar interrumpen el proceso ya que las moléculas orgánicas se encuentran disueltas en el agua. De esta manera se indica que el rango óptimo de humedad se encuentra entre el 50-60% (Magri, 2020).

Sin embargo, el proceso de compostaje tiene ciertas desventajas. Entre ellas se destaca la liberación de amoníaco (NH<sub>3</sub>) (Maisonave et al, 2017). La liberación del mismo ocurre producto de la degradación de proteínas durante los primeros estadios que da como resultado amonio el cual puede ser fijado por los microorganismos o volatilizar como amoníaco cuando el pH y temperatura son elevados (Magri, 2020).

#### 1.5.3.2 Digestión anaeróbica.

La digestión anaeróbica (DA) se presenta como un método similar al anterior, en donde los microorganismos son los principales actores, pero en este caso, en ausencia de oxígeno. La DA se presenta como una alternativa para convertir la materia orgánica en biogás (Cervantes et al, 2007). De esta manera, mediante la implementación de la DA, se

puede obtener energía renovable en forma de gas metano ( $\text{CH}_4$ ), en lugar de consumir energía, como lo hacen los procesos aeróbicos (Beily, 2015).

La DA suele ser llevada a cabo en estructuras llamadas reactores anaeróbicos, éstos son estructuras cerradas donde se introducen residuos orgánicos para ser digeridos por microorganismos (Lagrange, 1979). El biogás producido puede ser almacenado en la parte superior, llamada campana de gas, pudiendo ser rígida o flotante dependiendo del diseño de reactor (Varnero Moreno, 2011). En la figura 10, se puede apreciar el esquema típico de una planta de producción de biogás.

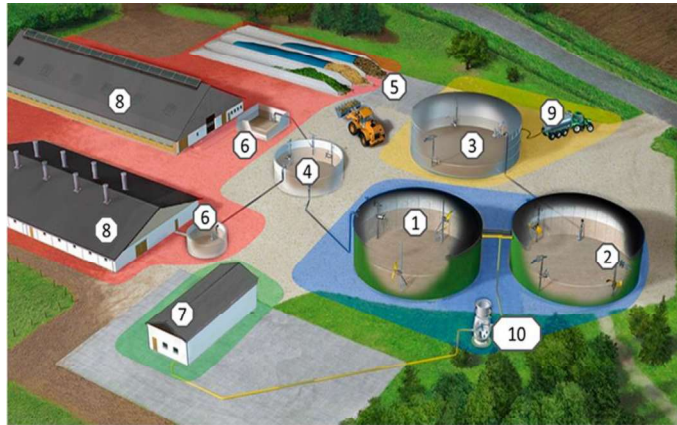


Figura 10: diagrama de una planta de producción de biogás. 1: biodigestor primario, 2: biodigestor secundario, 3: tanque de descarga, 4: cámara de ingreso, 5: playa de silaje, 6: pozo de bombeo, 7: power house, 8: criaderos, 9: camión cisterna, 10: sistema de purificación.

Fuente: extraída de TecnoRed energy <https://www.tecnoredenergia.ar/esp/bioenergia.html>

El proceso anaeróbico está conformado principalmente por cuatro etapas (figura 11): *hidrólisis*, *acidogénesis*, *acetogénesis*, *metanogénesis*, en los cuales la materia orgánica es degradada hasta  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ .

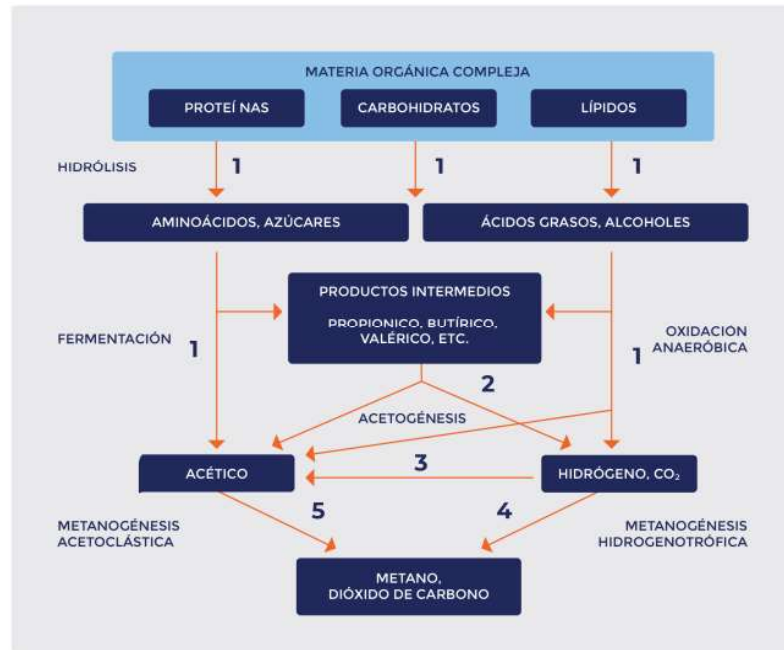


Figura 11: proceso de obtención de biogás. Los números indican la población bacteriana involucrada: 1. Bacterias fermentativas; 2. Bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3. Bacterias homoacetogénicas; 4. Microorganismos metanogénicos hidrogenotróficos; 5. Microorganismos metanogénicos acetoclásticas.

Fuente: Pavlostathis & Giraldo Gómez, 1991.

#### *Primera etapa: hidrólisis.*

Durante esta primera etapa macromoléculas complejas como proteínas, carbohidratos y grasas son transformados mediante reacciones oxido-reducción en moléculas solubles como aminoácidos, glúcidos y ácidos grasos

La hidrólisis es un proceso que depende fundamentalmente de la temperatura, tiempo de retención hidráulica, composición del sustrato, pH del medio. Esta etapa puede resultar limitante, en digestión de lodos o residuos sólidos (Aguilera, 2017).

#### *Segunda etapa: acidogenesis.*

En esta etapa, las bacterias acidogénicas fermentan los sustratos generados en la etapa anterior dando como resultado ácido acético, fórmico e hidrógeno (H<sub>2</sub>) que serán usados por los microorganismos metanogénicos; además de compuestos volátiles como láctico, etanol, propiónico, butírico que serán oxidadas por bacterias acetogénicas (Aguilera, 2017).

#### *Tercera etapa: acetogénesis.*

La acetogénesis es el proceso por el cual se da la producción de acético, el cual explica el 70% del metano producido, por ende, el acético es considerado precursor principal del CH<sub>4</sub>. Esta etapa se divide en dos vías llamadas acetogénesis **acidoclástica** y **hidrogenoclasticas**.

En la primera parte se produce acético a partir de los ácidos grasos volátiles (AGV) formados en la etapa acidogénica ya que los AGV no pueden ser transformados a CH<sub>4</sub> sin este paso previo. Sin embargo, existen compuestos como el metanol y el ácido fórmico que pueden ser convertidos en metano de manera directa.

La otra vía es la acetogénesis hidrogenoclasticas que se basa en la conversión del hidrógeno formado durante las etapas anteriores a acetato con el fin de lograr que los niveles de H<sub>2</sub> se mantengan dentro del intervalo apropiado (Expósito Vélez, 2004).

#### *Cuarta etapa: metanogénesis.*

En esta etapa participan microorganismos metanogénicos, formado principalmente por Archeobacterias. Dos grupos actúan en esta etapa; por un lado un grupo realiza una **metanogénesis hidrogenotrófica** en la cual transforma el H<sub>2</sub> en metano y por otro lado un grupo de bacterias transforma el acetato en metano mediante una **metanogénesis acetoclástica** correspondiente al 70% del CH<sub>4</sub> producido.

#### 1.5.3.3 Condiciones para la producción de biogás.

El proceso anaeróbico, requiere determinadas condiciones para su correcto funcionamiento. Entre estas condiciones es fundamental recalcar el tipo de materia prima, porcentaje de sólidos, presencia de elementos tóxicos, presión del sistema, temperatura del reactor, tiempo de retención y pH de la solución (Expósito Vélez, 2004). A continuación, se destacan los más relevantes y condicionantes del proceso.

#### *Tipo de sustrato utilizado.*

Debido a que es un proceso anaeróbico los microorganismos extraen del carbono la energía para su metabolismo siendo el nitrógeno el nutriente usado para la síntesis celular. En este sentido, es importante mantener una relación C: N óptima entre 25 - 30. Relaciones por encima o por debajo de este rango puede condicionar el proceso demorándolo. Así mismo investigaciones realizadas por Expósito Velez (2004) y Bres y colaboradores (2018) demuestran que cuando las concentraciones de nitrógeno amoniacal superan los 2000 mg/lit, pueden suceder fenómenos de inhibición de la fase metanogénica. De igual manera, las altas concentraciones de sulfato en el sustrato promueven la actividad de los microorganismos sulfato reductores, los cuales compiten por el sustrato con las archeas metanogénicas (Beily et al., 2023)

#### *Temperatura y tiempo de retención.*

El proceso de obtención de biogás puede ser llevado a cabo en diferentes intervalos de temperatura. De esta manera se pueden mencionar los tres principales rangos de temperatura utilizados en los procesos anaeróbicos:

Psicrofílicos: se identifica en un rango de temperatura hasta los 10 - 26C, siendo un proceso estable pero marcadamente lento en comparación con los otros dos.

Mesofílicos: Los microorganismos actúan entre los 29 a 37 °C, este rango se caracteriza por ser metabólicamente eficiente y estable.

Termofílicos: se caracteriza por tener un rango de temperatura entre 40 a 65 °C teniendo un óptimo de 55 °C (Exposito Velez, 2004). Este rango se caracteriza por ser altamente eficiente en la degradación de los compuestos orgánicos, pero inestable.

La duración del proceso de digestión es inversamente proporcional a la temperatura del reactor. Esto significa que a medida que aumenta la temperatura la duración del proceso disminuye.

#### *Nivel de pH.*

Para que se lleve a cabo el proceso anaeróbico, el pH del medio debe estar entre 6,5-8,5. Sin embargo, el pH óptimo se encuentra en un rango más estrecho entre 7,1-7,5. Tal como se mencionó anteriormente, la etapa acidogénica genera AGV que pueden producir un descenso del pH. Sin embargo. Algunos autores remarcan que la cantidad de biomasa actúa como un buffer frente a estos cambios de pH (Expósito Vélez, 2004).

#### 1.5.3.4 Productos obtenidos durante el proceso anaeróbico.

El proceso anaeróbico genera dos subproductos altamente valorizables, por un lado, el biogás, rico en metano, el cual puede ser utilizado como energía; y por otro el digerido anaeróbico. El digerido se caracteriza por tener un elevado contenido de macro y micronutrientes y agua, por lo que normalmente las plantas de tratamiento suelen tener sistemas de separación. Los sistemas de separación sólido-líquido generan una fracción sólida digerida (FSD) y una fracción líquida digerida (FLD). La figura 12, detalla las características de cada fase del digerido anaeróbico.

El digerido posee un contenido de materia orgánica con mayor estabilidad biológica frente al material original y con mayor inocuidad. El proceso conserva los nutrientes presentes en el material original transformándolo en formas inorgánicas que pueden ser asimilables por las plantas o rápidamente mineralizadas para estar disponibles. No obstante, los parámetros fisicoquímicos del digerido pueden variar considerablemente cuando comparamos muestras de diferentes establecimientos. El fundamento radica, en que la composición final dependerá de varios factores como el proceso de producción de biogás, entre otros factores.

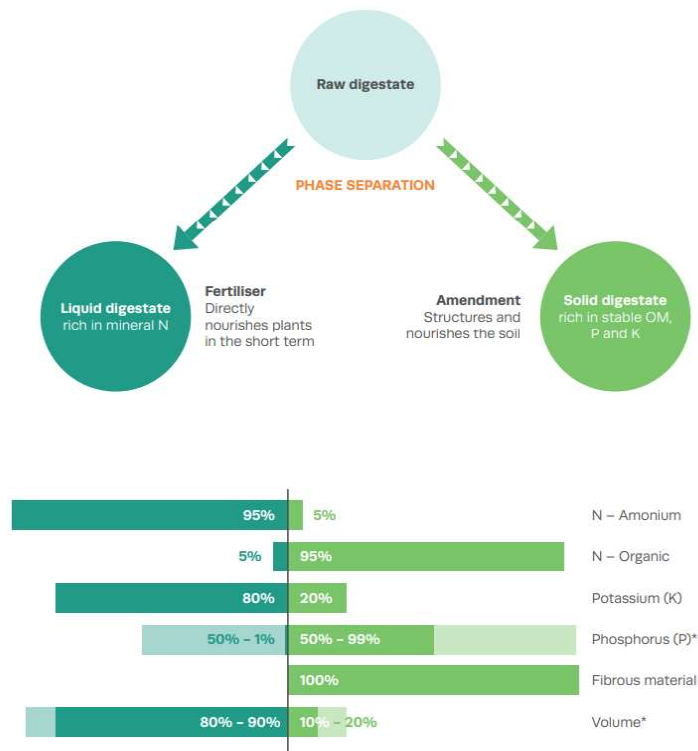


Figura 12: proceso de separación del digerido.

Fuente: Decorte et al., 2024

## 1.6 Uso del digerido porcino como fertilizante.

Para la utilización de digeridos como fertilizantes o enmienda de suelo, es necesario que este cumpla con una serie de requisitos de calidad mínimos. Entre las principales características se pueden nombrar: baja cantidad de materia orgánica fácilmente degradable, que sea un producto higienizado, concentración de nutrientes conocida y mínimo volumen. El elevado contenido de humedad del digerido permite el uso como fertilizante líquido, aunque su implementación en equipos de fertirriego puede producir obstrucciones dificultando así su uso; surgiendo así la necesidad de la realizar una separación sólida-líquida. Sumando a esto, la susceptibilidad del digerido en cuanto a pérdida de amoníaco por volatilización es elevada por lo que debe ser considerado a la hora de realizar aplicaciones (Calderón et al., 2014).

### 1.6.1 Digerido líquido.

Tras realizar la separación física del digerido, la FLD puede ser utilizada como fertilizante en explotaciones donde haya sistemas de fertirriego. No obstante, se debe considerar el uso de un sistema de filtrado previo (Calderón et al., 2014). La FLD es rica en nitrógeno como forma amoniacal, potasio y fósforo; y menor contenido de materia orgánica (Decorte et al., 2024).

### 1.6.2 Digerido Sólido.

Por otro lado, la FSD es interesante como potencial enmienda agrícola para suelos degradados. La FSD se caracteriza por poseer elevado contenido de nitrógeno orgánico, materia orgánica y fósforo (Decorte et al., 2024). Sin embargo, el digerido sólido puede ser sometido a un proceso de estabilización a través de un secado y posterior pelletizado. También puede ser estabilizado mediante el compostaje para así obtener un producto con valor agregado y estable en el tiempo (Calderón et al., 2014).

Si bien los digeridos poseen numerosas ventajas, es fundamental reconocer sus límites en cuanto a su uso. Debido a la versatilidad de los digeridos, la resolución nro. 19/2019 del ministerio de ambiente de desarrollo sustentable, provee una serie de parámetros de calidad que deben considerarse para que los mismos puedan usarse de forma que no generan un daño al ambiente. La tabla 4 muestra los parámetros establecidos en la norma técnica argentina.

PARAMETRO	INDICADOR	VALOR LIMITE	METODOLOGÍA
Patógenos	Coliformes fecales	< 1000 NMP/g MF	TMECC 07.01-B
	<i>Escherichia coli</i>	Ausencia (*)	TMECC 07.01-C; APHA-AWWA-WPCF. Met. 9260
	Helmintos	1 huevo viable/litro de digerido	TMECC 07.04-A
	<i>Salmonella</i>	< 3 NMP/4g MF	TMECC 07.02-A; APHA-AWWA-WPCF. Met. 9260
Materia orgánica y nutrientes	pH (upH)	6,5-8,5	APHA-AWWA-WPCF. Met. 4500 B
	CE (dS/m)	declarar	APHA-AWWA-WPCF. Met. 2510 B.
	Materia orgánica (MO)	> 40%	APHA-AWWA-WPCF. Met. 2540 E.
	N-Total	declarar	APHA-AWWA-WPCF. Met. 4500 Norg B
	N-NH4 <sup>+</sup>	declarar	APHA-AWWA-WPCF. Met. 4500-NH3 B y E; F
	P - total	declarar	TMECC 04.12; EPA-M3015; TMECC 04.03; APHA-AWWA-WPCF. Met. 3111; 3120
	K <sup>+</sup> - total	declarar	TMECC 04.12; EPA-M3015; TMECC 04.04; APHA-AWWA-WPCF. Met. 3111; 3120
	Na <sup>+</sup> soluble	declarar	TMECC 04.05; TMECC 04.15; APHA-AWWA-WPCF. Met. 3111; 3120
Cl <sup>-</sup> soluble	declarar	APHA-AWWA-WPCF. Met. 4500-Cl- B	
Estabilidad (Se deben presentar al menos dos)	Ácidos Orgánicos Totales (AOT)	≤ a 1500 mg/L	EPA, M204A; APHA-AWWA-WPCF. Met. 6210
	Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	<0,43 g DQO/g MO	Jenkins et al., 1991; Walker et al., 2010. OFW004-005 - WRAP; APHA-AWWA-WPCF. Met. 6210
	A1 <sub>a</sub> (consumo acumulado de oxígeno en 4 días)	< 10 mg O <sub>2</sub> /g MS	ASTM, 1996
	Biogás Residual	<0,25 L/g MO	Walker et al., 2010. OFW004-005 - WRAP
	Índice Respirométrico Dinámico (IRD)	< 1 mg O <sub>2</sub> /g MO/h	Adani, F. et al, 2004.
	Índice Respirométrico Estático (IRE)	≤ 0,5 mg O <sub>2</sub> /g MO. h	TMECC 05.08
Impurezas (>2mm)	Vidrio, metal, plástico	≤ 0,5% MS	TMECC 02.02-C
Elementos potencialmente tóxicos (mg/kg MS)	Arsénico	15	TMECC 04.06
	Cadmio	1,5	
	zinc	300	
	Cobre	150	
	Cromo Total	100	
	Mercurio	0,7	
	Níquel	30	
Plomo	100		

Tabla 4: parámetros de calidad de digeridos establecidos por el artículo 9 anexo V.

Fuente: Infoleg, 2024.

Trabajos realizados por la secretaria de agricultura ganadería y pesca en colaboración con el INTA sobre el uso de digeridos porcinos en el suelo, demostraron que su aplicación generó incrementos estadísticamente significativos del zinc (Zn) y cobre (Cu). Por este motivo resulta importante monitorear las concentraciones en el suelo, de estos cationes a lo largo del tiempo, ya que si estos se encuentran en concentraciones elevadas pueden

generar fitotoxicidad. Según la resolución 19/2019 en su anexo VII, considera que concentraciones en el suelo por encima de 150 y 50 mg kg de MS<sup>-1</sup> de Zn y Cu respectivamente, pueden ser potencialmente tóxicos, por lo cual en estos casos se limita la aplicación de los digeridos (Infoleg, 2024).

### 1.7 Estado de arte.

Según un relevamiento realizado por las Naciones Unidas, la población mundial tiene una proyección de crecimiento de 2000 millones para el año 2050, lo cual debe ser acompañado de un incremento en la producción de alimentos. Sin embargo, estos aumentos no son acompañados con la disponibilidad de recursos no renovables, como los combustibles fósiles (gas natural, petróleo y carbón), recursos mineros, entre otros (Mortola et al., 2022). Así mismo, el crecimiento de la actividad agropecuaria está asociado al aumento en la generación de gases de efecto invernadero (GEI) y a la utilización de insumos, en particular los fertilizantes sintéticos. Además, América Latina y el Caribe importan aproximadamente el 85% de los fertilizantes sintéticos que utiliza, lo cual lo hace muy dependiente del mercado externo (CEPAL, FAO, & IICA, 2023). Según informes del Fertilizer Market overview, en Argentina se proyecta una clara tendencia de crecimiento de los fertilizantes nitrogenados y fosforados para el periodo comprendido entre 2023-2027, destacando que estos tipos de fertilizantes provienen de recursos no renovables. En este contexto, a nivel mundial se comenzó a observar una tendencia de concientización por parte de los productores sobre la manera de producir, tendiendo a buscar formas más sustentables, que fomenten la transición circular, y paralelamente reduzcan los costos de producción. Así mismo, la Argentina ha suscrito a tratados internacionales que estipulan diversas acciones que deben realizarse con el fin de limitar el calentamiento global mediante la reducción de emisiones de GEI. Por lo expuesto, surge tanto a nivel nacional como internacional, la necesidad de buscar fuentes secundarias que puedan sustituir los fertilizantes inorgánicos actuales. Es así como la producción de fertilizantes de base biológica, generados a partir de recursos renovables, como los residuos pecuarios, promueven el aprovechamiento sostenible de los recursos biológicos, agrega valor a los productos generados y fomenta los procesos que reducen la producción de GEI.

La Argentina debe beneficiarse del potencial que tiene el país en disponibilidad de biomasa residual y de desecho en los sectores agrícola - ganadero, para impulsar el desarrollo de bio economías. Argentina, desde hace algunos años promueve diversas tecnologías para el aprovechamiento de las biomásas residuales. Dentro de las más fomentadas y con mayor auge, se encuentra la tecnología de biogás como sistema de tratamiento para la producción de energía y valorización agronómica. En este sentido, a nivel mundial y nacional, existen investigaciones sobre el uso de digeridos como reemplazo de la fertilización inorgánica.

A nivel internacional diversos autores han trabajado en la dinámica de mineralización del carbono y nitrógeno en digeridos porcinos en el suelo. Reuland y colaboradores (2022), demostraron que los digeridos porcinos presentaron correlación entre la relación de nitrógeno amoniacal: nitrógeno total y el nitrógeno mineralizable, demostrando así su potencialidad como fertilizante. Así mismo, los digeridos presentaron un secuestro de carbono entre 51-81% del carbono total aplicado, demostrando así su capacidad para secuestrar carbono en el suelo. Sin embargo, es importante analizar las formas de nitrógeno que son asimilables por las plantas, como los nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Albuquerque y colaboradores (2011) demostraron que durante los primeros días de la aplicación del

digerido la concentración de nitratos como de amoníaco disminuye debido a una fijación microbiológica. Sin embargo, a partir de los 7 días observaron un incremento de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  producto de la nitrificación, y una disminución de la fracción de nitrógeno amoniacal demostrando, así, la mineralización del nitrógeno. En cuanto a comparaciones entre aplicaciones de digeridos y efluentes sin estabilizar, Risberg y colaboradores (2017), observaron que los efluentes sin estabilizar aplicados al suelo generaban una inhibición del proceso oxidativo del amonio comparados con los suelos donde se había aplicado el digerido. Este proceso es fundamental ya que es el primer paso en el proceso de nitrificación. Además, dichos autores concluyeron que la razón por la cual los efluentes presentan bajo potencial oxidativo del amonio era debido a la presencia de un alto contenido de ácidos grasos volátiles (AGV) que inhiben el proceso. Así mismo, observaron que la presencia de metales pesados podría generar la inhibición de este proceso.

En lo que respecta a nivel nacional, es necesario investigar más acerca del efecto tanto de digeridos como de efluentes porcinos en el suelo a largo plazo. No obstante, trabajos realizados por Mórtola y colaboradores (2022) mostraron, en ensayos de pastura, rendimientos superiores del peso fresco y seco de los tratamientos con digerido líquido en relación con el efluente porcino y al fertilizante químico. El beneficio de los digeridos sobre el rendimiento fue atribuido a su contenido de macronutrientes, especialmente las formas disponibles de nitrógeno, así como la concentración de otros macronutrientes como el P y K. Además de los macronutrientes, los digeridos son una fuente de micronutrientes esenciales que pueden afectar positivamente el crecimiento de las plantas o negativamente si se encuentran en elevadas concentraciones. Pegoraro y colaboradores (2023) encontraron incrementos significativos de nitrógeno orgánico como de fósforo soluble al aplicar efluente porcino sobre el suelo. Así también, observaron incrementos significativos de sodio y de la conductividad eléctrica (CE) pudiendo generar un serio problema en el suelo. No obstante, los autores no observaron incrementos significativos de la CE como del sodio intercambiable, pudiendo concluir que el proceso de digestión podría ayudar a reducir esta problemática. Además, Carrizo y colaboradores (2014), estudiaron la aplicación de efluentes porcinos sobre un cultivo de maíz, en Santa Fe, Argentina. Durante este trabajo se observó un incremento considerable en la productividad del cultivo, modificaciones de las propiedades químicas del suelo (aumento de la materia orgánica, del nitrógeno total, del fósforo disponible, y la concentración de Ca y Mg intercambiable), mientras que de las características físicas sólo se verificaron modificaciones de la resistencia mecánica. Riera (2019), estudió los efectos de la aplicación de efluentes porcinos sin estabilizar sobre un cultivo de maíz y el suelo. En su estudio, se pudo observar que el aporte de fósforo a través de los efluentes porcinos sin estabilizar fue superior a la demanda del cultivo, produciendo una acumulación en el suelo debido a su capacidad de adsorción sobre la fracción mineral generando un efecto de acumulación de fósforo residual. Así mismo, el mismo autor, evidenció un aumento en el contenido de sodio intercambiable que es atribuible al efluente sin estabilizar. Si bien no generó mermas en el rendimiento del cultivo de maíz, a largo plazo puede generar fitotoxicidad en las plantas y aumentar la conductividad eléctrica del suelo. Además, el contenido de esta nutriente afecta el pH en solución del suelo generando así un efecto negativo sobre la disponibilidad de nutrientes como fósforo y nitrógeno. Por otro lado, en el mismo estudio se observó un aumento de la concentración de zinc en el suelo en los tratamientos con agregado de efluente sin estabilizar. El zinc es un micronutriente muy necesario para el desarrollo vegetal del que normalmente los suelos carecen. Sin embargo, se debe considerar que elevadas concentraciones de este micronutriente pueden resultar fitotóxicas para el cultivo por ende deben monitorearse.

Por otro lado, se evidencia un incremento en el uso de digeridos y efluentes en cultivos extensivos. En este sentido, el uso de estas enmiendas como reemplazo de la fertilización sintética en cultivos intensivos con uso de sustrato, es una alternativa interesante a ser evaluada. Un sustrato es un material poroso que colocado en un contenedor proporciona anclaje, oxígeno y agua a la planta (Svartz & Raimundo, 2022). Los sustratos son muy utilizados en las producciones intensivas como la horticultura, citricultura, floricultura y producción forestal. Los materiales comúnmente usados como sustrato son la turba, el compost de corteza de pino, la fibra de coco y el compost de resto de poda (Barbaro 2023). Sin embargo, el empleo de digeridos y efluentes en sustratos para plantas ha sido poco estudiado tanto a nivel nacional como internacional. Rubio y colaboradores (2022) evaluaron el uso de digerido porcino como fertilizante en cultivos de petunia (*Petunia hybrida*) y coral (*Salvia splendens*). En este trabajo se evidenció una tendencia a mayor rendimiento floral en los tratamientos con aplicación de digeridos.

En base a todo lo expuesto anteriormente, la necesidad de encontrar fuentes alternativas para reemplazar total o parcialmente a los fertilizantes de base inorgánica se vuelve primordial como forma de reducir la dependencia actual de los fertilizantes sintéticos, la generación de gases de efecto invernadero, y revalorizar los residuos pecuarios. Además, dado que los fertilizantes de base inorgánica son recursos no renovables, encontrar fuentes alternativas para reemplazarlos será importante a largo plazo para las futuras generaciones. El uso de residuos provenientes de actividades agropecuarias, puede ser una forma interesante para sustituir a los fertilizantes inorgánicos ya sea total o parcialmente. Dada la necesidad de buscar fuentes alternativas de fertilización, la importancia de estudiar el efecto de estos residuos sobre el suelo y el ambiente se vuelve primordial. La tendencia mundial acerca del tratamiento de los efluentes agropecuarios se ha vuelto una temática central a la hora de hablar de economía circular. En la Argentina, cada vez son más las plantas de biogás (digestión anaeróbica), que se instalan para el tratamiento de residuos agropecuarios y agroindustriales. Como consecuencia del proceso anaeróbico, se generan dos efluentes, uno gaseoso como es el biogás, utilizado como energía y uno líquido, el digerido. El digerido, tiene capacidad potencial como fertilizante o como enmienda agrícola. No obstante, tal como se mencionó anteriormente, la necesidad de investigar su uso es importante para estudiar los efectos en el ambiente y en la producción de los cultivos.

## 2 Hipótesis.

El digerido líquido porcino sustituye a los fertilizantes inorgánicos utilizados en cultivos intensivos.

## 3 Objetivo general:

Evaluar la aptitud de un efluente y un digerido porcino como sustituto de la fertilización inorgánica en cultivos intensificados.

Objetivos específicos:

- a) Evaluar las características fisicoquímicas y microbiológicas de la fracción líquida de un digerido y un efluente porcino.
- b) Evaluar la dinámica del amonio, nitrato y fósforo soluble de un efluente y un digerido porcino en un ensayo de incubación controlada en un sustrato.
- c) Analizar los efectos de la aplicación de digeridos y efluentes porcinos sobre cultivos intensivos florales y el sustrato utilizado.

## 4 Materiales y métodos.

### 4.1 Procedimiento.

Este trabajo se desarrolló en 3 etapas haciendo referencia a los objetivos propuestos anteriormente. Las etapas se desarrollan a continuación:

- I. Determinación de las características físicas, químicas y microbiológicas del efluente porcino (EP) y del digerido líquido porcino (DLP) extraído de una granja porcina ubicada en la Provincia de Buenos Aires.
- II. Ensayo de incubación controlada del EP y DLP sobre un sustrato, para evaluar la dinámica de mineralización del nitrógeno y fósforo.
- III. Aplicación de EP y DLP sobre dos cultivos florales, para determinar el efecto de las aplicaciones sobre su crecimiento

### 4.2 Localización del área de estudio.

Tanto las muestras de efluente porcino como las de digeridos líquidos porcinos, fueron extraídas de una granja porcina de ciclo completo (cría-recría-terminación), ubicada en la provincia de Buenos Aires. El establecimiento está conformado por 7000 madres en producción.

### 4.3 Extracción de muestras.

El efluente porcino es acumulado en las fosas de los galpones de confinamiento, ubicadas debajo de los pisos enrejillados o "slat" (figura 13). En las fosas caen los desechos como orina, estiércol, restos de alimento y agua. A medida que estos se van acumulando, a través de un sistema de pendiente van siendo extraídos con la ayuda de una bomba estercolera y enviados hacia el tanque de eculización (figura 14). Aquí los efluentes son homogeneizados para la posterior alimentación del reactor anaeróbico. Este último punto, fue elegido el lugar de extracción de las muestras de efluente porcino para su posterior caracterización. Una vez extraídas, las muestras fueron colocadas en bidones de 20 litros, refrigeradas a 4 °C y enviadas al Laboratorio de Transformación de los Residuos (LTR) del Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMyZA), INTA Castelar, Buenos Aires, para su posterior análisis.

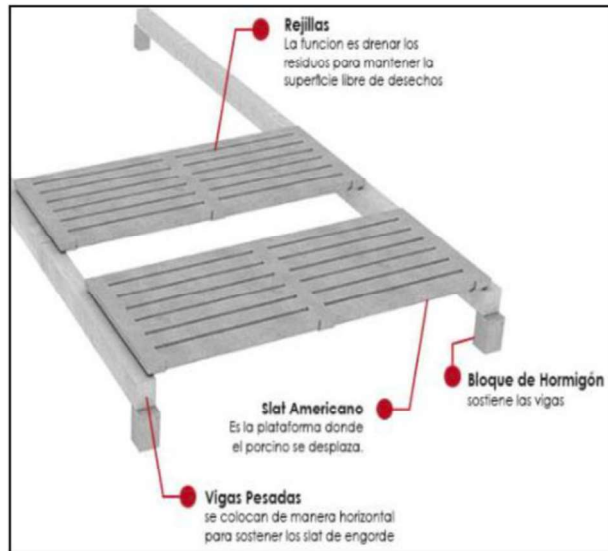


Figura 13: diagrama de la estructura de un piso tipo "slats".

Fuente: Riera, 2019.



Figura 14: Punto de extracción del efluente porcino (tanque de eculización).

Por otro lado, la muestra de digerido líquido porcino fue tomada a la salida del sistema de separación de fases que posee el sistema de tratamiento. Este es un equipo que procesa el digerido por medio de un tratamiento de separación física (figura 15) dando como resultado una fracción sólida y otra líquida. Las muestras de DLP, fueron recolectadas en bidones de 20 litros y refrigeradas 4 C, para ser enviadas junto con los efluentes porcinos al laboratorio para su análisis. En el laboratorio, las muestras de DLP y

EP fueron analizadas según el punto 4.6.1 y utilizadas para los ensayos de mineralización y el ensayo en cultivo de copete y coral.



Figura 15: sistema de separador de fases (sólido líquido) en establecimiento porcino.

#### 4.4 Ensayo de mineralización del nitrógeno y fósforo.

El estudio de la mineralización del nitrógeno (N) y fósforo (P) del EP y DLP, fue llevado a cabo en un ensayo de incubación controlada conocido como microcosmos. El mismo fue realizado sobre un sustrato compuesto por 40 % de turba, 40 % de compost de corteza de pino y 20 % de compost de residuo de poda (figura 16). El sustrato fue realizado en el Laboratorio de Sustratos del Instituto de Floricultura, INTA – CNIA. Asimismo, se realizaron mediciones de humedad y se reguló la misma a 50 % m/v acorde a lo propuesto por Reuland y colaboradores (2022). A continuación, se detalla la caracterización inicial del sustrato propuesto (tabla 5):

Variable	n	Media	Desvío estándar (DE)
pH	3	4,77	0,12
CE (dS/m)	3	0,48	0,02
N-NO <sub>3</sub>	3	38,5	2
Ps	3	39,53	6,65

Tabla 5: caracterización inicial del sustrato empleado en el ensayo de incubación y cultivo floral. Los resultados para nitratos y fósforo soluble se hallan expresados en mg/ L. (CE (dS/m): conductividad eléctrica; N-NO<sub>3</sub>: n-nítrico; Ps: fósforo soluble)



Figura 16: sustrato utilizado en ensayo de microcosmos.

Para la evaluación del N y P, se prepararon 120 frascos de un volumen de 180 ml (5 tratamientos x 5 momentos de muestreo x 4 réplicas). Primero se colocaron 66,6 gramos de sustrato en cada frasco previamente rotulado, lo que equivale a 180 ml de volumen (densidad de 0,37 gr/ml). Los tratamientos fueron diagramados de la siguiente manera:

1. *T0: control, agua destilada.*
2. *T1: DLP en dosis alta (200 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).*
3. *T2: DP dosis baja (100 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).*
4. *T3: EP dosis alta (200 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).*
5. *T4: EP dosis baja (100 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).*
6. *T5: Fertilizante químico (200 mg/L N).*

Debido a que la mayor proporción del N soluble en el DLP y el EP se encontraba en forma amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), las dosis de aplicación se establecieron en función de este, expresadas como miligramos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por litro de sustrato. En cuanto al fertilizante químico, la dosis se estableció en función de la concentración de N soluble, nítrico y amoniacal ya que el 60 % del N era N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y el 40 % restante N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. El fertilizante químico utilizado estaba compuesto por la combinación de fertilizante soluble 1 g.l<sup>-1</sup> de Hakaphos Rojo® (en %: 18 de N, 8 de P, 15 de K, 0,8 de S, 0,7 de Mg, y menos de 0,05 de Fe, Cu, Zn, Mn, B y Mn) y 0,2 g/l de Nitrato de Calcio (16,5 % de N, 19,5 % de Ca). Una vez preparado cada tratamiento, cada uno de los vasos de 180 ml de volumen fueron recubiertos con Parafilm perforado para favorecer el intercambio gaseoso (figura 17).



Figura 17: vasos recubiertos con Parafilm recién extraídos para ser evaluados.

Los mismos fueron colocados dentro de una incubadora (figura 18) en oscuridad y a temperatura constante de  $25 \pm 1$  °C. A fin de mantener los niveles de humedad propuestos inicialmente, se realizaron riegos semanales con agua destilada (Alburquerque et al, 2012). Los mismos se realizaron pesando cada vaso y completando con agua hasta llegar al peso inicial de 104,6 gramos.



Figura 18: incubadora seteada a  $25 \pm 1$  °C con los frascos dentro.

(Laboratorio de transformación de residuos, IMyZA-INTA Castelar).

La duración del ensayo fue de 49 días. Se tomaron muestras destructivas a los 0, 3, 7, 14, 28 y 49 días de transcurrido el ensayo con el fin de evaluar pH y CE, contenido de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y P disponible, en cada tratamiento. La tabla 6 detalla las fechas de realización de cada muestreo:

Días	0	3 (M1)	7 (M2)	14 (M3)	28 (M4)	49 (M5)
Fechas	5-may-23	8-may-23	12-may-23	19-may-23	2-jun-23	23-jun-23

Tabla 6: días desde el inicio del ensayo y fechas de muestreo para cada momento.

#### 4.4.1 Cálculos de dosis de N.

Una vez determinada la concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> del EP y DLP, se realizaron los cálculos correspondientes para llegar a una dosis objetivo de 200 y 100 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Para el cálculo de la concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se utilizó la ecuación N° 1:

$$[N-NH_4^+] = \frac{\text{volumen de sustrato} * [N-NH_4 \text{ objetivo}]}{1000 \text{ ml}} \quad (\text{Ec. 1})$$

#### 4.4.2 Cálculos de volumen de DLP.

Ya conocidas la concentración objetivo de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se realizaron los cálculos pertinentes para conocer el volumen de DLP a colocar en cada vaso. Para el caso del T1 se aplicó 22,05 ml de DLP en cada vaso. Para el cálculo de volumen de DLP se utilizó la ecuación N° 2:

$$\text{Vol. de DLP (ml)} = \frac{[N-NH_4 \text{ objetivo}] * 1000 \text{ ml}}{[\text{mg N-NH}_4 \text{ del DLP}]} \quad (\text{Ec. 2})$$

Para el T2 se aplicaron 22,05 ml de una dilución a la mitad del DLP ya que la dosis objetivo era la mitad del T1.

#### 4.4.3 Cálculos de volumen de EP.

Para el caso de T3 se colocaron 22,05 ml de una dilución hecha a partir de EP y agua destilada. Para la preparación de la dilución se utilizó la ecuación N° 3:

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2 \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde:

- C1: concentración inicial de la solución
- V1: volumen inicial de la solución
- C2: concentración final de la solución
- V2: volumen final de la solución

En el caso del T4 se aplicaron 22,05 ml de una dilución a la mitad con agua destilada del EP utilizado para el T3.

#### 4.4.4 Cálculos de volumen de fertilizante.

Para el T5 se aplicó 22,05 ml de fertilizante. El fertilizante utilizado estaba compuesto por 7,67 ml de Hakaphos@rojo y 1,64 gr de nitrato cálcico, en un 1 lt de agua destilada.

#### 4.5 Ensayo en cultivo de copete y coral.

El objetivo de este ensayo fue evaluar la aplicación y efecto del DLP y el EP sobre cultivos florales y sobre el sustrato utilizado. Este ensayo fue realizado en el Instituto de Floricultura. INTA CNIA (figura 19). Se trabajó con dos especies florales: *Tagetes patula* y *Salvia splendens*. Ambas especies son conocidas por su nombre vulgar como copetes y corales, respectivamente. El ensayo comenzó el 24 de agosto de 2023 y finalizó el 9 de octubre de 2023, con una duración total de 46 días.



Figura 19: invernáculo donde se realizó el ensayo.

(Instituto de Floricultura, INTA Castelar).

Para la realización del ensayo, primero, se colocaron los plantines en macetas, previamente rotuladas, con el sustrato indicado en el punto 4.4. Las mismas fueron regadas con agua el día de inicio dado que el trasplante es un momento crítico para la planta (figura 20).

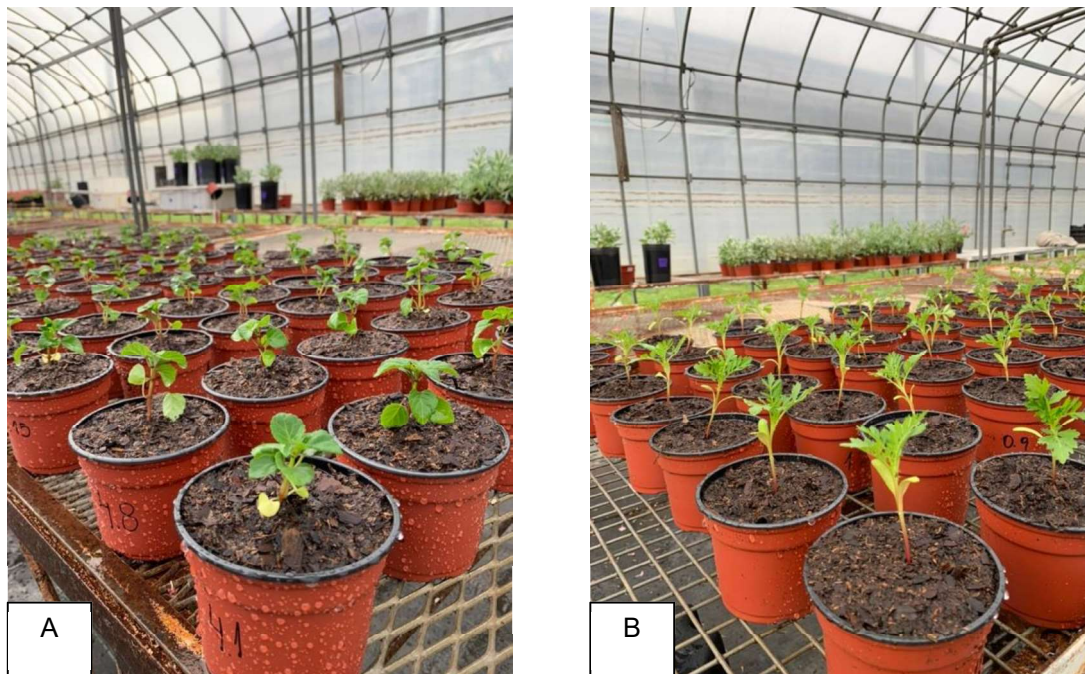


Figura 20: plantines de coral (A) y de copete (B) recién trasplantados y regados.

(Instituto de Floricultura, INTA Castelar).

El ensayo consistió en 90 macetas (370 ml de capacidad) por especie floral, dando un total de 180 macetas dispuestas de manera aleatorizada (figura 21). Para cada especie se realizaron 6 tratamientos con 15 réplicas cada uno. Los tratamientos consistieron en la aplicación del DLP, EP y fertilizante inorgánico diluidos con agua destilada con el objetivo de alcanzar diferentes concentraciones de N-NH<sub>4</sub> en el caso de los DLP y EP, y de N soluble (nitrógeno y amoniacal) en el caso del fertilizante químico. Los tratamientos aplicados fueron los siguientes:

1. T0: control, agua destilada.
2. T1: DLP en dosis alta (200 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).
3. T2: DP dosis baja (100 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).
4. T3: EP dosis alta (200 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).
5. T4: EP dosis baja (100 mg/L N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).
6. T5: Fertilizante químico (200 mg/L N-).



Figura 21: ensayo de coral y copete, al inicio.

(Instituto de Floricultura, INTA Castelar).

En cada aplicación se agregaron 50 ml del tratamiento correspondiente (figura 22). Así mismo, se realizaron riegos para mantener los niveles de humedad óptimos (capacidad de campo). El esquema detallado de los días que se realizó la aplicación de los tratamientos y riegos se detallan en el anexo I.



Figura 22: momento de aplicación del tratamiento durante el ensayo.

(Instituto de Floricultura, INTA Castelar)

El día 9 de octubre de 2023 se realizó el levantamiento del ensayo tanto de copete como de coral (figura 23). Al finalizar el ensayo se realizó una caracterización fisicoquímica del sustrato (pH, CE,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{N-NH}_3^+$  y P soluble). Las metodologías empleadas para cada determinación se detallan en el punto 4.7. Luego, se midió sobre cada planta: la altura,

diámetro del tallo, peso fresco y seco, conteo de pimpollos y flores e índice SPAD. Las metodologías empleadas se detallan en el punto 4.8.



Figura 23: ensayo de copete próximo a cosechar.

(Instituto de Floricultura, INTA Castelar).

#### **4.6 Caracterización del digerido, efluente porcino y sustrato.**

##### **4.6.1 Métodos analíticos para el digerido líquido y efluente porcino.**

A continuación, se describen las metodologías analíticas utilizadas en el digerido líquido y efluente porcino empleados durante el ensayo de mineralización y del cultivo floral.

###### **4.6.1.1 Sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV).**

Los sólidos totales representan la cantidad de material restante luego de haber sido secado en una estufa a una temperatura de  $105 \pm 2^\circ\text{C}$ . Los sólidos totales incluyen los sólidos suspendidos totales, o porción de sólidos totales retenida por un filtro, y los sólidos disueltos totales, o porción que atraviesa el filtro.

La determinación de sólidos volátiles nos permite llegar a una aproximación del contenido de materia orgánica. Consiste en incinerar el material a  $550 \pm 50^\circ\text{C}$  proveniente de la determinación de ST.

La determinación de los sólidos totales y sólidos volátiles se realizó en base a la técnica 2540 B y E de *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA; 1992).

#### 4.6.1.2 pH y Conductividad eléctrica (CE).

El pH y la CE fueron medidos en base a las metodologías propuestas en el compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial (Martínez et al., 2021).

#### 4.6.1.3 Demanda química de oxígeno (DQO).

La DQO es una medida del equivalente de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica de un efluente o digerido, por un oxidante fuerte. De esta manera se estima el contenido de materia orgánica de efluentes como de digeridos (Martínez et al., 2021).

Este parámetro fue determinado según la técnica 5220D. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1999).

#### 4.6.1.4 Nitrógeno Kjeldahl (NTK).

El método de nitrógeno Kjeldahl permite determinar analíticamente el contenido de nitrógeno orgánico y el amoniacal de manera conjunta. La técnica consiste en la destrucción de la materia orgánica con ácido sulfúrico concentrado en presencia de catalizadores (figura 24), formando sulfato de amonio. Luego, el producto de la digestión se destila en exceso de hidróxido de sodio liberando amoníaco. Este es recogido en una solución de ácido bórico que posteriormente es titulada con una solución de ácido sulfúrico normalizada hasta pH 4,6 (figura 25 A y B). Este parámetro fue determinado según la técnica 4500 NORG-C *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1999).



Figura 24: digestión de las muestras a 400 C.

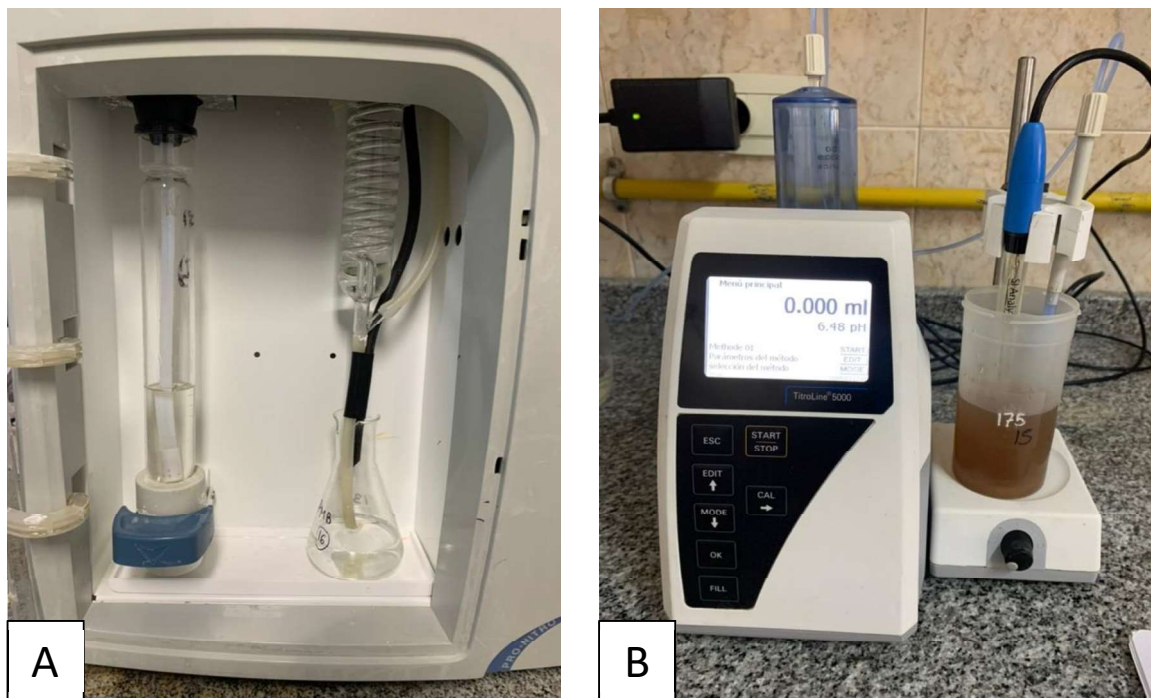


Figura 25: destilación del nitrógeno total (A); valoración con equipo de titulación (B).

#### 4.6.1.5 Nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

El nitrógeno amoniacal se produce en gran parte por la desaminación de compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la urea. Este parámetro es de gran relevancia ya que sirve para su valorización agronómica (Martínez et al., 2021).

El método es el mismo que el utilizado para destilar y valorar el nitrógeno total Kjeldahl, sin la digestión previa. La determinación se realizó sobre la fracción líquida, tomando 5 ml de muestra, previamente centrifugada. La muestra se destila por arrastre de vapor en exceso con hidróxido de sodio y se recoge en una solución de ácido bórico que posteriormente se titula con una solución de ácido sulfúrico valorada (figura 22B). Este parámetro fue determinado según la técnica 4500-NH<sub>3</sub> E. Método titulométrico. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (APHA, 1999).

#### 4.6.1.6 Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ).

Este parámetro se determinó mediante la técnica colorimétrica del ácido salicílico expuesta por Cataldo y colaboradores (1975). El complejo formado por nitración del ácido salicílico bajo condiciones fuertemente ácidas presenta una máxima absorción a 410 nm (figura 26). La absorbancia del cromóforo es directamente proporcional a la cantidad de  $\text{N-NO}_3^-$  en la muestra. La lectura se realizó con un espectrofotómetro visible (figura 27).

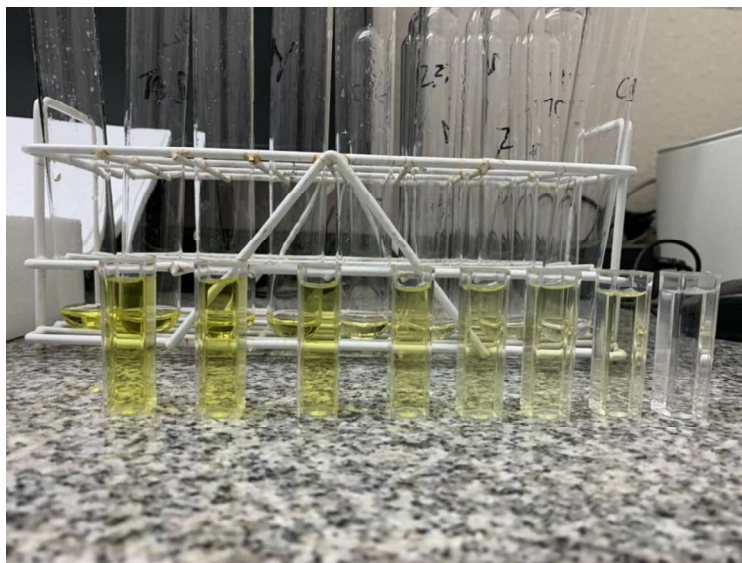


Figura 26: preparación de soluciones de calibración con solución patrón conocida.

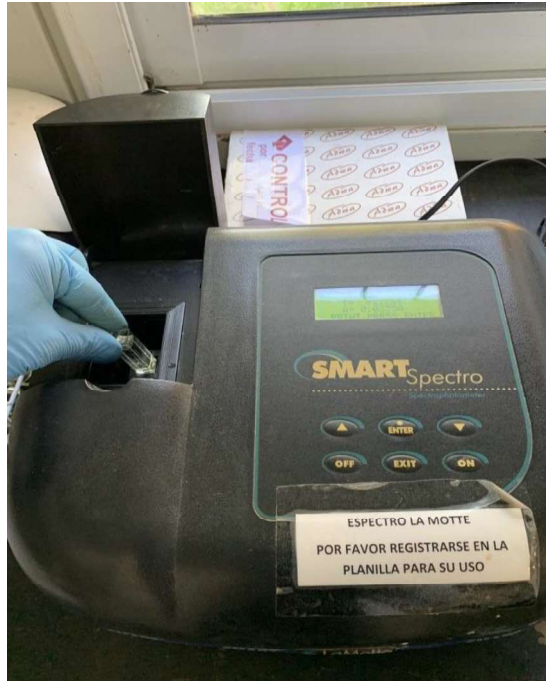


Figura 27: espectrofotómetro calibrado a 410 nm.

#### 4.6.1.7 Fósforo total.

La determinación del fósforo total se lleva a cabo mediante un proceso de 2 etapas:

- A. Digestión de la muestra en ácido mediante calentamiento por microondas para transformar el fósforo orgánico a ortofosfato.
- B. Medición del fósforo: es realizada mediante la técnica colorimétrica usando el ácido ascórbico.

La digestión de la muestra se realiza utilizando ácido sulfúrico junto con persulfato de potasio, en el microondas a una temperatura de 170 °C durante 30 minutos (Martínez et al., 2021). Una vez realizada la digestión se debe filtrar para así realizar la técnica analítica.

La medición del fósforo consiste en hacer reaccionar al molibdato de amonio y el tartrato de antimonio potásico en medio ácido con el ortofosfato para formar un ácido heteropoliácido fosfomolibdico que se reduce a azul de molibdeno de color intenso por el ácido ascórbico. Luego de 30 minutos se procede a realizar la medición a través de un espectrofotómetro a 880 nm. La determinación se llevó a cabo según la técnica 4500 A Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA, 1999).

#### 4.6.1.8 Fósforo soluble.

La determinación del fósforo soluble se determina mediante una técnica de dos pasos

- A. Filtración de la muestra por una membrana de 0,45 micrones.
- B. Determinación colorimétrica del fósforo soluble mediante el método del ácido ascórbico.

Para el punto A primero se centrifugó una muestra de DL y EP, para facilitar la filtración a través de un filtro de membrana de  $0,45\ \mu\text{m}$ . Luego se continúa con la determinación colorimétrica (Martínez et al., 2021). La medición del P soluble se realizó, al igual que el P total, a través de la técnica colorimétrica del ácido ascórbico detallada en el punto 1.3.1.7 (figura 28 y 29).



Figura 28: preparación de la curva de calibración preparada con una solución patrón conocida.



Figura 29: determinación de P soluble mediante técnica colorimétrica en muestras de DL y EP.

#### 4.6.1.9 Iones totales.

A partir del extracto obtenido en la digestión ácida por microondas, (punto 4.6.1.7), se determinó las concentraciones de iones totales (Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na, Zn) en un espectrofotómetro de absorción atómica marca VARIAN modelo 220 A. Las

determinaciones se llevaron a cabo en el Laboratorio de Sustratos del Instituto de Floricultura de CNIA-INTA Castelar.

#### 4.6.1.10 Iones solubles.

Los iones solubles se determinaron sobre una muestra filtrada (a través de un filtro de 0,45 micrones) al igual que en el punto 4.6.1.8. La determinación es realizada en el sobrenadante utilizando el mismo equipo que en el punto 4.6.1.9.

#### 4.6.1.11 Medición de biogás residual.

La medición de biogás residual se realizó siguiendo la metodología propuesta por PASS 110. Para ello se utilizaron 6 reactores de vidrio Schott- Duran de 500 ml volumen (figura 30), los cuales fueron llenados al 50% de espacio de cabeza. Cada reactor contiene en la parte superior, un tapón de plástico finalizado en una rosca Hembra de ¼ tipo NPT. Los reactores fueron colocados en una incubadora setada a una temperatura de  $34,5 \pm 0,5$  C tapada para evitar la entrada de luz y simular las condiciones de un reactor anaeróbico. El volumen de biogás generado diariamente (figura 31) fue medido por un transductor de presión, marca Novus. Los valores fueron expresados en CNPT ( $T=273^{\circ}\text{K}$ ,  $P=1$  atm).



Figura 30: reactores Schott-Duran colocados en la incubadora.



Figura 31: Medición del volumen de gas, mediante equipo manométrico.

Fuente: Beily 2015.

#### 4.6.1.12 Alcalinidad y ácidos grasos volátiles.

La alcalinidad establece la capacidad buffer del sistema y es expresada como mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ . La acidez, en cambio, muestra el contenido de ácidos grasos volátiles existentes dentro del sistema y es expresado como mg ácido acético/l. El análisis de ambos parámetros permite establecer una medida de la estabilidad del proceso anaeróbico. Para la operación efectiva y eficiente de los digestores anaeróbicos, se necesita una gran capacidad buffer que mantenga el pH entre 6,7-7,4.

Ambos parámetros fueron determinados según la metodología propuesta por Jenkins y colaboradores (1983).

#### 4.6.1.13 Determinaciones microbiológicas.

Para la caracterización microbiológica del DLP y EP se tomaron muestras para enviar al Laboratorio de bacteriología del Instituto de Patobiología del INTA Castelar. Se solicitaron análisis para aislar *Salmonella spp*, *Escherichia coli*, recuento de coliformes totales y coliformes termotolerantes.

Las muestras se suspendieron en agua peptonada y se procesaron para la obtención de coliformes totales, coliformes termotolerantes (mediante el método NMP por ml de muestra) y para confirmación de *Escherichia coli* (cultivo en placas EMB y MacConkey).

Para el recuento de coliformes totales, las muestras fueron determinadas mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples en caldo de Lauril Sulfato, incubación a 37 C por 48 hs. Para el recuento de coliformes termotolerantes, las muestras fueron determinadas mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples en caldo EC,

incubación a 44,5 C por 24 hs. En el caso de *Escherichia coli* se determinó mediante confirmación en placas EMB-MacConkey. Y por último para el caso de *Salmonella spp* se realizó la siguiente metodología:

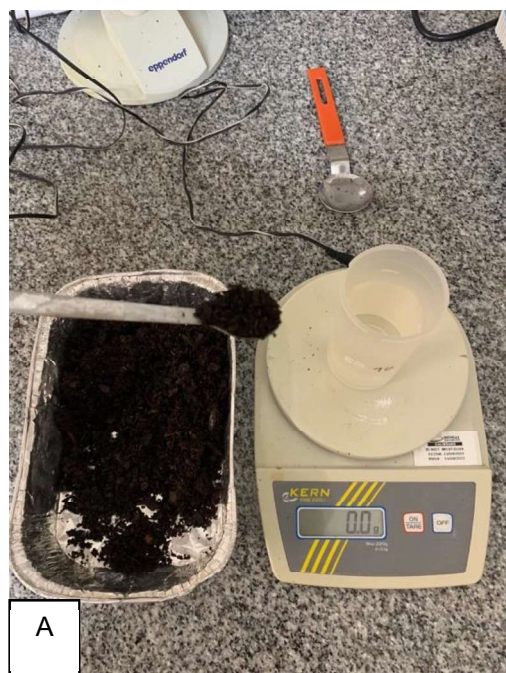
1. Pre-enriquecimiento no selectivo en agua de peptona al 1%.
2. Enriquecimiento selectivo en caldo tetrionato.
3. Aislamiento sobre placas de XLDT.
4. Identificación mediante pruebas bioquímicas.

#### 4.7 Métodos analíticos para el sustrato.

El sustrato fue realizado en el Laboratorio de sustratos del Instituto de Floricultura, CNIA – INTA Castelar. La composición de este se detalló previamente en el punto 4.4. Previo al ensayo de mineralización y al ensayo floral, se realizó una caracterización fisicoquímica inicial del mismo. Luego del ensayo de mineralización y del ensayo floral, se realizó una caracterización final para evaluar el efecto del tratamiento sobre el sustrato.

##### 4.7.1 Preparación de los extractos.

Para poder realizar las determinaciones sobre el sustrato, se debe realizar las diluciones correspondientes a fin de obtener los extractos. Para eso se realizó el método de suspensión 1+5 v/v en un frasco de 250 ml, colocando en un frasco 150 ml de agua destilada y se llevó a 180 ml con sustrato (Figura 32A). Es fundamental homogeneizar correctamente el sustrato para evitar errores. Luego se lo agitó durante 15 minutos a 180 golpes por minuto (Figura 32B) para finalmente filtrar las muestras a través de un embudo y papel de filtro (Figura 32C) (Bárbaro & Karlanián, 2020).



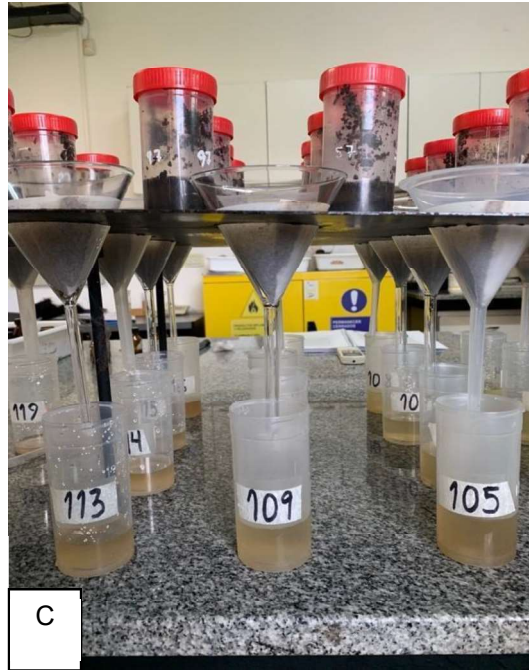


Figura 32: preparación de la dilución 1+5 v/v (A), agitación de la dilución (B), filtrado de las diluciones (C).

#### 4.7.2 pH y conductividad eléctrica (CE).

Una vez obtenidos los extractos se procedió a medir el pH y CE (figura 33) según la metodología propuesta por Bárbaro & Karlanián (2020).



Figura 33: equipo utilizado para la medición de pH y CE.

#### 4.7.3 Nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).

Para las determinaciones de  $\text{NH}_4^+$ , se tomó una alícuota de 5 ml del extracto y se la colocó en un tubo de digestión (figura 34). La determinación del  $\text{NH}_4^+$ , se realizó según la metodología propuesta por Martínez et al, (2021).

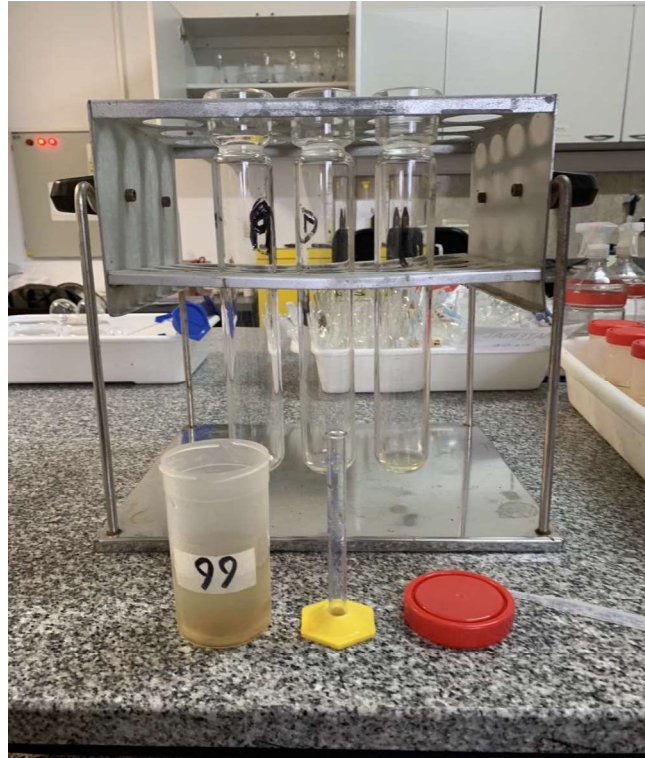


Figura 34: Determinación de  $\text{N-NH}_3^+$  Laboratorio de transformación de residuos.

#### 4.7.4 Nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ).

Para la determinación de esta técnica se tomó una alícuota de 0,5 ml del extracto (figura 35). Luego se determinó el contenido de  $\text{NO}_3^-$  mediante la técnica colorimétrica del ácido salicílico expuesta por Cataldo y colaboradores (1975).



Figura 35: toma de una alícuota de muestra para determinación de  $\text{NO}_3^-$ .

#### 4.7.5 Fósforo soluble.

Para la determinación de este parámetro se utilizó la técnica del ácido ascórbico (figura 36) detallada en el punto 4.6.1.8.



Figura 36: determinación de fósforo soluble mediante la técnica del ácido ascórbico

#### 4.7.6 Iones totales.

Para la determinación de iones totales se tomó una alícuota del extracto realizado (punto 4.7.1.1) y se realizó la misma metodología que en el punto 4.6.1.9.

#### 4.7.7 Iones solubles.

Para la determinación de iones solubles (figura 37) se tomó una alícuota del extracto realizado (punto 4.7.1.1) y se realizó la misma metodología que en el punto 4.6.1.10.



Figura 37: determinación de iones totales y solubles en el Laboratorio de Sustratos del Instituto de Floricultura de CNIA-INTA Castelar.

#### 4.8 Determinaciones del ensayo de florícola.

El análisis de la productividad del cultivo y de la calidad final del sustrato se realizó una vez finalizado el ensayo. El ensayo se dio por finalizado cuando las plantas alcanzaron el tamaño óptimo para ser comercializadas, es decir a los 46 días de transcurrido el ensayo.

##### 4.8.1 Medición de SPAD.

El índice SPAD (Soil Plant Analysis Development), mide la diferencia entre la absorbancia de la luz roja (540 nm) y la luz infrarroja (940 nm) para una determinada especie y variedad bajo las mismas condiciones de cultivo (figura 38). Este parámetro puede ser usado como un indicador del contenido relativo de clorofila (Terrasi et al., 2023).

La medición se realizó con un clorofilómetro SPAD 502 Minolta® y consistió en realizar 3 mediciones en las últimas 3 hojas totalmente expandidas.



Figura 38: medición del índice SPAD en plantas de copete.

#### 4.8.2 Medición de altura y diámetro.

La altura se midió con una regla graduada en centímetros desde la base del cuello de la raíz hasta la punta (figura 39A). Luego se realizó la medición del diámetro en milímetros del tallo con un calibre electrónico (figura 39B).

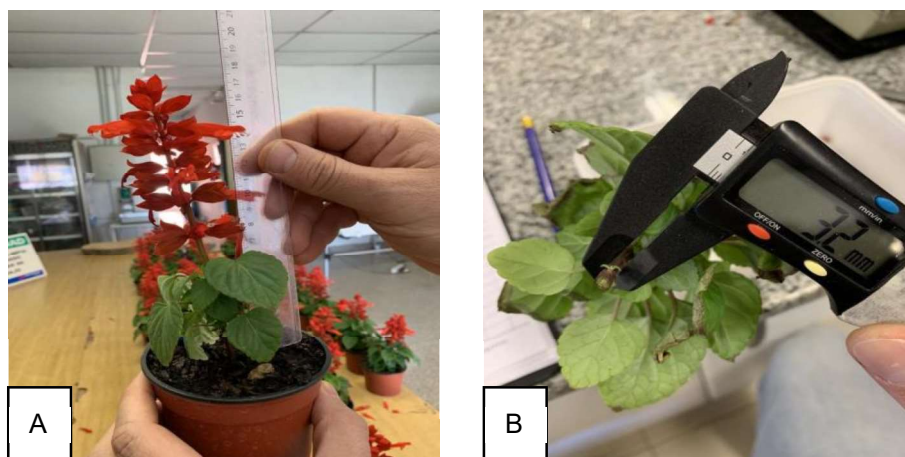


Figura 39: medición de altura (A) y medición de diámetro (B) en plantas de coral.

#### 4.8.3 Medición de la masa seca.

La masa seca es un indicador para tomar en cuenta para poder determinar si la planta absorbió los nutrientes necesarios y para así poder determinar programas de fertilización, al determinar la cantidad de nutrientes demandados por los tejidos de las plantas en los distintos estadios de desarrollo (Gandica Omaña & Peña, 2015). Para eso, se determinó el peso fresco de la planta cortando el tallo antes del cuello de la raíz (figura 40A). Una vez tomado el peso se determinó el peso fresco aéreo, ósea el de las hojas (figura 40B) y finalmente el peso fresco del tallo. Luego, las partes fueron colocadas en bolsas de papel y llevadas a estufa a  $65 \pm 1$  °C hasta peso constante. Una vez conocida la masa seca de las fracciones mencionadas, se calculó la masa seca total de la planta.

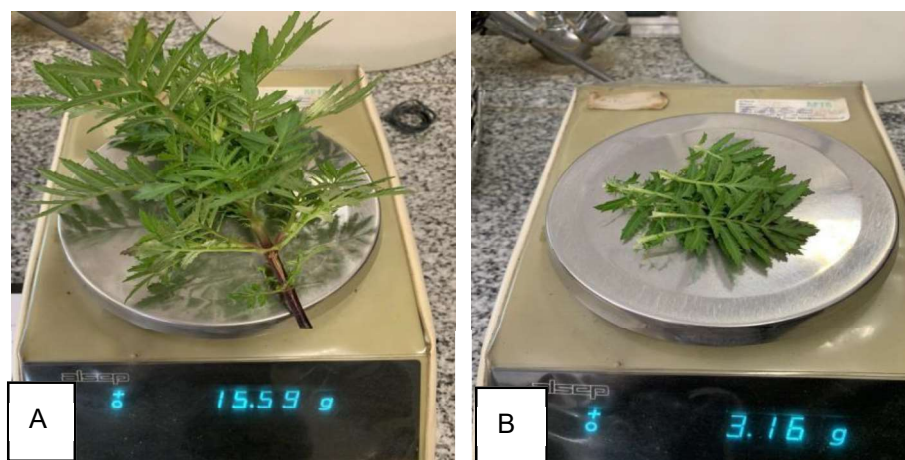


Figura 40: medición del peso fresco (A) y peso fresco aéreo (B).

#### 4.8.4 Cuento de pimpollos y flores.

Debido a que es un cultivo florícola, el valor ornamental de las flores es fundamental. Es así como se realizó el conteo de pimpollos y flores por planta.

#### 4.9 Análisis estadísticos.

Para ambos ensayos, el de mineralización y el de floricultura, se realizó un diseño completamente aleatorizado (DCA). Los datos fueron analizados mediante el programa estadístico INFOSTAT®. Primero se evaluó si las variables analizadas cumplían con los supuestos de homogeneidad y normalidad. Luego, aquellas variables que cumplían ambos supuestos se les realizó un análisis de la varianza (ANOVA) de una vía seguido por el Test de Tuckey, con un nivel de significancia ( $p < 0,05$ ). Aquellas variables que no cumplían con los supuestos mencionados anteriormente se evaluaron mediante el Test de Kruskal-Wallis, con un nivel de significancia ( $p < 0,05$ ). El análisis de correlación entre las variables estudiadas se realizó utilizando el coeficiente de correlación de Spearman. El programa Prism 5 (GraphPad Software) fue empleado para la formación de los gráficos de la presente tesina de graduación.

## 5 Resultados y discusión.

### 5.1 Caracterización del digerido y efluente porcino.

A continuación, en la tabla 7 se detallan los promedios junto con los desvíos estándar de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del digerido líquido porcino (DLP) y efluente porcino (EP). Además, se muestran los parámetros de calidad del digerido, para su valoración agronómica, establecidos por la resolución 19/2019.

Variable	Unidad	EP	DLP	Resolución 19/2019
pH	UpH	6,82 ± 0,04	7,99 ± 0,02	6,5-8,5
CE	(mS/cm)	24,2 ± 0,44	15,86 ± 0,11	*
H	%	36,16 ± 12,5	41,52 ± 3,41	-
MS	g/lt	41,71 ± 6,72	18,089 ± 3,68	> 40%
MO	g/lt	31,79 ± 6,04	11,71 ± 2,69	
COT	g/kg BS	42,21 ± 1,40	35,87 ± 1,21	-
Ceniza	% BS	24,02 ± 2,53	35,41 ± 2,18	-
DQO <sub>s</sub>	g/lt BH	8,81 ± 0,31	3,77 ± 0,17	
DQO <sub>T</sub>	g/lt BH	67,16 ± 8,05	17,58 ± 0,731	
AGV	mg ac/L BH	7516,1 ± 1256,1	1032,5 ± 319,6	
AT	mg CaCO <sub>3</sub> /l BH	8870,3 ± 930,7	7169,3 ± 2020,8	
P <sub>T</sub>	gr/kg BS	9,68 ± 3,19	9,44 ± 5,69	*
P <sub>s</sub>	mg/l BH	42,87 ± 1,89	10,36 ± 0,86	-
NTK	g/Kg BS	104,02 ± 3,71	132,72 ± 2,35	
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup>	g/Kg BS	73,44 ± 3,18	87,63 ± 2,50	
NO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	g/Kg BS	0,19	0,43 ± 0,03	
Ca soluble	g/Kg BS	2,81 ± 1,08	2,64 ± 1,28	-

Mg soluble	g/Kg BS	4,07 ± 0,10	3,01 ± 0,19	-
K soluble	g/Kg BS	69,74 ± 22,05	78,99 ± 7,98	*
Na soluble	g/Kg BS	36,31 ± 1,34	51,86 ± 13,66	-
Zn soluble	g/Kg BS	0,05 ± 0,01	0,27 ± 0,04	-
Mn soluble	g/Kg BS	0,047 ± 0,009	0,022 ± 0,001	-
Cu soluble	g/Kg BS	0,05 ± 0,003	1,88 ± 0,024	-
Fe soluble	g/Kg BS	0,089 ± 0,046	0,315 ± 0,054	-
Ca total	g/Kg BS	NA	22,43 ± 0,59	-
Mg total	g/Kg BS	NA	25,04 ± 0,34	-
K total	g/Kg BS	NA	144,89 ± 0,37	*
Na total	g/Kg BS	NA	63,23 ± 1,31	-
Zn total	g/Kg BS	NA	3,67 ± 0,12	0,30
Mn total	g/Kg BS	NA	0,70 ± 0,009	-
Cu total	g/Kg BS	NA	1,88 ± 0,024	0,15
Fe total	g/Kg BS	NA	3,45 ± 0,05	-
BR	l/g MO	0,034 ± 0,006	0,11 ± 0,011	<0,25
Coliformes Totales	CT/g	>1100	>1100	
Coliformes Termotolerantes	CTt/g	>1100	>1100	
E. Coli	E. coli/g	>1100	>1100	
Salmonella	NMP/g	Negativo	Negativo	

Tabla 7: caracterización del efluente porcino (EP) y digerido líquido porcino (DLP). Valores medios ± Desviación Estándar. <sup>1</sup> Resolución 19/2019 Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. \* No hay límite, a declarar a la autoridad (SAyDS, 2019). CE: conductividad eléctrica; H: humedad, MS: materia seca, MO: materia orgánica, COT: Carbono orgánico total; DQO: demanda química de oxígeno; DQO<sub>s</sub>: demanda química de oxígeno soluble; AGV: ácidos grasos volátiles; AT: alcalinidad total; PT: Fósforo total; PS: Fósforo soluble, NTK: nitrógeno total; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitratos; BS: base seca; BR: biogás residual; NA: no analiza.

El pH del DLP mostró valores levemente alcalinos ( $7,99 \pm 0,02$ ), concordando con los resultados obtenidos por Albuquerque y colaboradores (2012). En ese trabajo, los autores hallaron que los DLP alcanzaban valores mayores a 7,5. El incremento del pH, puede explicarse en gran medida, a la degradación de los ácidos grasos volátiles (AGV) durante el proceso de digestión anaeróbica (DA). Además, la elevada producción de amoníaco genera incrementos del pH en este tipo de materiales (Tambone et al., 2009; Albuquerque et al., 2012). Así mismo, los incrementos de pH se pueden explicar debido a un agregado de bases fuertes o carbonatos para el control de este y de la capacidad buffer durante el proceso de DA (Chadwick 2007; Smith 2007). Los incrementos de pH en relación con el digerido también fueron explicados por Cendales Ladino (2011) indicando que puede deberse a la resistencia que presentan los sistemas buffer ( $\text{HCO}_3/\text{CO}_3$  y  $\text{NH}_4/\text{NH}_3$ ) así también como el contenido de AGV. Así mismo, Chantigny y colaboradores (2004) observaron valores cercanos a 8,1 para digeridos anaeróbicos. Por otro lado, el EP estudiado en el presente trabajo, presentó valores de pH cercanos a neutralidad ( $6,82 \pm 0,04$ ), concordando con los valores hallados por Riera (2019) y de la Paz Bernasconi Torres y colaboradores, quienes reportaron valores de  $6,4 \pm 0,3$  y  $6,87 \pm 0,05$ , respectivamente. Otros autores como Morales y colaboradores (2004) hallaron valores algo superiores de  $7,43 \pm 0,31$ . Sin embargo, el mismo autor, argumentó que el pH del EP puede ser variable dependiendo en gran medida de la categoría que se esté analizando, así como del pH del agua que se use en el establecimiento porcino. Para las granjas porcinas estudiadas por dicho autor, el agua presentó valores de 7,5 a 7,9 debido a sus elevadas concentraciones de calcio y magnesio.

En cuanto a la conductividad eléctrica (CE), se hallaron valores de  $15,86 \pm 0,11$  mS/cm para el DLP. Dichos valores concuerdan con resultados hallados por Riera (2019) quien observó valores cercanos a  $15,8 \pm 3,8$  mS/cm. Así mismo Albuquerque y colaboradores (2012) encontraron valores similares a los de este trabajo y también reportaron en algunos DLP valores de CE superiores a los 20 mS/cm. Las altas conductividades en los DLP pueden relacionarse con elevadas concentraciones de cloro y de sodio (Albuquerque et al., 2012), por lo que es fundamental analizar la presencia de estos elementos con el fin de evitar problemas de salinización, si el DLP será utilizado en el suelo. Con respecto a la CE en el EP, la misma presentó valores superiores al DLP, encontrándose en un promedio de  $24,2 \pm 0,44$  mS/cm lo que concuerda con valores de los EP de cerdos en terminación estudiados por Moral y colaboradores (2004). Según el mismo autor, dichos valores se asocian a los altos contenidos de sales minerales suministradas durante la terminación y debido a los elevados contenidos proteicos en las dietas. En este sentido, Beily (2015) encontró correlaciones entre este parámetro y el contenido de Na, K, N- $\text{NH}_4^+$ , concordando con la correlación que encontró Antezana y colaboradores (2016) entre este parámetro y el contenido de N- $\text{NH}_4^+$ . De igual modo, el mismo autor señala la relación entre la CE y la categoría porcina, siendo los cerdos en crecimiento y las cerdas lactantes las categorías donde el EP posee valores más elevados de este parámetro. Además, se ha reportado que el tiempo de almacenamiento influye directamente en la CE, como también el volumen de agua usado para la limpieza de las instalaciones, el cual puede generando un efecto de dilución de las sales presentes en el efluente.

En cuanto a la demanda química de oxígeno total ( $\text{DQO}_T$ ) el EP y el DLP presentaron valores de 67,16 y 17,58 gr/l, respectivamente. Los valores elevados de  $\text{DQO}_T$ , nos permite estimar el contenido de materia orgánica. Los valores del EP son similares a los hallados por Bonmati & Flotats (2003), aunque fueron superiores a los indicados por Beily (2015) y a los indicados por de la Paz Bernasconi Torres y colaboradores (2019). Los valores elevados de este parámetro sugieren una posible correlación entre la  $\text{DQO}_T$  y la

materia seca del EP. En el EP analizado, la materia seca es un 57% superior con respecto al DLP lo que podría explicar esta situación. Es así, que de la Fuente y colaboradores (2018) hallaron una correlación entre el  $DQO_T$  y la materia seca demostrando que las variaciones en la materia seca explicaban en un 60% las variaciones en la  $DQO_T$ . En cuanto al DLP, los resultados obtenidos mostraron una reducción del 74% con relación al EP, lo que muestra la eficiencia de DA como método para reducir la carga orgánica de los efluentes. Estos valores concuerdan con lo analizado por Tigini y colaboradores (2016), así como también de la Paz Bernasconi Torres (2019) y Wong & Cheung (1989), quienes observaron valores de reducción para este parámetro, durante el proceso anaeróbico, del orden del 57,5% con relación al EP. Además, Osorio y colaboradores (2007) demostraron que es posible alcanzar remociones de este parámetro en el orden del 96% lo que nos demuestra nuevamente la eficiencia de la DA para estabilizar efluentes con altas cargas orgánicas.

Con respecto a la demanda química de oxígeno soluble ( $DQO_S$ ) el DLP presentó un 57% menos con respecto al EP lo que es atribuible al proceso de digestión. Dicho valor concuerda con lo estudiado por Chadwick (2007); Gómez y Colaboradores (2007); Scheivano y colaboradores, (2008), los cuales observaron que durante la DA entre el 50 y el 70% de la materia orgánica fácilmente disponible (soluble) es degradada por microorganismos lo que conlleva a obtener considerables reducciones de este parámetro, generando así un digerido con mayor estabilidad con respecto al efluente inicial. En cuanto al EP, este presentó valores inferiores (8,81 g/l) con respecto a lo observado por Beily (2015) quien al estudiar efluentes porcinos provenientes de galpones de destete y recría/terminación, observó valores de este parámetro superiores a 18 g/l. Según la misma autora, la razón por la cual la solubilidad varía es debido al tiempo de almacenamiento de los efluentes en las fosas. Al aumentar el tiempo de almacenamiento, la materia orgánica pasa de un estado inerte a uno soluble pudiendo así provocar estas fluctuaciones.

En lo que respecta al nitrógeno, se evaluó el contenido tanto el contenido de nitrógeno total (NTK), como el de nitrógeno amoniacal ( $N-NH_3^+$ ) y nitratos ( $N-NO_3^-$ ). Como ya se había mencionado en el punto 1.4, la mayor parte del nitrógeno presente en el EP como en el DLP se encuentra en forma amoniacal. En el EP, la relación  $N-NH_3^+ / NTK$  fue del 0,70 lo que concuerda según la literatura (Moral et al., 2005; Czekala, 2022; Beily et al., 2023). Para el DLP la relación fue del 0,66 siendo un valor similar al encontrado por Tigini y colaboradores (2016) al estudiar el impacto de la aplicación de digeridos porcinos. Sin embargo, al analizar los contenidos de  $N-NH_3^+$  se pudo observar que el DLP presentó una concentración mayor que el EP. Dicho fenómeno fue también observado por Bonmati & Flotats (2002), que explicaron que el proceso de separación del digerido completo (en sus dos fases) genera un aumento de la concentración del nitrógeno amoniacal debido a que este se encuentra solubilizado en la fracción líquida. Esta situación también fue observada por Czekala (2022), el cual observó aumentos de la fracción amoniacal en los digeridos luego de la separación de sus fases. El aumento del nitrógeno amoniacal guarda una estrecha relación con el pH. Es así como Czekala (2022), observó que algunos DLP que mostraban un aumento del nitrógeno amoniacal en relación al digerido completo, tenían un pH superior. Así también, Mórtoles y colaboradores (2022), explicaron que el  $N-NH_3^+$  es elevado en digeridos provenientes de estiércoles ricos en proteínas, debido a que este compuesto se forma en el proceso degradativo anaeróbico y su concentración será dependiente del pH y la temperatura del medio, demostrando la potencialidad de pérdidas debidas a fenómenos de volatilización.

Así mismo, los nitratos, son la forma asimilable de manera pasiva por las plantas. Al analizar el contenido de nitratos, este fue de 0,19 y  $0,43 \pm 0,03$  gr/kg BS para el EP y DLP respectivamente. Esto concuerda con lo observado por Tigrini (2022), el cual indicó que las fracciones líquidas se caracterizan por su bajo contenido de esta forma nitrogenada.

Por otro lado, al analizar el fósforo se puede observar un alto contenido de este nutriente. En los residuos porcinos esta situación es relevante ya que si los efluentes no son correctamente gestionados puede causar graves impactos en el ambiente, especialmente afectando la calidad de las aguas superficiales. Como puede observarse en la tabla 8, el contenido de fósforo soluble (Ps) fue de  $10,63 \pm 0,86$  y  $42,87 \pm 1,89$  mg/l BH para el DLP y EP, respectivamente. Los valores en el EP son menores a los reportados por Beily et al. (2023) y Riera (2019) encontró valores que oscilaron los 113 mg/l de Ps en efluentes porcinos. En este sentido, estos investigadores señalaron que el elevado contenido de P en los efluentes está asociado directamente al contenido de fósforo de la dieta de los cerdos. Los porcinos suelen ser alimentados a base de grano (soja y maíz) los cuales poseen elevados contenidos fósforo en la forma ácido fítico. Esta forma hace que el fósforo tenga muy baja disponibilidad para monogástricos. Estos son incapaces de digerir los fitatos sin el agregado previo de fitasas, las cuales hacen a este nutriente disponible (Beily et al., 2023). Sin embargo, el uso de aditivos en la dieta como las fitasas puede disminuir en un 30% la excreción de fósforo en las heces (Vicari, 2012). Con respecto a los DLP, Tigrini y colaboradores (2016) encontraron valores de Ps de 318,5 mg/l, siendo mayores a los observados en el presente trabajo. Además, en ese trabajo los autores reportaron valores de remoción para el Ps, durante el proceso anaeróbico, en el orden del 75% con respecto al EP. Resultados similares fueron obtenidos por Keating y colaboradores (2016), quienes argumentaron que el motivo de la reducción se debía a una inmovilización del fósforo por parte de los microorganismos durante la DA. Además, Mao y colaboradores (2019), Möller & Muller (2012) observaron que durante la DA el aumento del pH genera un desplazamiento del equilibrio hacia la forma fosfato ( $\text{HPO}_4^{2-} \rightarrow \text{PO}_4^{3-}$ ) generando, así, una precipitación insoluble con calcio y magnesio también.

En cuanto al contenido de fósforo total (Pt), se observaron valores de 419,24 y 176,05 mg/l para el EP y DLP respectivamente. De esta manera se observaron valores de reducción de este nutriente, entre el EP y el DLP, del 58%. Valores similares de entre 33% a 57% de reducción del Pt fueron obtenidos por de la Paz y colaboradores (2019) al evaluar el potencial metanogénico de efluentes porcinos. Los mismos autores enfatizaron que la reducción del Pt se daba posiblemente por el consumo como sustrato para el desarrollo y crecimiento microbiano. Es así, que también Mao y colaboradores (2019) indican que el Pt disminuye producto de la reducción del fósforo soluble.

Tanto los EP como los DLP se caracterizan por su bajo contenido de sólidos totales (ST). Ambas fracciones evaluadas arrojaron valores de humedad de 36,1% y 41,5% respectivamente. Para el DLP, este presentó un valor de  $18,08 \pm 3,68$  gr/l mientras que el EP presentó un valor de  $41,71 \pm 6,72$  gr/l. En base a la literatura consultada, la DA tiene como efecto la reducción de sólidos totales. Dicho fenómeno se da debido a que los ST son degradados por los microorganismos en los reactores para la producción de biogás (Möller & Muller, 2012). En cuanto al contenido de sólidos volátiles (SV) se observó la misma tendencia que en los ST. El DLP presentó valores de  $11,71 \pm 2,69$  gr/l, mientras que el EP presentó valores más elevados mostrando concentraciones promedio de  $31,79 \pm 6,04$  gr/l. El contenido de SV se encuentra en estrecha relación con la DQO. En este sentido el contenido de SV nos permite inferir en un parámetro de relevancia como la DQO.

Al analizar el contenido de ácidos grasos volátiles (AGV), se encontró una gran diferencia entre el EP y DLP. Dichos valores fueron de  $7516,1 \pm 1256,1$  mg ac/L para el EP y  $1032,5 \pm 319,6$  mg ac/L para el DLP. Esta particularidad nos indica que la materia orgánica fue degradada y su producto, los AGV, fueron transformados en metano. Al analizar el porcentaje de remoción de AGV, se observó que este fue del 86% algo inferior con respecto a lo estudiado por de la Paz Bernasconi torres y colaboradores (2019) y por Mórtola y colaboradores (2022) quienes obtuvieron 91% y 94% de remoción, respectivamente. Tal como se comentó, el proceso de DA reduce considerablemente el contenido de AGV, promoviendo la nitrificación del amonio en el suelo o sustrato. Este fenómeno fue estudiado por Risberg y colaboradores (2016), quienes observaron que la aplicación de efluentes sin estabilizar generaba una inhibición del proceso oxidativo del amonio. Además, la presencia de AGV en el suelo activa rápidamente el metabolismo microbiano generando dióxido de carbono y provocando una posible hipoxia/anoxia a nivel radicular. En cuanto a la alcalinidad total (AT), esta nos indica la capacidad buffer que posee el sistema anaeróbico para así poder mantener el pH en condiciones óptimas. Los valores de AT fueron de  $8870,3 \pm 930,7$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  para el EP y  $7169,3 \pm 2020,8$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  para el DLP.

En cuanto al contenido de cobre (Cu), zinc (Zn), hierro (Fe), sodio (Na) y potasio (K), pudo observarse un incremento en la fracción soluble del DLP con respecto al EP. Dichos incrementos también fueron reportados por Mórtola y colaboradores (2022) aunque fueron más bajos que los valores encontrados en este trabajo, pudiendo atribuir este fenómeno a un efecto de dilución. Sin embargo, varias razones pueden atribuirse a este aumento de la concentración con respecto al material parental. Una de ellas puede ser por una concentración de dichos elementos luego de la DA. Otra razón es la que destacan Möller & Müller (2012) afirmando que estos micronutrientes suelen estar involucrados en diversas reacciones fisicoquímicas como precipitaciones, adsorciones a la matriz coloidal y formación de complejos; por lo que es difícil cuantificarlos de manera correcta. En este sentido, Albuquerque y colaboradores (2012) hallaron elevadas concentraciones de Cu y Zn en DLP, lo que podría generar restricciones en su uso como reemplazo de la fertilización. El mismo autor atribuye los incrementos de estos micronutrientes a un factor alimenticio, ya que estos elementos se proveen de forma exógena y en exceso haciendo que no sean asimilados. Además, elementos como el K suelen encontrarse en mayor concentración en la fracción líquida ya que son muy solubles (Riera et al., 2018; Sánchez & González, 2005).

En cuanto al calcio (Ca) y magnesio (Mg), el EP presentó valores superiores con respecto al DLP pero por encima a los valores reportados por Mórtola y colaboradores (2012); Riera y colaboradores (2018). Sin embargo, los resultados obtenidos para ambas variables no superan el contenido hallado por Albuquerque y colaboradores (2012) en los 6 tipos de efluentes porcinos que analizaron.

En base a lo comentado acerca de la caracterización del EP y DLP, es importante analizar las características del mismo a la hora de utilizarlos como fertilizantes o enmiendas agrícolas. La necesidad de tratar a los EP no solo nos trae una ventaja competitiva debido a la producción de energías renovables sino porque su resultado, el DLP, posee una amplia gama de nutrientes que podrían ser usados por los cultivos. La aplicación directa de EP puede generar problemas a nivel suelos muy difíciles de remediar. Su elevado contenido de sales puede generar aumentos en la salinidad del suelo trayendo consigo aumentos del pH que a su vez genera problemas en la disponibilidad de nutrientes. Además, sus elevadas concentraciones de AGV generan una inhibición del

proceso oxidativo del amonio a nivel suelo. Su presencia, asimismo, genera una activación del metabolismo microbiano generando dióxido de carbono y provocando una posible hipoxia/anoxia a nivel radicular. El contenido de microorganismos patógenos del EP no debe ser tomado a la ligera debido a que su uso puede generar contaminaciones microbiológicas de aguas subterráneas como del suelo. A la hora de hablar de los DLP, estos son más estables que los EP debido a su menor contenido de AGV, menor salinidad y poseen una mayor seguridad biológica, entre otras cosas; lo que puede ser atribuido al proceso de DA. Además, biológicamente hablando, es un producto más seguro que el EP debido a su menor contenido de microorganismos patógenos. En base a lo comentado, se analizó el efecto de la aplicación del EP y DLP sobre un sustrato y sobre los componentes de rendimiento de un cultivo florícola.

## **5.2 Evaluación de la aplicación del DLP y EP.**

### **5.2.1 Escala laboratorio: incubación en sustrato.**

Los ensayos de incubación a escala del DLP o EP, nos permite conocer los procesos fisicoquímicos que ocurren en estas enmiendas. El ciclo de los nutrientes que poseen ambas fracciones no es conocido de manera certera, sobre todo en medios de cultivo sin suelo, como los sustratos, por lo que realizar dichas incubaciones nos permite conocer su comportamiento. Diversas experiencias se han realizado especialmente acerca del nitrógeno, precisamente la fracción amoniacal. La bibliografía presente nos otorga un amplio espectro de posibles resultados para el nitrógeno. La rápida nitrificación del amonio aplicado, lo que implica una inmovilización de este puede ser un resultado esperable (Haraldsen et al., 2011; Schwager et al., 2016). El elevado contenido de nitrógeno en forma amoniacal, lo hace muy susceptible a volatilizarse en forma de amoniaco lo que además es muy dependiente del pH (Nicholson et al., 2017). Y por último y no menor, la posibilidad de liberación de óxido nitroso ( $N_2O$ ) como resultado de un proceso microbiológico de nitrificación y desnitrificación (Verdi et al., 2019). A su vez, dichos procesos que involucran al nitrógeno son altamente influenciados por diversos factores como: contenido de humedad, temperatura, tipo de residuo, entre otras variables (Reuland et al., 2022). En base a lo comentado anteriormente, el objetivo de este ensayo fue evaluar la dinámica del nitrógeno aplicado en un sustrato bajo condiciones controladas y las posibles variables que pueden condicionar dicha dinámica. Para esto se realizó un ensayo de incubación sobre un sustrato con EP y DLP. Para el mismo se realizaron 5 momentos de muestreos, en los cuales se tomaban muestras destructivas, a lo largo de un periodo de tiempo (punto 4.4). Debido a problemas técnicos, el muestreo para nitratos y fósforo soluble del momento 3 (M3) se perdió por lo que no se pudo evaluar. En los momentos de muestreo se evaluó pH, conductividad eléctrica (CE), nitrógeno amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) y fósforo soluble (Ps). Los tratamientos empleados se detallaron anteriormente en el punto 4.4 y a continuación se resumen los tratamientos:

1. *T0: control, agua destilada.*
2. *T1: DLP en dosis alta (200 mg/L  $N-NH_4^+$ ).*
3. *T2: DP dosis baja (100 mg/L  $N-NH_4^+$ ).*
4. *T3: EP dosis alta (200 mg/L  $N-NH_4^+$ ).*
5. *T4: EP dosis baja (100 mg/L  $N-NH_4^+$ ).*
6. *T5: Fertilizante químico (200 mg/L N).*

### 5.2.1.1 Determinación de $\text{NH}_4^+$ y $\text{NO}_3^-$ .

Los resultados obtenidos, nos muestran que al día 3 (M1), fue el T5 el que mayor concentración de amonio presentó siendo estadísticamente significativo contra T1, T2 y T3 (figura 41). Las dosis altas de DLP y EP presentaron una reducción de la concentración de amonio con respecto al M0 indicándonos la presencia del proceso de nitrificación contrastado por el aumento de las concentraciones de nitratos del mismo momento, según muestra el anexo II. Se consideró que el proceso dominante fue la nitrificación ya que el pH fue levemente ácido por lo que se considera que la volatilización como amoniaco no ocurrió. Para que dicho fenómeno ocurriera, el pH debería haber oscilado en un rango entre 8 a 10 (Reddy et al., 1984). Las reducciones del contenido de amonio fueron del orden del 35% para el T1 y del 38% para el T3. Albuquerque y colaboradores (2012), encontraron al día 2 de su ensayo reducciones similares atribuyendo esas reducciones al proceso de nitrificación del amonio lo cual explicaría los resultados observados en el T1 y T3. Además, los mismos autores encontraron una reducción del nitrato presente adjudicando a una posible inmovilización del mismo por parte de la microbiota presente. Esto se explica, ya que cuando se adicionan fuentes de materia orgánica de rápida degradación, esto induce un aumento de la población microbiana a expensas de una inmovilización de nitrógeno (Kirchmann & Lundvall, 1993; Qiu et al., 2008). En nuestro caso, durante el M1 no se observó una inmovilización del nitrato presente, sino que dicha fracción aumentó en todos los tratamientos (figura 42) según se muestra en el anexo II. Es normal que los microorganismos prefieran tomar la fracción amoniacal antes que nitratos para síntesis de cuerpos microbianos (Myrold & Posavatz, 2007). Sin embargo, cuando analizamos las dosis altas contra sus homólogos en dosis bajas, se observa que el T1 y T2 no presentaron diferencias estadísticamente significativas, pero sí se encontraron diferencias significativas entre T3 y T4 ( $P < 0,05$ ). Además, las dosis bajas presentaron un mayor contenido de la fracción amoniacal con respecto al M0. Según lo indicado por Reuland y colaboradores (2022), se esperaba que a medida que transcurrían los días la concentración de amonio disminuyera como producto de la nitrificación. El mismo autor destaca que la concentración de este tiende a 0 hacia el día 40 del experimento lo que indicaría que no hubo condiciones de anaerobiosis. Es así que también indica que la pérdida por volatilización no debería ser grande siempre y cuando se mantengan pH no alcalinos durante la incubación. Lo hallado por el autor mencionado anteriormente, nos permite inferir que dicho proceso no ocurrió en el caso de las dosis bajas de DLP y EP.

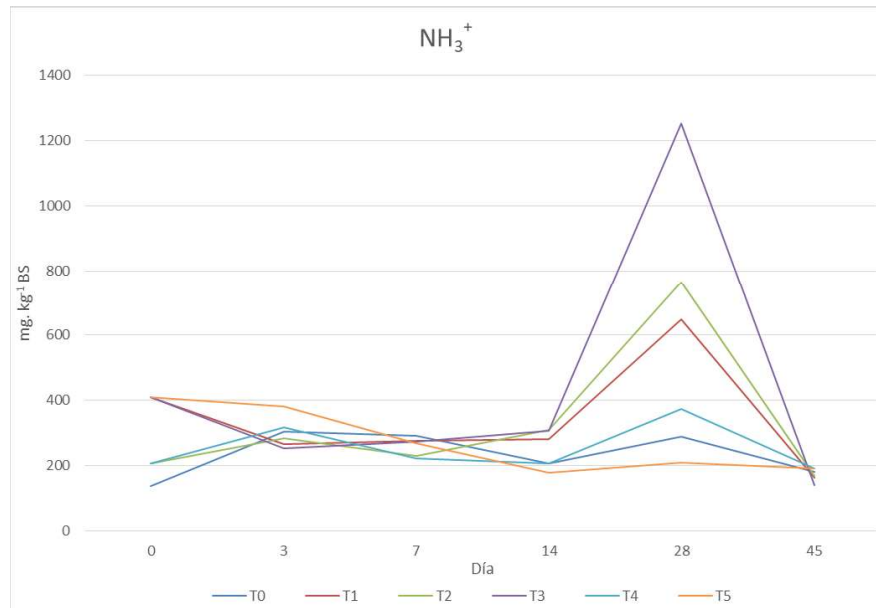


Figura 41: contenido de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3^+$ ) según momento. (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

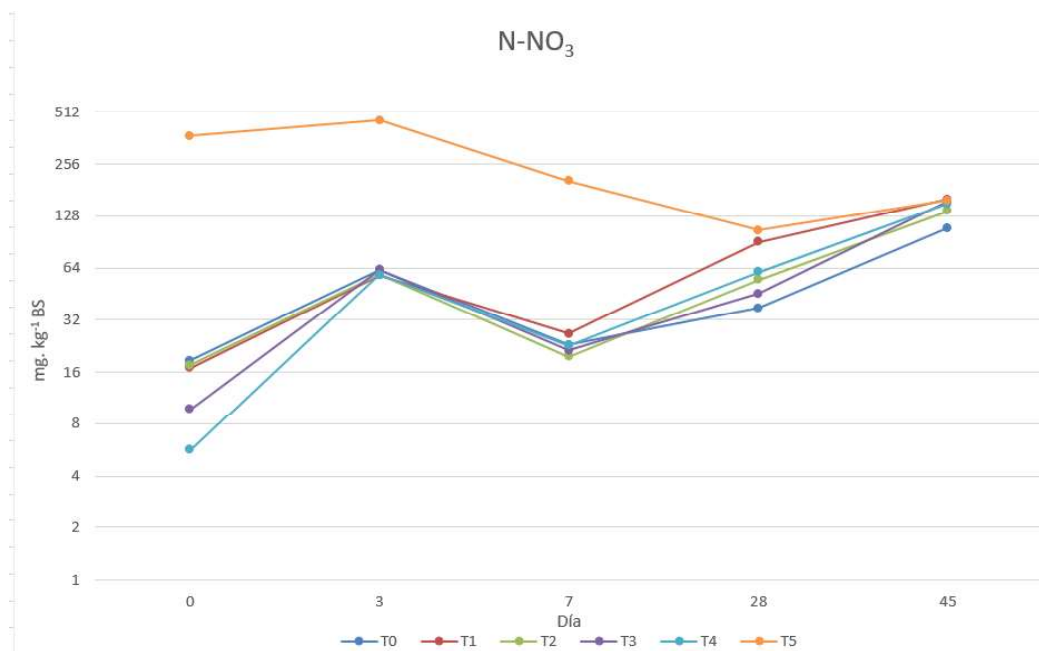


Figura 42: contenido de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) según momento. (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

Desde el día 7 (M2) hasta el día 28 (M4), se observó un aumento del amonio para todos los tratamientos salvo en el T5 en donde esta fracción continuó disminuyendo. Rizzo y colaboradores (2022) observaron una disminución del contenido de amonio en el fertilizante inorgánico utilizado a lo largo de los días lo que concuerda con lo observado. Sin embargo, lo observado difiere con Reuland y colaboradores (2022) y Albuquerque y colaboradores (2012) ya que en principio el amonio debería disminuir a medida que transcurren los días. Sin embargo, los elevados contenidos de amonio, especialmente hacia el día 28 (M4), pueden ser explicados por un proceso conocido como amonificación.

La amonificación del nitrógeno orgánico es un proceso por el cual el nitrógeno orgánico se descompone y produce como producto final el amonio (Conti., 2000). Esto mismo explica Palomino y colaboradores (2019) al analizar el contenido de nitrógeno mineral en 5 residuos avícolas. Estos observaron que el proceso de conversión de nitrógeno orgánico a amonio fue predominante durante los primeros 90 días del ensayo mientras que el proceso de nitrificación tomó lugar a partir del día 90. Esta inhibición inicial del proceso de nitrificación puede explicarse debido a una disminución abrupta del contenido de  $O_2$  a causa de una rápida oxidación de la materia orgánica presente (Hadas & Kautsky., 1994). Además, el proceso de amonificación se ve influenciado cuando tenemos residuos con relación C: N por debajo de 80 (Reddy et al., 1984). El proceso de amonificación explicado anteriormente se sustenta al analizar el contenido de nitratos al día 7 (M2) observándose una reducción de esta fracción con respecto al día 3 (M1). Para llevar a cabo dicho proceso, el microbiota presente produjo una inmovilización del mismo. Otro fundamento por el cual pudo haber ocurrido una reducción de los nitratos, es una posible desnitrificación a causa de los bajos niveles de oxígeno que pudieron haberse generado debido a la rápida oxidación de la materia orgánica (Clemens & Huschka, 2001; Dendooven et al., 1998). La desnitrificación es un proceso por el cual el nitrato es devuelto a la atmósfera como  $N_2O$ . Este proceso se ve favorecido cuando la temperatura es de 25 C, baja disponibilidad de  $O_2$ , pH ligeramente alcalino y presencia de nitratos. No obstante, el pH no sería una causa de la posible pérdida ya que el mismo osciló en valores neutros a ligeramente ácidos por lo que se puede asumir que quizás fue el bajo contenido de  $O_2$  junto con temperaturas de 25° C lo que llevaron a incrementar pérdidas por desnitrificación. Sin embargo, esto no ocurre durante el día 28 al 45 ya que el contenido de nitratos aumentó a expensas de una reducción abrupta del amonio, lo que nos puede indicar que claramente el amonio fue nitrificado. En el día 28 (M4), el contenido de nitratos en el T1 (dosis alta de DLP) y T5 (fertilizante inorgánico) fue estadísticamente superior con respecto a los demás tratamientos. En principio, el DLP presenta una excelente aptitud como fuente de nitrógeno. Hacia el final del ensayo (día 45) el T1 fue el que mayor contenido de nitratos presentó junto con el T5 y T3 ( $p > 0,05$ ). Además, cuando analizamos el T1 (dosis alta de DLP) este presentó diferencias significativas contra el resto de las dosis bajas (T2 y T4) y el testigo. No así para el caso del T5 (fertilizante inorgánico) y T3 (dosis alta de EP), los cuales no presentaron diferencias estadísticamente significativas al analizarlo contra el T4. De esta manera se destaca la aptitud de los DLP como fuente de nitrógeno mineral para un posible uso agronómico.

Ya comentada la dinámica del nitrógeno en el sustrato, cabe resaltar la relación del pH con la mineralización del nitrógeno como también con la disponibilidad de nutrientes. La evolución del pH durante el ensayo tuvo una tendencia a aumentar hasta el día 14 para luego disminuir hasta el día 45 que fue cuando finalizó el ensayo. El proceso por el cual el amonio se transforma en nitrato (nitrificación), trae aparejado una marcada disminución del pH (Bergamasco et al., 2019) la cual se observa a partir del día 14 en adelante. Justamente, en ese mismo momento, se observa que el pH disminuye justo cuando el contenido de nitratos comienza a aumentar considerablemente. Además, cabe destacar la correlación negativa observada entre el pH y el contenido de nitratos. Esta fue de  $r = -0,84$ ;  $p < 0,0001$  para el M4 y de  $r = -0,70$   $p < 0,0001$  para el M5 contrastando lo indicado anteriormente.

La conductividad eléctrica (CE) fue un parámetro evaluado ya que uno de las mayores preocupaciones al usar DLP o EP es su efecto sobre la misma. Lo que se pudo observar es que el T5 presentó mayor contenido de sales en todos los momentos de muestreo lo que concuerda con lo hallado por Benitez (2017). Además, en todos los momentos, la CE

fue mayor en los tratamientos con dosis altas con respecto a los tratamientos en dosis bajas. Esto nos permite sospechar acerca del posible efecto que podría traer sobre el sustrato y posteriormente un cultivo. Más adelante se evaluará si el uso de DLP o EP afecta o no el crecimiento de las especies florícolas. No solo puede generar efecto a nivel vegetal, sino que también a nivel físico, químico e incluso microbiológico. Esto incluye efectos sobre la mineralización del nitrógeno y carbono como también de la actividad enzimática del sustrato, las cuales son cruciales para la descomposición de la materia orgánica y liberación de nutrientes (Pathak et al., 1998). La salinidad, dependiendo de su grado, puede afectar parcialmente la amonificación siendo la nitrificación muy susceptible a aumentos en el contenido de sales. Este fenómeno ocurre porque las bacterias nitrificadoras son mucho más sensibles que las bacterias amonificadoras. Esto fue estudiado por Pathak y colaboradores (1998), indicando que la nitrificación era totalmente inhibida cuando la CE superaba los 26 dS m<sup>-1</sup>. A su vez, la amonificación no se ve afectada de igual manera como la nitrificación. Este proceso puede ser totalmente inhibido cuando se supera un valor de CE de 97 dS m<sup>-1</sup>. Si bien en nuestro ensayo los valores fueron inferiores a los indicados por la bibliografía, lo explicado anteriormente podría explicar lo sucedido en el M4 donde el amonio fue elevado. Consecuentemente, la CE en ese momento fue la más elevada con respecto a los demás momentos. La relación entre la CE y los nitratos no debe ser dejada de lado. La correlación entre ambas variables nos permite tener una idea de la fertilidad del sustrato en sí (Patriquin et al., 1993). En nuestro caso, las correlaciones encontradas para los momentos 4 y 5 fueron de  $r=0,90$   $p<0,0001$  y  $r=0,94$   $p<0,0001$  respectivamente. Estas relaciones concuerdan con los momentos del ensayo donde la concentración de nitratos fue mayor.

#### 5.2.1.2 Determinación de Ps

Al analizar los resultados del fósforo soluble (Ps), se observó que dicho elemento tuvo un comportamiento similar en todos los tratamientos. La tendencia observada a lo largo de los momentos y tratamientos fue que el Ps aumentó hasta el día 7 (M2) llegando a su máximo para luego continuar disminuyendo a lo largo de los demás muestreos. Los mismos resultados se expresan en el anexo II. Haciendo referencia a la caracterización del DLP y EP (punto 5.1), se puede observar la elevada inmovilización de Ps en el DLP con respecto al EP. Dicho acontecimiento tiene origen en la digestión anaeróbica ya que los microorganismos utilizan el Ps para la síntesis de cuerpos bacterianos lo que nos lleva a concluir que hay un elevado contenido de fósforo orgánico presente. Dichas observaciones concuerdan con lo estudiado por Jiménez y colaboradores (2020) quien determinó en ensayos de mineralización una rápida mineralización del fósforo orgánico presente de residuos pecuarios como efluentes y digeridos porcinos. Los resultados se expresan en la figura 43.

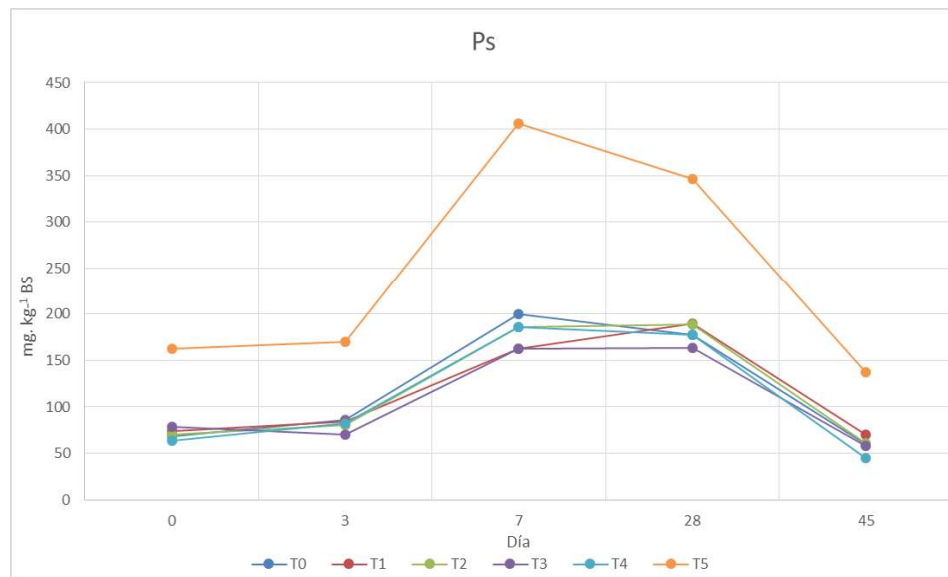


Figura 43: contenido de fósforo soluble (Ps) según momento. (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

Al inicio del ensayo (M0), tal como se comentó anteriormente, el contenido inicial de Ps era superior para el tratamiento con EP debido a la elevada presencia de Ps que poseen estas fracciones. Esto mismo encontró Rizzo y colaboradores (2022) al observar que el tratamiento con estiércol de aves presentaba elevados contenidos de Ps con respecto al digerido. Al día 3 (M1) de transcurrido el ensayo, se observó una leve tendencia de aumento del Ps para todos los tratamientos siendo el T5 el que mayor contenido presentó con respecto a los demás ( $p < 0,05$ ). Es lógico que el contenido de Ps del fertilizante sea mayor debido a que las dosis se igualaron tomando en cuenta el nitrógeno soluble por lo que es probable que el fertilizante haya tenido mayor contenido de Ps con respecto a las demás fracciones. Al día 7 de transcurrido el ensayo (M2), se observó en todas las fracciones un pico de Ps siendo el T5 el que mayor contenido presentó y además fue estadísticamente significativo con respecto a los demás tratamientos. En cuanto a las demás fracciones, el T1 y T3 presentó valores similares siendo no significativos entre sí. Esto nos lleva a decir que aun cuando el EP presenta mayores contenidos de Ps el DLP igualó esos valores siendo una excelente fuente de fósforo. Sin embargo, al analizar las dosis bajas de ambas fracciones (T2 y T4) estos presentaron un mayor contenido de Ps con respecto a sus homólogos en dosis altas siendo estadísticamente significativo. Hacia el día 28 de transcurrido el ensayo, se observa una disminución del Ps la cual se extiende hacia el día 45. Dichas reducciones pueden tener origen en una inmovilización por parte del microbiota presente ya que el fósforo es el principal componente para la obtención de energía y síntesis de ADN. Esta teoría tiene sentido, aunque otra posible explicación es la relación del Ps con el pH del sustrato. A valores de pH de 6,5, se observa la máxima solubilidad de este elemento. Cuando el pH es más bajo, el Ps se asocia al aluminio y hierro formando compuestos que son insolubles (Rojas, 1998). Cuando analizamos el pH desde el día 28 al 45 observamos que esta toma valores promedio entre 4,9 a 6,15. Al analizar el coeficiente de correlación entre el pH y Ps, observamos que para el día 28 (M5) se observa un coeficiente negativo de  $r = -0,83$   $p < 0,0001$ . Esto es similar a lo que Caspersen y colaboradores (2023) observaron, encontrando una estrecha correlación negativa entre la disponibilidad del Ps y el pH ( $r = -0,96$ ,  $p < 0,001$ ). Los mismos indicaron

que a medida que el pH oscile dentro de un rango de 5,5 a 6,5 la disponibilidad de este elemento será máxima.

### 5.2.2 Escala invernáculo: ensayo de floricultura.

Para dicho ensayo se analizó el efecto de la aplicación del DLP y EP sobre el crecimiento de copete (*Tagetes patula*) y coral (*Salvia splendens*), como así también su efecto sobre la composición final del sustrato. El ensayo tuvo una duración de 46 días y para el mismo se realizaron 6 tratamientos con distintas dosis de nitrógeno (mg.L<sup>-1</sup>) incluyendo un testigo. Los tratamientos empleados son los mismos que los realizados en el ensayo de incubación.

Al analizar los resultados, se observó un aumento significativo del peso seco total (PS total) en las plantas de copete (*Tagetes patula*), para el tratamiento con la dosis alta de DLP (T1), con respecto al resto de los tratamientos (figura 44). Resultados similares, en producción de materia seca (MS) y con ejemplares de la misma especie, fueron hallados por Negre y colaboradores (2012) al evaluar a los digeridos sólidos, como posible reemplazo de sustratos comerciales para producción intensiva. En el caso de las plantas de coral (*Salvia splendens*), el T1 fue significativamente superior con respecto a los demás tratamientos, salvo contra el efluente porcino dosis alta (T3) y el fertilizante inorgánico (T5), el cual no presentó diferencias significativas (figura 45). Dichos resultados son similares a los hallados por Weimers y colaboradores (2022), quienes evaluaron la producción de materia seca en un cultivo de pak choi fertilizado con digerido anaeróbico líquido sólo y digerido anaeróbico líquido enriquecido con un complejo de micronutrientes orgánicos. En ese trabajo los investigadores observaron mejores resultados cuando complementaban el digerido con micronutrientes. En este sentido, se observó que para ambas especies el DLP en dosis alta podría reemplazar en su totalidad al fertilizante inorgánico, ya que los rendimientos fueron similares, incluso presentando una tendencia a mayor producción de MS en los tratamientos con DLP (T3).

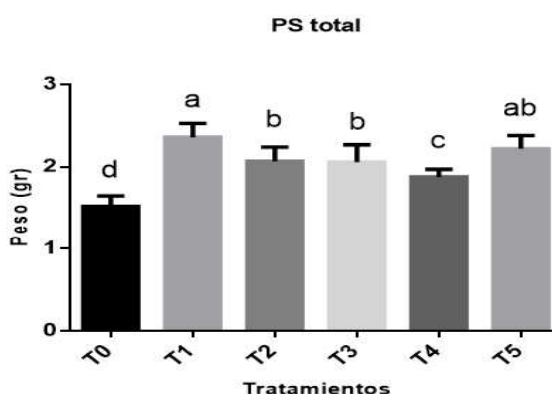


Figura 44: peso seco total (gr) de *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

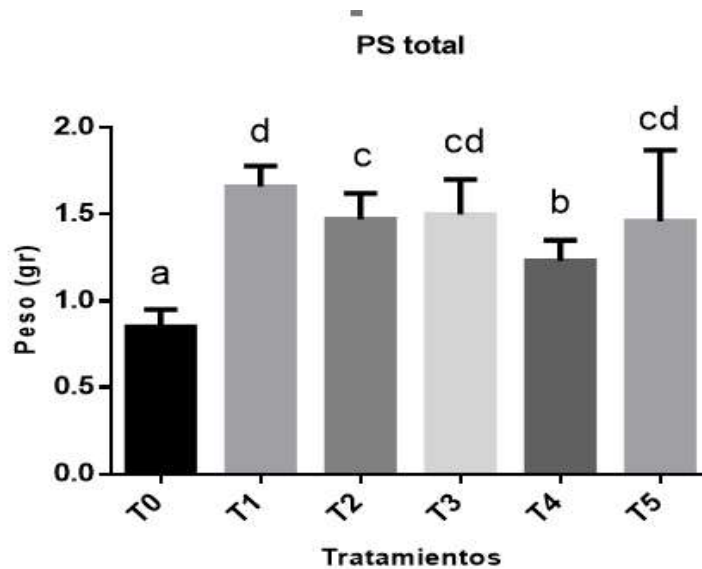


Figura 45: peso seco total (gr) de *Salvia splendens* (corales). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

En la figura 46 puede observarse el peso fresco aéreo (PF aéreo) del copete. En este sentido pudo verificarse que el T1 fue superior al resto de los tratamientos, excepto contra el T5, con el cual no presentó diferencias significativas. En el caso del coral (figura 47), el comportamiento fue diferente. El T1 no presentó diferencias contra el EP dosis alta (T3), mientras que ambos sí presentaron diferencias significativas contra el T5. En este sentido, tanto el DLP como el EP en dosis altas presentaron mayor rendimiento en PF aéreo, que el fertilizante inorgánico. En este aspecto, se observa que dicha especie tuvo una mayor capacidad de asimilar los nutrientes provenientes de la fracción digerida y sin digerir al compararla con el copete.

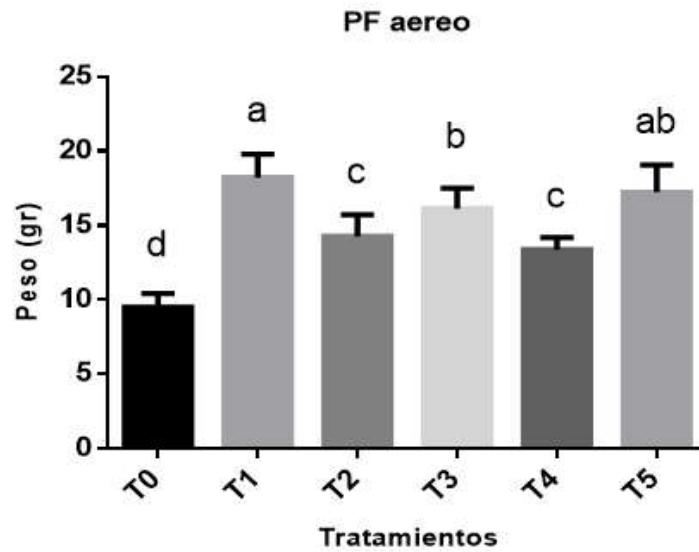


Figura 46: peso fresco aéreo (gr) de *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

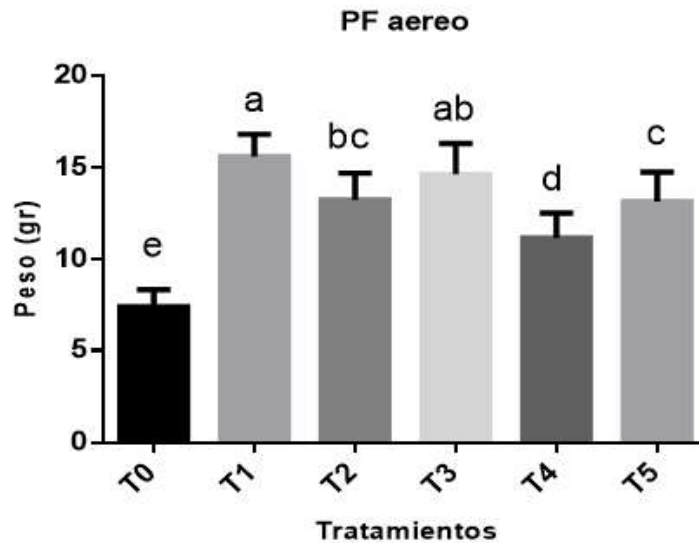


Figura 47: peso fresco aéreo (gr) de *Salvia splendens* (corales). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

Por otro lado, el contenido de materia seca de la fracción aérea es un indicador crucial de si la nutrición de la planta fue llevada a cabo correctamente, y consecuentemente determinará la capacidad fotosintética de la misma. En este sentido, los resultados de PS aéreo, sobre los ejemplares de copete tratados con el T1, presentaron diferencias significativas contra el resto de los tratamientos (figura 48). Incluso, superó al fertilizante

inorgánico pudiendo concluir que el DLP en dosis altas provee una mejor nutrición foliar que el fertilizante inorgánico sólo. No obstante, este comportamiento no fue observado en los ejemplares de coral (figura 49), siendo los tratamientos T1, T2 y T3 iguales, mientras que el T5 fue significativamente superior al resto. Para esta especie, el fertilizante inorgánico contribuye mejor a la nutrición foliar. Experiencias similares realizadas por Teng y colaboradores (2022), demostraron igual peso seco aéreo entre las plantas tratadas con digerido y con fertilizante. A su vez, también hallaron que las plantas tratadas con digerido y fertilizante tuvieron igual peso seco total lo que demuestra la capacidad del digerido como reemplazo del fertilizante.

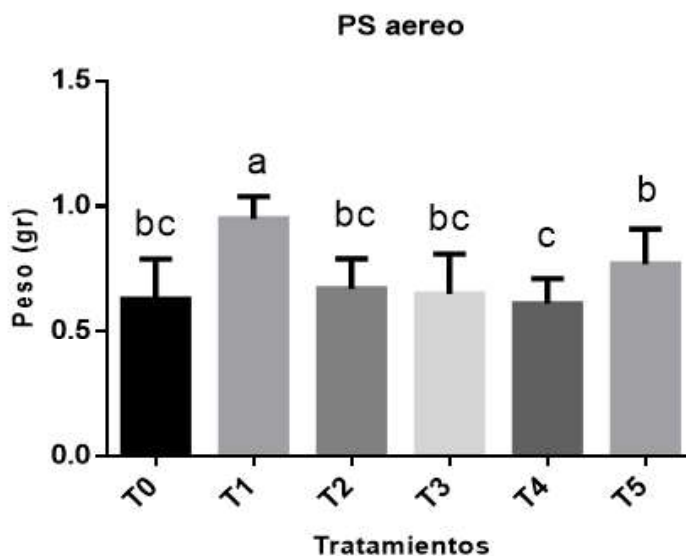


Figura 48: peso seco aéreo (gr) de *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

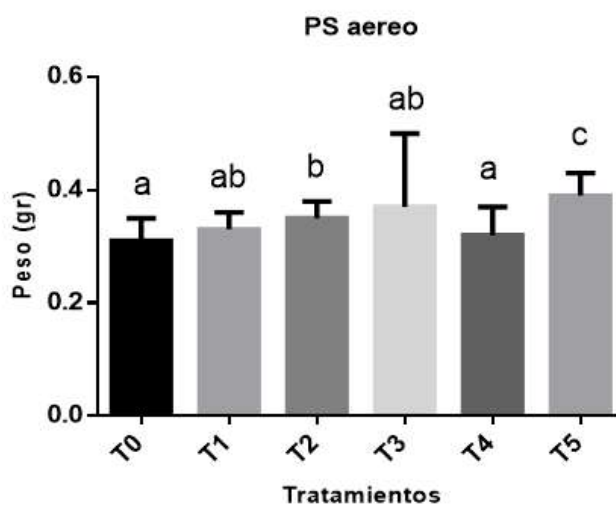


Figura 49: peso seco aéreo (gr) de *Salvia splendens* (coral). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el teste de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo,

T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

La última fracción de materia seca analizada fue el peso seco del tallo (PS tallo). Para las plantas analizadas de copete (figura 50), no se detectaron diferencias significativas entre todos los tratamientos evaluados, excepto contra T0. De esta manera, se puede deducir que el tratamiento con EP, DLP y fertilizante inorgánico, contribuyeron de manera similar al peso seco del tallo. Sin embargo, en el caso de coral (figura 51), el T1 fue el que mayor peso seco tuvo ( $p < 0,05$ ), demostrando diferencias significativas frente al resto de los tratamientos evaluados. En este caso el DLP en dosis altas generó una mejor nutrición del tallo con respecto al resto de los tratamientos.

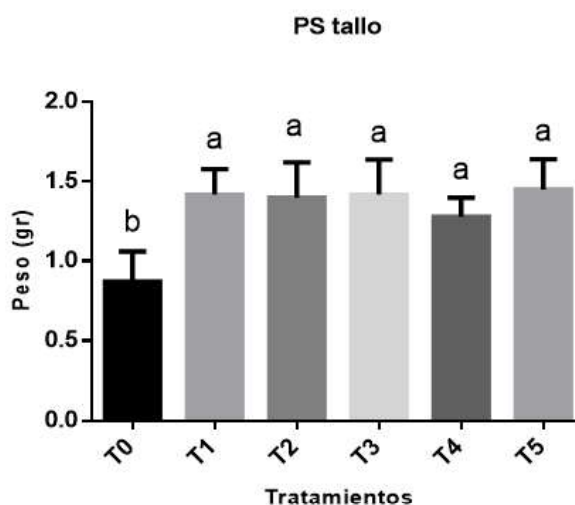


Figura 50: peso seco del tallo (gr) de *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

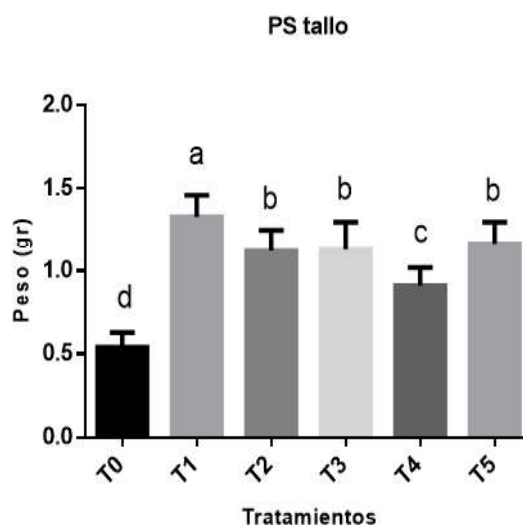


Figura 51: peso seco del tallo (gr) de *Salvia splendens* (corales). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

La medición del índice SPAD, nos indica de manera relativa el contenido de clorofila en la hoja (Terrasi et al., 2023). El contenido de clorofila está estrechamente correlacionado con el contenido de nitrógeno en la planta, de ahí la importancia del nitrógeno en la nutrición vegetal. Dicha correlación puede variar en base al estado fenológico del cultivo, aunque la tendencia siempre es la misma (Sainz Rosas & Echeverría, 1998). Al analizar los resultados obtenidos para el cultivo de coral, los tratamientos con mayor dosis de nitrógeno presentaron los mayores índices de SPAD (T1, T3 y T5), presentando diferencias significativas con respecto a los tratamientos con dosis bajas y al testigo (figura 52). No obstante, para el caso del copete, los ejemplares tratados con dosis alta de digerido (T1) y baja (T2) presentaron similares índices a los tratamientos T3, T4 y T5 (figura 53). Dichas diferencias pueden haber sido atribuidas a la mineralización de la materia orgánica que generó un aporte de nitratos para el desarrollo de la planta. Los residuos animales como los EP o DLP presentan una mayor tasa de mineralización del nitrógeno lo que podría explicar las diferencias halladas (Barrera et al., 2017). Un factor importante a mencionar es que las dosis altas de nitrógeno, tanto del efluente como del digerido, tuvieron similares índices de SPAD que el fertilizante inorgánico en ambas especies. En este sentido, se podría inferir que el efluente y digerido en dosis altas, satisface la demanda de nitrógeno del cultivo, al igual que el fertilizante inorgánico, pudiendo reemplazarlo en su totalidad.

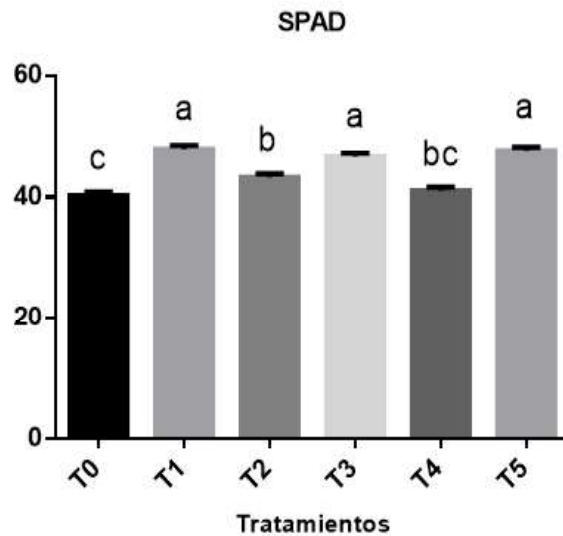


Figura 52: índice SPAD de *Salvia splendens* (corales). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

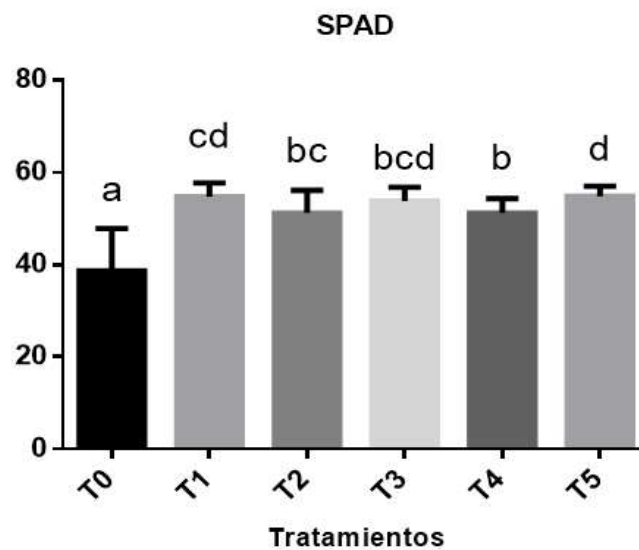


Figura 53: índice SPAD de *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

El día que se realizó finalizó el ensayo se midió, además de los indicadores mencionados anteriormente, diámetro de tallo, conteo de nudos y altura del tallo para ambas especies. Al analizar el diámetro de tallo se observó que en el caso de las corales el T1 fue el que mayor diámetro presentó con respecto a los demás tratamientos y además fue estadísticamente significativo contra T0 y T4. Sin embargo, las plantas tratadas con T1, T2, T3 y T5 no presentaron diferencias significativas entre sí. Sin embargo, la

tendencia es que las dosis elevadas de nitrógeno corresponden a mayores diámetros con respecto a las dosis bajas de nitrógeno. En el caso de los copetes, T1, T2, T3 y T5 fueron estadísticamente mayor y significativos frente a T0 y T4. Sin embargo, las plantas tratadas con T1 no tuvieron el mismo comportamiento que en la especie anterior ya que tuvo un menor diámetro que las tratadas con T5 ( $p < 0,05$ ). El conteo de nudos en los copetes, se observó que T4 fue el de mayor conteo y además fue estadísticamente significativo contra T3 y T0. Los tratamientos T0, T1, T2, T3 y T5 no presentaron diferencias entre sí ( $p > 0,05$ ). En el caso de las plantas de coral no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. La altura del tallo nos permite inferir aquellas plantas que se elongaron más durante su periodo vegetativo. Los resultados obtenidos indican que los copetes tratados con el T1 presentaron mayor altura y esta fue significativamente superior contra el T5, T3 y T0 ( $p < 0,05$ ). En base a esto, se puede decir que el DLP dosis alta generó una mayor elongación del tallo. Es así, que, en el caso de las corales, un comportamiento similar fue observado; siendo T1 el que mayor altura presentó y además siendo significativamente superior a T5, T2 y T0 ( $p < 0,05$ ). La superioridad de altura de las plantas tratadas con T1 pudo deberse a que los digeridos contienen fitohormonas como giberelinas, ácido indol acético y auxinas que tienen potencial para favorecer el crecimiento de las plantas y, además, aumentar la tolerancia al estrés biótico y abiótico (Blazquez, 2020).

Además de las determinaciones detalladas anteriormente, normalmente en los cultivos florícolas se realizan otras mediciones como conteo de flores, pimpollos entre otras cosas. Para el caso de copetes, el conteo de flores no arrojó diferencias significativas entre los tratamientos, aunque la tendencia general fue que las plantas tratadas con el DLP en dosis alta presentaran mayor número de flores. Es así que, en esta misma especie, las plantas tratadas con DLP en dosis alta presentaron un conteo de pimpollos superior y estadísticamente significativo contra el resto de los tratamientos. En el caso de las corales, estas variables no fueron medidas ya que, a diferencia de los copetes, estas producen una sola flor y no había diferencias visuales entre ellas. En cambio, en el caso de los copetes, estos suelen producir más de una flor y si había diferencias visuales entre sí.

Ya enumerados los efectos del uso de EP y DLP sobre los componentes de rendimiento de las especies florales analizadas, se analizó el efecto sobre la composición final del sustrato utilizado. Una de las principales preocupaciones a la hora de utilizar los EP o DLP es el efecto que puede traer sobre la conductividad eléctrica (CE) del sustrato (tabla 8). Una elevada concentración de sales en el sustrato puede afectar el crecimiento de las plantas ya que; ocasiona una disminución en el potencial hídrico causando una excesiva pérdida de agua por parte de la planta (Gayosso Rodríguez et al., 2016), y generando toxicidad y desbalance iónico específicamente en los cloroplastos (Cabrera et al., 2017). Para el caso de los sustratos utilizados para el cultivo de copete, el sustrato analizado donde se aplicó la dosis alta de EP (T3) presentó mayor CE con respecto al resto de los tratamientos ( $p < 0,05$ ). Dichos resultados concuerdan con lo mencionado anteriormente sobre el elevado contenido de sales. No obstante, para el cultivo de coral este efecto de la CE sobre el sustrato presentó otro comportamiento. En este caso, el T1 y T3 presentaron valores similares de CE. Si bien la CE fue siempre elevada en los tratamientos con EP, en ningún caso superaron el umbral establecido por Barbaro et al. (2020) de 1 dS/m.

	Coral ( <i>Salvia splendens</i> )	Copete ( <i>Tagetes patula</i> )
Tratamiento	CE (dS/m)	CE (dS/m)
SF T0	0,163 a	0,128 d
SF T1	0,279 bc	0,257 b
SF T2	0,175 a	0,18 cd
SF T3	0,394 c	0,35 a
SF T4	0,209 abc	0,217 bc
SF T5	0,182 ab	0,181 cd

Tabla 8: CE (dS/m) del sustrato de *Salvia splendens* (corales) y *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre una misma columna indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ) para copete y Test de Kruskal Wallis, para coral ( $p < 0,05$ ). (SI 0: sustrato inicial, SF T0: testigo, SF T1: DLP dosis alta, SF T2: DLP dosis baja, SF T3: EP dosis alta, SF T4: EP dosis baja, SF T5: fertilizante inorgánico).

Otro parámetro que determina la calidad de un sustrato es el pH del mismo. Este parámetro determinará la disponibilidad de nutrientes ya que a su vez condiciona la capacidad de intercambio catiónico (CIC). Por ende, el pH determina si la nutrición vegetal podrá ser llevada a cabo correctamente. El pH para sustratos florales, debería ser ligeramente ácido (5,5 a 6,3) para que los nutrientes se encuentren disponibles (Barbaro et al., 2014). Por debajo de este rango (más ácidos) suelen manifestarse deficiencias de nutrientes como nitrógeno, potasio, calcio y magnesio; mientras que por encima de este rango (más alcalinos) nutrientes como el fósforo, hierro, manganeso, zinc y cobre pasan a ser limitantes (Barbaro & Karlanián, 2020). Así mismo, estos autores mencionan que para cultivos de *Tagetes patula* y *Salvia splendens*, es necesario un medio con valores de pH dentro del rango mencionado. En cuanto al pH analizado de los sustratos en el cultivo de copete, este presentó valores en el rango de 5,8 a 6,4, concordando con los valores expuestos anteriormente (figura 54). Para el presente estudio no se verificaron diferencias significativas entre los tratamientos, evidenciando que la aplicación de los productos (DLP, EP y fertilizante) no generó cambios en el mismo. En cuanto al sustrato analizado de coral, el pH presentó valores entre 5,6 a 6,3 (figura 55). En este caso los tratamientos con dosis bajas, tanto del EP y DLP, tuvieron valores similares al T0 ( $p > 0,05$ ), por lo que se puede inferir que las dosis bajas no afectan al pH. Sin embargo, en el caso de las dosis altas de EP y DLP, el pH tuvo valores similares a las plantas tratadas con fertilizante inorgánico (T5). Al analizar los cambios de pH, entre el sustrato inicial y final, se pudo observar que al final del ensayo este parámetro aumentó. Dicho aumento de este parámetro también fue observado por Barbaro & Karlanián (2020) al estudiar el efecto de sustratos con distintas propiedades físicas en el desarrollo de los plantines de petunia y copete. Anteriormente, se comentó que la acidificación del medio en los sustratos favorece la disponibilidad de nutrientes. Tal como se pudo observar, el pH del medio pasó de 4,8 (punto 4.4, tabla 5) a valores entre 5,6 a 6 por lo que la aplicación favorece el pH del medio.

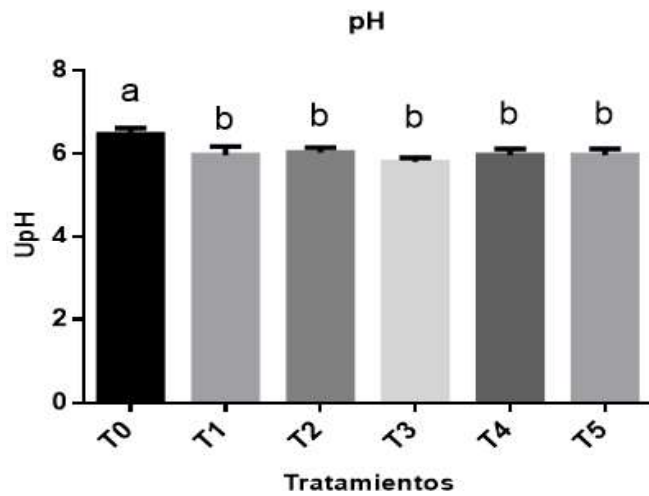


Figura 54: medición de pH del sustrato de *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

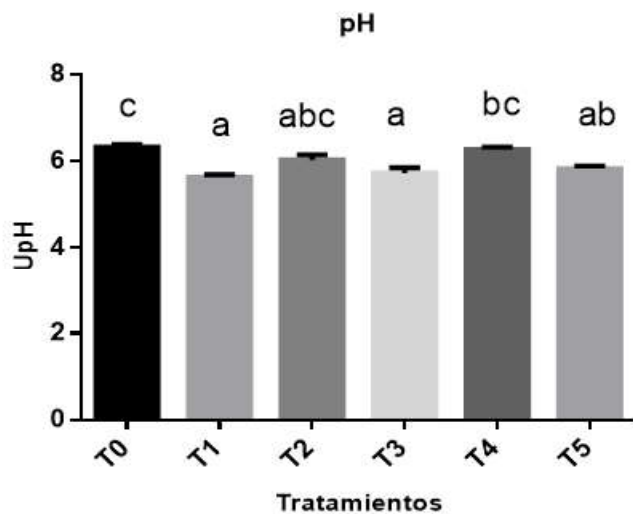


Figura 55: medición de pH del sustrato de *Salvia splendens* (corales). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

Tanto los DLP como los EP son ricos en nitrógeno, especialmente en forma amoniacal. Esto trae aparejado como problemática la posible volatilización del amoniaco hacia la atmósfera. En este sentido, es importante que el amonio aplicado pase por un proceso de nitrificación para ser convertido en nitratos y así poder ser tomado por las plantas. Para el caso del presente estudio, el contenido final de nitrógeno amoniacal fue

superior en los sustratos de coral con respecto a los de copete (tabla 9). Dado que se aplicó la misma cantidad de nitrógeno amoniacal por especie, podemos inferir que en el caso de copete podrían haber sido más intensos los procesos de nitrificación, volatilización o absorción por parte de las plantas. La explicación de dicho fenómeno de reducción del amonio en el sustrato de copete se explica en el párrafo siguiente.

	Copete ( <i>Tagetes patula</i> )	Coral ( <i>Salvia splendens</i> )
Tratamiento	N-NH <sub>3</sub>	N-NH <sub>3</sub>
SF T0	73,8 bc	398,8 a
SF T1	72,17 abc	409,71 a
SF T2	28,03 ab	376,13 a
SF T3	0 a	716,98 a
SF T4	49,13 abc	380,36 a
SF T5	335,34 c	378,81 a

Tabla 9: contenido final de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub><sup>+</sup>) en el sustrato de copetes y corales. Resultados expresados en mg.L<sup>-1</sup> BS. Letras distintas entre misma columna indican diferencias significativas según el test de Kruskal Wallis (p<0,05). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

Es claro que el nitrógeno es uno de los nutrientes que más limitan el crecimiento vegetal. La dinámica del nitrógeno en un sustrato o en un suelo está dada, por un lado por el tipo de nitrógeno incorporado (orgánico o inorgánico) y por otro lado por el tipo de comunidad microbiana presente en el sustrato. En el caso de este ensayo, el fertilizante orgánico que se utilizó fue el EP y DLP. Experiencias realizadas por Hai y colaboradores (2009), indican que, al utilizarse fertilizantes de base orgánica, estos generan aumentos en las fracciones totales de nitrógeno, fósforo y carbono. En el caso del amonio, este es normalmente fijado directamente por los microorganismos presentes lo que trae aparejado una inmovilización por parte de microbiota presente en el sustrato. Sin embargo, este aumento de las fracciones totales no se da cuando la fertilización es de base inorgánica (T5), lo que explica los resultados obtenidos en el T5 de los copetes.

Anteriormente, se explicó que ambos fertilizantes orgánicos utilizados en el ensayo presentaban elevadas concentraciones de nitrógeno, especialmente la forma amoniacal. Dichas elevadas concentraciones de amonio favorecen la proliferación de comunidades bacterianas de los géneros *Nitrospira* y *Nitrosococcus*, ambos géneros oxidantes del amonio (Rincón & Gutiérrez, 2012). A este proceso de oxidación del amonio a nitrito (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> → NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), le sigue la oxidación a nitrato. Este proceso indicado, puede explicar la dinámica del amonio observado en el ensayo.

Anteriormente se explicó la dinámica del amonio y su relación con el nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Este elemento suele ser la forma más fácil que tienen las plantas para incorporar nitrógeno por lo que su análisis es relevante. En ambas especies, las plantas tratadas con T3

tuvieron una tendencia a tener un mayor contenido final de  $\text{NO}_3^-$ , con respecto al resto de los tratamientos. Dicho comportamiento puede estar relacionado con el pH del sustrato (Imas, 2011). En ambos casos, los sustratos tratados con T3 tuvieron una tendencia a tener un menor pH con en relación con los demás tratamientos. Esto puede ser explicado ya que en algunos casos la planta puede absorber  $\text{NH}_4^+$  en vez de  $\text{NO}_3^-$  liberando a la rizosfera  $\text{H}^+$  generando una disminución del pH. Dicha teoría formulada por el autor mencionado anteriormente concluye los resultados obtenidos del amoniaco en el sustrato final de los copetes. Por este motivo es lógico que el contenido de nitratos haya sido mayor que los demás tratamientos. En el caso del sustrato utilizado para el copete (figura 56), tratado con T1, este no presentó diferencias respecto al T3 y T5 por lo que se puede inferir que T1 suplió de igual manera la demanda de nitratos que T5. Pudiendo inferir que el DLP puede proveer de igual manera a la planta de nitratos que el fertilizante inorgánico. En el caso del sustrato utilizado para el coral (figura 57), este comportamiento no se dio, ya que el T1 presentó valores superiores ( $p < 0,05$ ) con respecto al T5 e iguales a T3. Dicho comportamiento se puede explicar debido a que el pH del sustrato tratado con T1 presentó valores de 5,63. Por ende en este caso, probablemente, la planta haya tomado  $\text{NH}_4^+$  de la solución y no nitratos. Los valores inferiores en el T0, se deben principalmente a que nunca fue fertilizado por lo que el contenido de nitratos presente se debe a la mineralización de la materia orgánica presente. Sin embargo, Ansorena y colaboradores (2014) explican que los sustratos hechos a base de compostaje presentan una baja mineralización de nitrógeno comparado con otros residuos orgánicos, como el estiércol animal.

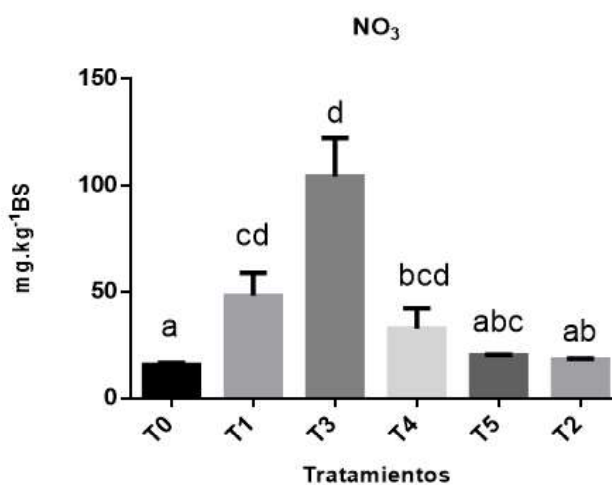


Figura 56: contenido final de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el sustrato de *Tagetes patula* (copetes). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

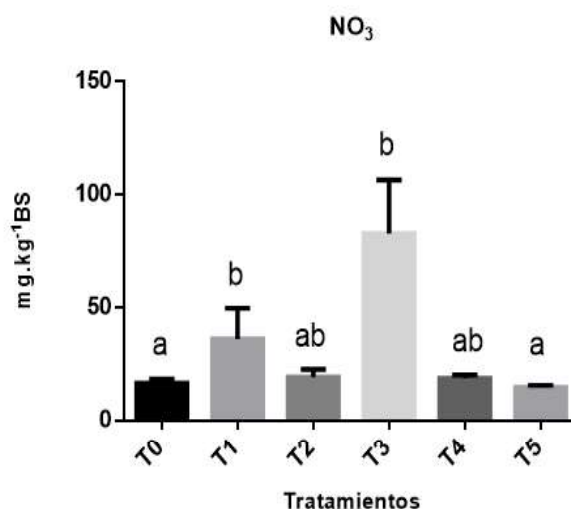


Figura 57: contenido final de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en el sustrato de *Salvia splendens* (corales). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

El fósforo (P) es el segundo nutriente más requerido por las plantas y microorganismos. A este nutriente, se le atribuyen principalmente funciones de acumulación y liberación de energía durante el metabolismo celular. El fósforo soluble (Ps), es la fracción de fósforo presente en la solución de la cual las plantas pueden tomar de manera inmediata. Mientras que el fósforo lábil (P lábil) es el absorbido por las superficies de los minerales de arcillas, óxidos de hierro y aluminio, carbonatos y apatitas, que están en rápido equilibrio con el fosfato de la solución del suelo (Conti, 2000). Dependiendo del pH del suelo o sustrato, este puede estar en dos formas: la forma  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  es favorecida por los pH bajos mientras que la forma  $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$  es favorecida por los pH más bien altos. A medida que la planta toma y que los microorganismos inmovilizan el P soluble presente en solución, éste es repuesto por la fracción de P lábil presente. Dicha reposición no es inmediata y depende de varios factores como el pH. A pH ácidos, aumentan las cargas negativas de los coloides y por ende aumenta la adsorción (Larrea Peña, 2010). En el presente ensayo, se analizó la fracción soluble para todos los tratamientos propuestos y ambas especies. Tal como se comentó anteriormente, el pH del sustrato posee una gran influencia sobre la disponibilidad del P, Mn y Fe. En el caso del P, depende de manera directa del pH del sustrato siendo su rango de máxima solubilización de 4 a 5,4 (Hashimoto, 2010). En el caso del sustrato final de copete (figura 58), el T5 fue el que presentó mayor contenido de Ps al final del ensayo, aunque no varió de manera significativa contra los demás tratamientos salvo contra el testigo (T0). En este sentido, es importante remarcar que tanto el DLP como el EP presentaron similares valores que el fertilizante inorgánico, pudiendo asumir que dichos fertilizantes orgánicos suplieron de fósforo al cultivo. En el caso del coral (figura 59), T3 y T5 fueron los que mayor contenido de Ps tuvieron al final del ensayo presentando, además, diferencias significativas contra el resto de los tratamientos. Si bien en ambas especies, el contenido de Ps en el T3 fue superior a T1, en ninguna de las especies fue estadísticamente significativo. Esto nos lleva a indicar que, si bien el Ps del EP era mayor, la rápida

mineralización del fósforo orgánico en el DLP fue lo que generó que no haya diferencias significativas.

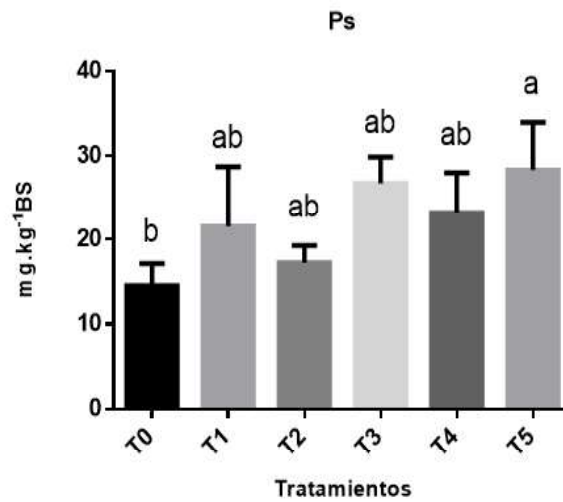


Figura 58: contenido final de fósforo soluble (Ps) en el sustrato de copetes. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

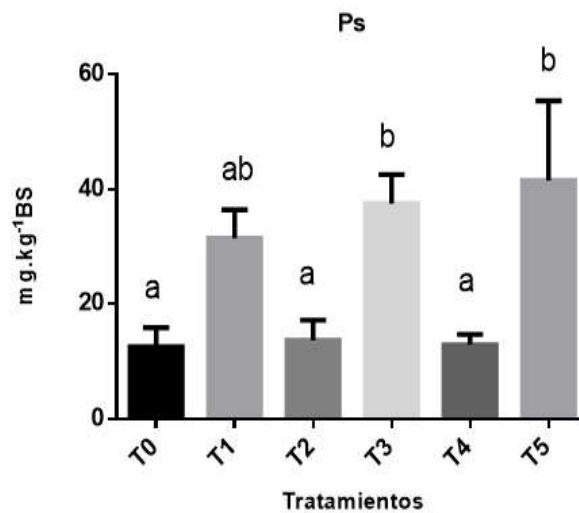


Figura 59: contenido final de fósforo soluble (Ps) en el sustrato de corales. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

Por otro lado, en lo que respecta a los otros macronutrientes (Ca, K y el Mg) que cumplen roles fundamentales y necesarios para la planta, a continuación, se detallan los principales resultados hallados.

El calcio (Ca) es un nutriente asociado a funciones en la pared celular y es esencial para la división y elongación celular. El contenido final de Ca en el sustrato no varió de manera significativa entre tratamientos para el caso de copete, sin embargo el T2 presentó una tendencia a mayor concentración (37,8 mg.Kg<sup>-1</sup>BS). Para el caso del coral, el contenido de Ca fue superior en el T0 siendo estadísticamente diferente a T1 y T5. Este resultado, probablemente tiene origen en que la planta de coral no se desarrolló por lo que hubo una acumulación. Inicialmente, el sustrato tenía un contenido de 6,8 mg.L<sup>-1</sup> y hacia del final del ensayo la acumulación fue de 18,59 mg. L<sup>-1</sup>. El Ca es un nutriente que se puede absorber en un amplio rango de pH por lo que los resultados no estuvieron condicionados por esta variable. Además, no se observaron deficiencias de este nutriente a lo largo del ensayo. Otro nutriente esencial es el magnesio (Mg), el cual interviene en la molécula de clorofila. Al igual que el caso anterior el sustrato utilizado para el copete, no presentó diferencias significativas entre los tratamientos siendo T2 el que presentó una tendencia a mayor concentración (7,19 mg. kg<sup>-1</sup> BS). En el caso del coral, fue el T3 el que presentó el mayor contenido de Mg final (6,67 mg. kg<sup>-1</sup> BS). En este caso cabe destacar que la menor concentración fue el T5, y este varió de manera significativa contra el resto de los tratamientos. De esta manera se podría argumentar que tanto el DLP como el EP aportaron dicho nutriente. Por último, el potasio (K) es un macronutriente que se encontró en elevadas concentraciones en los sustratos de ambas especies tratadas con DLP y EP. En el caso del copete (figura 60), fue el tratamiento con EP en dosis alta, la que exhibió una mayor concentración con respecto a los demás tratamientos, mostrando diferencias significativas ( $p < 0,05$ ). El K presente en el sustrato indica la posibilidad de una relación estrecha con la salinidad del mismo lo que nos lleva a intuir que los aumentos de la salinidad explicados anteriormente tienen relación con este elemento en cuestión. Es así, que al realizar un análisis de correlación se obtuvieron valores del 0,87 entre la CE y el K ( $p=0,0003$ ) para el caso del sustrato de copete, valores que concuerdan con lo observado por Ansorena y colaboradores (2014). No obstante, en el caso del coral (figura 61), se observó un comportamiento distinto, siendo el T0 el que presentó mayor concentración de este elemento, con respecto a los demás tratamientos ( $p < 0,05$ ). Esto nos confirma lo observado en el caso del Ca, observándose entonces, una acumulación de este nutriente debido a que la planta no creció. Además, no se halló una correlación alguna entre K y CE. Quintero y colaboradores (2011), explicaron que los sustratos que poseen elevadas concentraciones de K, pueden deberse a múltiples causas, dentro de las cuáles se pueden enumerar, el agua usada para regar y la presencia de un sustrato con elevada CIC en conjunto con una degradación rápida de la materia orgánica. A esto además habría que sumar los elevados contenidos de este nutriente que presentan los DLP como los EP. No obstante, los valores obtenidos concuerdan con los umbrales propuestos por Ansorena y colaboradores (2014) de 500 a 600 mg L<sup>-1</sup> de K.

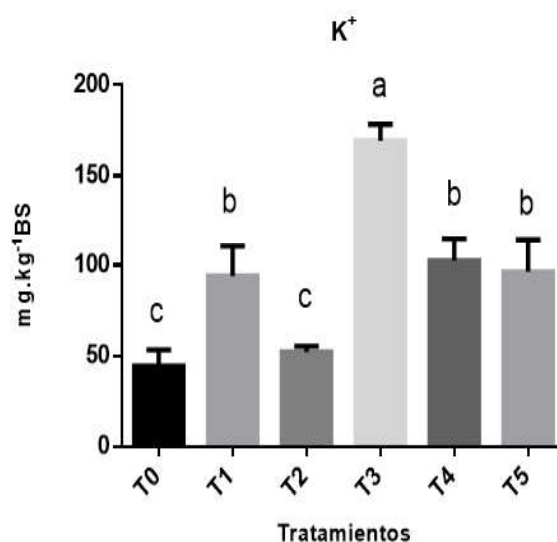


Figura 60: contenido final de potasio (K) en el sustrato de copetes. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

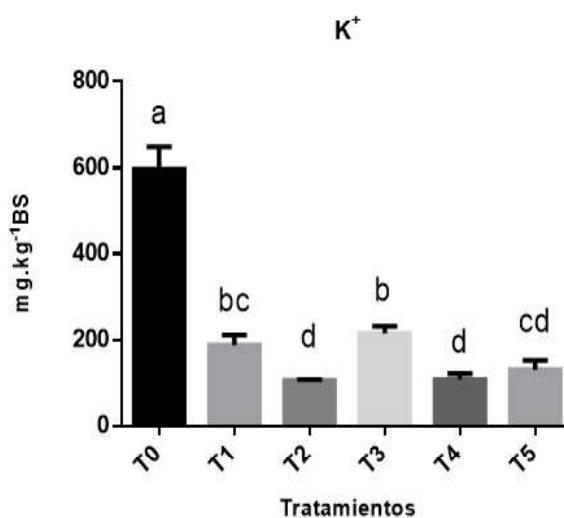


Figura 61: contenido final de potasio (K) en el sustrato de corales. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según el test de Tuckey ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

Una de las mayores precauciones a la hora de usar estos tipos de fertilizantes orgánicos (DLP o EP) es el efecto del contenido de micronutrientes que estos pueden tener y su efecto a nivel sustrato y planta. Anteriormente se indicó que, debido a la intensificación de la producción porcina, los micronutrientes son un ingrediente típico en la dieta de los mismos y su capacidad para absorberlos es baja por lo que es común que en las heces

porcinas se encuentren elevadas concentraciones de estos. Los micronutrientes también conocidos como elementos traza son el cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), sodio (Na) y zinc (Zn) son necesarios y cumplen roles específicos en el metabolismo celular de la planta; no obstante estos son necesarios en concentraciones bajas (ppm) para que no generen fitotoxicidad.

En el sustrato final de copetes el T0 tuvo una tendencia a tener mayor concentración de los elementos Cu, Mn y Zn y además fue significativo frente a T2, T3, T4 y T5. Dichas concentraciones observadas en el T0 fueron similares a las del T1 aunque no significativas ( $p > 0,05$ ). En el caso del Fe, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. En el sustrato de coral no se observaron diferencias significativas entre tratamientos para los elementos Mn, Zn y Fe siendo el comportamiento del Cu diferente. El T5 y T0 fueron los que presentaron menor valor de Cu final respectivamente siendo no significativos. El resto de los tratamientos a excepción del T4 no exhibieron diferencias significativas contra T0. De esta manera se puede decir que en este ensayo los EP como los DLP no generaron un aumento de estos elementos traza, siendo además el sustrato una fuente de dichos micronutrientes. Dichos resultados se encuentran en el anexo III.

El contenido de Na es un parámetro importante ya que afecta directamente la alcalinidad del sustrato como también la CE del mismo (tabla 10). En el caso de coral, el Na fue superior en aquellos tratamientos con del DLP como del EP en dosis altas y además fue significativo siendo significativo contra el testigo. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas contra T5 por lo que el fertilizante también contribuye a la salinidad del sustrato. Se recomienda que los umbrales críticos de Na sean para las especies en cuestión de  $540 \text{ mg L}^{-1}$  (Ansorena et al., 2014). Al analizar dicha variable obtuvimos que el T1 y T3 presentaron valores de  $150 \text{ mg L}^{-1}$  y  $160 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente, ubicándonos dentro de valores aceptables. Asimismo, este comportamiento también fue observado en el sustrato de copete siendo T1 y T3 los sustratos con mayor contenido de Na. Dichos contenidos fueron superiores al T0. De esta manera tanto el EP como el DLP contribuyeron al aporte de Na de manera significativa. Dichos valores fueron de  $163 \text{ mg L}^{-1}$  para T1 y  $170 \text{ mg L}^{-1}$  para T3. Tal como se intuye el efecto del K sobre la CE, el Na mostró una correlación con la CE de 0,74 ( $p = 0,0022$ ) para el copete mientras que para el caso de las corales el valor de correlación fue de 0,78 ( $p = 0,0014$ ). Este valor es algo menor a los valores de correlación de 0,98 encontrados por Barbaro y colaboradores (2019).

Tratamiento	n	Copete ( <i>Tagetes patula</i> )	Coral ( <i>Salvia splendens</i> )
T0	3	224,03 ± 2,07 <b>a</b>	239,95 ± 4,65 <b>a</b>
T1	3	334,25 ± 13,44 <b>ab</b>	309,22 ± 31,5 <b>bc</b>
T2	3	352,33 ± 117,89 <b>ab</b>	244,49 ± 8,32 <b>ab</b>
T3	3	352,33 ± 13,44 <b>b</b>	328,86 ± 7,81 <b>c</b>
T4	3	280,07 ± 19,67 <b>ab</b>	239,23 ± 9,28 <b>a</b>
T5	3	291,69 ± 25,98 <b>ab</b>	249,21 ± 16,81 <b>abc</b>

Tabla 10: contenido final de sodio (Na) en el sustrato de copetes y corales. Resultados expresados en  $\text{mg.L}^{-1}$  BS. Letras distintas entre misma columna indican diferencias significativas según el test de Kruskal Wallis ( $p < 0,05$ ). (T0: testigo, T1: DLP dosis alta, T2: DLP dosis baja, T3: EP dosis alta, T4: EP dosis baja, T5: fertilizante inorgánico).

## 6 Conclusión.

Una vez finalizado el desarrollo de la presente investigación, se detallan aquí las conclusiones elaboradas en base las hipótesis y objetivos planteados:

*Objetivo 1: “evaluar las características fisicoquímicas y microbiológicas de la fracción líquida de un digerido y un efluente porcino”.*

Al evaluar las características fisicoquímicas y microbiológicas del DLP y EP, se pudo observar que el DLP cumplía con las normas de la resolución 19/2019 Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. De esta manera se destaca la necesidad de realizar algún tipo de tratamientos a los efluentes porcinos para así no perjudicar al ambiente, la salud humana y animal.

En lo que concierne a su composición, destacó la elevada variabilidad que puede haber a la hora de analizar ambas fracciones, por lo que su análisis lo hace elemental. El elevado contenido de nitrógeno en la forma amoniacal puede convertirse en una preocupación ambiental debido a la facilidad que tiene este de volatilizarse como amoníaco. En cuanto a la hora de analizar el contenido de la fracción soluble del fósforo, podemos destacar el bajo contenido del DLP con respecto al EP. Esto se debe al proceso de DA que genera una inmovilización por parte del microbiota. En cuanto al contenido de micro nutrientes tanto los DLP como los EP tienen excelentes contenidos de estos, aunque hay que considerar que su exceso puede provocar problemas en el sustrato como también fitotoxicidad en la planta. Lo que se pudo observar en el DLP es que el contenido de macro y micronutrientes aumentaba con respecto al EP producto de una concentración de los mismos. La principal inquietud que nos trae esto, es el contenido de Na el cual puede contribuir a cambios en el pH y CE que pueden ser perjudiciales. En cuanto al Cu y Zn también brindan preocupación para los casos de fitotoxicidad. En lo que respecta a la bioseguridad, destacamos la inocuidad en cuanto a *Salmonella spp.* Tanto en el DLP como el EP. Sin embargo, se observaron valores similares para *E. coli*, coliformes totales y coliformes termo tolerantes para el DLP como el EP. Esto nos lleva a inferir una posible contaminación en alguna zona posterior al digester anaeróbico.

*Objetivo 2: “evaluar la dinámica del amonio, nitrato y fósforo soluble de un efluente y un digerido porcino en un ensayo de incubación controlada en un sustrato”.*

El ensayo realizado tuvo la innovación de ser uno de los pocos ensayos realizados en un sustrato de producción floral usando digeridos líquidos. Al ser un sustrato, las propiedades físicas y químicas son totalmente distintas a las de un suelo lo que nos obliga a tener algunos recaudos. El amonio, fue el parámetro que difirió con respecto a la bibliografía consultada. Este, comenzó disminuyendo a lo largo de los muestreos hasta el día 28 (M4) donde se observó un pico elevado de amonio producto de una posible amonificación. En cuanto al contenido de nitratos, este fue aumentando en los momentos en que el amonio disminuía producto de la nitrificación del mismo. Además, fueron los tratamientos con DLP los que exhibieron mayor contenido de nitratos.

En cambio, el Ps es un parámetro más estable y que nos permitió conocer mejor su dinámica. En este estudio, destacó la elevada capacidad del fósforo orgánico de mineralizarse y pasar a su forma soluble. En la mayoría de los momentos de análisis se observó que el DLP y EP mantenían valores similares demostrando la elevada capacidad de los DLP como fuente de fósforo. Además, hay que recordar que el DLP presentaba un bajo contenido de Ps con respecto al EP. Sin embargo, mayores investigaciones deberían realizarse para conocer la mineralización del carbono por ejemplo y así poder conocer mejor el comportamiento de estas enmiendas en sustratos florícolas.

*Objetivo 3: “analizar los efectos de la aplicación de digeridos y efluentes porcinos sobre cultivos intensivos florales y sobre el sustrato utilizado”.*

Los efectos del DLP observados sobre los ejemplares de copetes, fue el aumento del peso seco total para el caso de la dosis alta. Así mismo, el peso fresco y seco de las hojas de copetes fue superior cuando se las trató con DLP en dosis alta. Para esta especie se puede indicar que los DLP pueden sustituir a los fertilizantes comerciales. Además, dichos resultados superaron al EP por lo que confirma la necesidad de realizar algún tipo de tratamiento. En cuanto a los ejemplares de coral, se pudo observar que para el caso del peso seco total tanto el DLP como el EP se comportaron de igual manera. Así mismo ocurrió con el peso fresco aéreo, aunque sí se observaron diferencias contra el fertilizante inorgánico. Ahora bien, al analizar la fracción seca aérea, el DLP y EP no tuvieron un mejor comportamiento que el fertilizante inorgánico. En lo que respecta a la nutrición foliar, medido a través del SPAD, los tratamientos con DLP y EP actuaron de igual manera que el fertilizante inorgánico para el caso de las corales. Para concluir este ensayo, los DLP podrían utilizarse para sustituir parcial o totalmente los fertilizantes inorgánicos.

En cuanto a su efecto sobre la composición final del sustrato, fue el EP el que mayor efecto tuvo sobre el sustrato de ambas especies a la hora de analizar la CE. El pH de los sustratos tratados con DLP y EP mantuvo valores dentro de los rangos aceptables por la bibliografía consultada. En cuanto al contenido final de  $\text{NO}_3^-$  fueron las plantas tratadas con DLP y EP en dosis altas las que presentaron, para ambas especies, el mayor contenido. Además, presentaron valores superiores con respecto al fertilizante inorgánico. En cuanto al contenido de Ps pudo observarse que tanto el DLP y EP obtuvieron valores similares en relación al fertilizante inorgánico y esto se cumplió para ambas especies.

Se concluye que para el presente estudio se verificó la posibilidad de reemplazar total o parcialmente la fertilización de base inorgánica en cultivos intensivos de producción flora. Así mismo, la utilización de este tipo de bioinsumo contribuye a una mejora en la calidad ambiental de las producciones animales y al reciclado de nutrientes en el sistema productivo. De esta manera el uso de digeridos contribuye a la sostenibilidad de los sistemas productivos.

## 7 Bibliografía.

Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., & Bernal, M. P. 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agriculture, ecosystems & environment*.

Alburquerque, J. A., de la Fuente, C., Ferrer-Costa, A., Carrasco, L., Cegarra, J., Abad, M., & Bernal, M. P. 2012. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues.

Ansorena, J., Batalla, E., & Merino, D. 2014. Evaluación de la calidad y usos del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos. *Escuela Agraria Fraisoro*, 1.

Aguilera, E. A. R. 2017. Generación de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia, a partir del aprovechamiento de sustratos orgánicos. *Revista científica de FAREM-Estefé*, (24), 60-81.  
<https://revistasnicaragua.cnu.edu.ni/index.php/RCientifica/article/view/4083/3962>

Barbaro, L. A., Del Carmen Imhoff, S., & Morisigue, D. E. 2014. Evaluación de sustratos formulados con corteza de pino, pinocha y turba subtropical. *Ciencia del suelo*, 32(2), 149-158.

Barbaro, L., Karlanian, M., Rizzo, P., & Riera, N. 2019. Caracterización de diferentes compost para su uso como componente de sustratos. *Chilean journal of agricultural & animal sciences*, 35(2), 126-136.

Barbaro, L. A., & Karlanián, M. A. 2020. Efecto de las propiedades físicas del sustrato sobre el desarrollo de plantines florales en maceta.

Barbaro, L. A. 2023. Sustratos: principales propiedades a tener en cuenta. EEA Cerro Azul, INTA.

Bonmatí, A., & Flotats, X. 2003. Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion

Baudoin, W., A. Nisen, M. Grafiadellis, H. Verlodt, R. Jiménez, O. De Villele, y A. Monteiro, 2002. El cultivo protegido en el clima mediterráneo. *Medios y Técnicas de Producción. Suelo y Sustratos*. FAO. Roma. pp: 143-182

Bergamasco, M. A. M., Braos, L. B., Guidini Lopes, I., & Cruz, M. C. P. 2019. Nitrogen mineralization and nitrification in two soils with different pH levels. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 50(22), 2873-2880.

Blazquez, A. B. 2020. Digerido anaeróbico de estiércol bovino como sustituto de la fertilización sintética: su efecto sobre el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.).

Braun, R. 2013. Eliminación mediante impactos ambientales positivos de estiércoles y purines en las empresas porcinas. Producción de biogás. [https://produccion-animal.com.ar/Biodigestores/22-inta\\_fericerdo\\_2013\\_purines.pdf](https://produccion-animal.com.ar/Biodigestores/22-inta_fericerdo_2013_purines.pdf)

Brunori, J. 2012. Producción de Cerdos en Argentina. Situación, Oportunidades y Desafíos.

Brunori, J. 2017. Unidad demostrativa agrícola porcina del INTA EEA Marcos Juárez. Estación Experimental Agropecuaria Marcos Juárez. Ediciones INTA.

Cabrera, R. I., Solís-Pérez, A. R., & Cuervo-Bejarano, W. J. 2017. Tolerancia y manejo de salinidad, pH y alcalinidad en el cultivo de flores. Consideraciones sobre producción, manejo y poscosecha de flores de corte con énfasis en rosa y clavel. Bogotá: Editorial Universidad Nacional de Colombia, 63-73.

Cardini, R. 2019. Informe de cadena de valor carne porcina julio de 2019. Subsecretaría de programación microeconómica, secretaría de política económica. Ministerio de hacienda.

Carrizo, M., Alesso, C., Girello, G., Capeletti, M., Micheloud, H., & Imhoff, S. 2014. Rendimiento de maíz y cambios en propiedades edáficas luego de la aplicación de efluentes líquidos porcinos.

Cerón Rincón, L. E., & Ancizar Aristizábal Gutiérrez, F. 2012. Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista colombiana de Biotecnología*, 14(1), 285-295.

Cervantes, F. J., Saldívar-Cabral, J. & Yescas, J. F. 2007. Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. <https://revista.itson.edu.mx/index.php/rirn/article/view/83/19>

Conti, M. E. 2000. Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos. Ed. Facultad de Agronomía. [file:///C:/Users/Lenovo/Downloads/261-atributos-de-suelo-con-efluente-porcino%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Lenovo/Downloads/261-atributos-de-suelo-con-efluente-porcino%20(1).pdf)

CEPAL, FAO, & IICA. 2023. *Perspectivas de la Agricultura y del Desarrollo Rural en las Américas: una mirada hacia América Latina y el Caribe 2023-2024*.

Chadwick DR. *Digestate as a fertiliser and environmental concerns 2007*. In: *Anaerobic digestion stakeholder workshop. Session IV: building the market for digestate*. UK: Exeter University; September 3-4.

Chantigny, M. H., Rochette, P., Angers, D. A., Massé, D., & Côté, D. 2004. *Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry*.

Clemens, J., Huschka, A., 2001. The effect of biological oxygen demand of cattle slurry and soil moisture on nitrous oxide emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 59, 193–198.

Caspersen, S., Oskarsson, C., & Asp, H. 2023. Nutrient challenges with solid-phase anaerobic digestate as a peat substitute—Storage decreased ammonium toxicity but increased phosphorus availability. *Waste Management*, 165, 128-139.

Czekala, W. 2022. *Digestate as a Source of Nutrients: Nitrogen and Its Fractions*.

Decorte, M., Papa, G., Pasteris, M., Sever, L., Gaffuri, C., Cancian, G., Bremond, U., Flamin, C. 2024. Exploring digestate's contribution to healthy soils. *European biogas association (EBA)*.

Dendooven, L., Bonhomme, E., Merckx, R., Vlassak, K., 1998. N dynamics and sources of N<sub>2</sub>O production following pig slurry application to a loamy soil. *Biol. Fert. Soils* 26, 224–228.

de la Fuente, J. L., González, S., Abeledo, C. M., Sosa, R., & Mojena, D. 2018. *Procedimientos matemáticos para determinar la demanda química de oxígeno en los residuales porcinos utilizando materia seca y sus componentes*.

de la Paz Bernasconi Torres, V., Riera, N. I., Schapiro, J., Morici, G., Crespo, D., & Beily, M. E. 2019. Evaluación del potencial metanogénico de efluentes porcinos en co-digestión con glicerol. *Energías Renovables y Medio Ambiente*, 44, 21-27.

Dourmad, J. Y., & Casabianca, F. 2013. Effect of husbandry systems on the environmental impact of pig production.

Di Maria, F., A. Sordi, G. Cirulli, G. Gigliotti, L. Massaccesi y M. Cucina. 2014. "Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity"

Figueroa Barrera, A., Álvarez Herrera, J. G., Forero, A. F., Salamanca, C., & Pinzón, L. P. 2017. Determinación del nitrógeno potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización de nitrógeno en materiales orgánicos.

Gandica-Omaña, H., & Peña, H. 2015. Acumulación de materia seca y balance de nutrientes en tomate. *Solanum Lycopersicum*.

Gayosso-Rodríguez, S., Borges-Gómez, L., Villanueva-Couoh, E., Estrada-Botello, M. A., & Garruña-Hernández, R. (2016). Sustratos para producción de flores. *Agrociencia*, 50(5), 617-631.

Gómez Garrido, M. 2014. Efectos ambientales de la valorización agronómica de purines de ganado porcino: Dinámica del nitrógeno en el sistema suelo-agua-planta. <https://pdfs.semanticscholar.org/6970/b647abcd7696d9dc64960f82c492b1f913b.pdf>

Herrero, M. A., & Gil, S. B. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología austral*, 18(3), 273-289. [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S1667-782X2008000300003&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S1667-782X2008000300003&script=sci_arttext)

Indec, Producción agropecuaria/ganadería/ Datos del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Años 2017-2021.

Imas, P. 2011. Relación amonio nitrato en la rizosfera en cultivos intensivos.

Javier Treboux – Emilce Terré. Bolsa de comercio de Rosario, Consumo de carne en argentina: dinámica y tendencia junio de 2021. <https://www.bcr.com.ar/es/print/pdf/node/86173>

Jenkins, S. R., Morgan, J. M., & Sawyer, C. L. 1983. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration.

Jimenez, J., Grigatti, M., Boanini, E., Patureau, D., & Bernet, N. 2020. The impact of biogas digestate typology on nutrient recovery for plant growth: Accessibility indicators for first fertilization prediction. *Waste Management*, 117, 18-31.

Johansen, A., M.S. Carter, E.S. Jensen, H. Huggard-Nielsen y P. Ambus. 2013. "Effects of digestate from anaerobically digested cattle slurry and plant materials on soil microbial community and emission of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O".

Keating, C., Chin, J. P., Hughes, D., Manesiotis, P., Cysneiros, D., Mahony, T., & O'Flaherty, V. (2016). Biological phosphorus removal during high-rate, low-temperature, anaerobic digestion of wastewater. *Frontiers in microbiology*, 7, 177936.

Kirchmann, H., Lundvall, A., 1993. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol. Fert. Soils* 15, 161–164

Lagrange, B. 1979. Biomethane. Principes, Techniques, Utilisation. Vol. 2, Edisual / Energies Alternatives. 249pp.

Legislación <https://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/315000-319999/319167/res19.pdf>

Larrea Peña, C. (2010). Biosolubilización de fósforo parámetros críticos.

Mao, C., Wang, Y., Wang, X., Ren, G., Yuan, L., & Feng, Y. 2019. Correlations between microbial community and C: N: P stoichiometry during the anaerobic digestion process.

Magrí, L. I. (2020). Manejo de los residuos de cama profunda en un sistema de producción porcina mediante el compostaje. <https://rehip.unr.edu.ar/server/api/core/bitstreams/7bae877f-4dba-45f5-9a65-90042cc93125/content>

Maisonnave, R., Millares, P., & Lamelas, K. 2017. Buenas prácticas de manejo y utilización de efluentes porcinos. Subsecretaría de Ganadería. Ministerio de Agroindustria. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/porcinos/informacion\\_interes/archivos/000000\\_Buenas%20Pr%C3%A1cticas%20de%20Manejo%20y%20Utilizaci%C3%B3n%20de%20Efluentes%20Porcinos.pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/porcinos/informacion_interes/archivos/000000_Buenas%20Pr%C3%A1cticas%20de%20Manejo%20y%20Utilizaci%C3%B3n%20de%20Efluentes%20Porcinos.pdf)

Ministerio de agricultura ganadería y pesca. 2021. Anuario porcino 2021.

Ministerio de agricultura ganadería y pesca. 2022. Anuario porcino 2022.

Martínez, L. E., Rizzo, P. F., Bres, P. A., Riera, N. I., Beily, M. E., & Young, B. J. 2021. Compendio de métodos analíticos para la caracterización de residuos, compost y efluentes de origen agropecuario y agroindustrial. Ediciones INTA.

Méndez, J. A. A., Muñoz, M. Á. B., & Carrillo, R. C. 2011. Guía de utilización agrícola de los materiales digeridos por biometanización. M. P. B. Calderón (Ed.). Los autores.

Mortola, N. A., Romaniuk, R. I., Cosentino, V. R. N., Carfagno, P., Eiza, M. J., Otero Estrada, E., & Rubio, E. J. 2022. Uso de digeridos derivados de la producción de biogás como biofertilizante y enmienda del suelo. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca,

Argentina.

[https://repositorio.inta.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12123/13273/INTA\\_CIA\\_Institutod elingenier%c3%adaRural\\_M%c3%b3rtola\\_N\\_Uso\\_de\\_digeridos\\_derivados\\_de\\_la\\_producci%c3%b3n\\_de\\_bioq%c3%a1s.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.inta.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12123/13273/INTA_CIA_Institutod elingenier%c3%adaRural_M%c3%b3rtola_N_Uso_de_digeridos_derivados_de_la_producci%c3%b3n_de_bioq%c3%a1s.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Möller, K. & T. Müller, T. 2012. "Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review"

Mallmann, F.J.K., dos Santos, D.R., Ceretta, C.A., Cella, C., Simunek, J. & van Oort, F. 2012. Modeling field-scale vertical movement of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil

Myrold, D.D., Posavatz, N.R., 2007. Potential importance of bacteria and fungi in nitrate assimilation in soil. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1737–1743.

Nkoa, R. 2014. "Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review"

OECD/FAO. 2019. OECD-FAO Agricultural Outlook 2019-2028, OECD Publishing, Paris/Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Patriquin, D. G., Blaikie, H., Patriquin, M. J., & Yang, C. (1993). On-Farm Measurements of pH, Electrical Conductivity and Nitrate in Soil Extracts for Monitoring Coupling and Decoupling of Nutrient Cycles. *Biological Agriculture & Horticulture*, 9(3), 231–272. doi:10.1080/01448765.1993.9754638

Pathak, H., & Rao, D. L. N. 1998. Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(6), 695–702. doi: 10.1016/s0038-0717(97)00208-3

Pegoraro, V. 2019. Diagnóstico del manejo de efluentes porcinos e impacto de su valorización agronómica en el sistema suelo-planta (córdoba, argentina) <https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/12864/Pegoraro%2C%20Vanesa%20R.%20-%20Diagn%20del%20manejo%20de%20efluentes%20porcinos%20e%20impactos%20de%20su%20valorizaci%20agron%20en%20el%20sistema%20suelo-planta...pdf?sequence=4&isAllowed=y>

Pegoraro, V., Bachmeier, O., Lorenzon, C., Conde, B., Ortiz, J., Barbosa, A., & Zubillaga, M. 2023. Cambios en los atributos del suelo por aplicación continua de efluente porcino. *Ciencia del Suelo*, 41(2), 261-272

Pegoraro, V., Cazorla, C. R., Masino, A., Alladio, M., Cottura, G., Bachmeier, O., & Zubillaga, M. S. 2020. Diagnóstico del manejo de los efluentes porcinos generados en la provincia de Córdoba. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 46(3), 362-370. <http://www.scielo.org.ar/pdf/ria/v46n3/0325-8718-RIA-46-03-00362.pdf>

Quintero, M. F., González, C. A., & Guzmán, J. M. 2011. Sustratos para cultivos hortícolas y flores de corte. Sustratos, manejo del clima, automatización y control en sistemas de cultivo sin suelo, 79-108.

Qiu, S., McComb, A.J., Bell, R.W., 2008. Ratios of C, N and P in soil water direct microbial immobilisation-mineralisation and N availability in nutrient amended sandy soils in southwestern Australia. *Agr. Ecosyst. Environ.* 127, 93–99

Ramírez, M. T. M., Benítez, F. R., Guevara, J. A. G., Cervantes, R. E., & Contreras, A. D. C. G. 2021. Persistencia de microorganismos patógenos en biosólidos porcinos provenientes de reactores anaerobios. <https://sociedadesruralesojs.xoc.uam.mx/index.php/srpma/article/view/357/352>

Reddy, K. R., Patrick, W. H., Broadbent, F. E. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments, *C R C Critical Reviews in Environmental Control*, 13:4, 273-309

Reuland, G., Sigurnjak, I., Dekker, H., Sleutel, S., & Meers, E. 2022. Assessment of the carbon and nitrogen mineralisation of digestates elaborated from distinct feedstock profiles. *Agronomy*.

Riera, N., M. Beily, M. Viton, L. Giuffré, y D.E. Crespo. 2018. Removal of organic matter and nutrients from a porcine effluent, through geo-containment filtration.

Risberg, K., Cederlund, H., Pell, M., Arthurson, V., & Schnürer, A. 2017. Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure—Chemical composition and effects on soil microbial activity.

Rojas, C. 1998. Disponibilidad del fósforo y su corrección. Santiago, Chile, INIA.

Rizzo, P. F., Young, B. J., Viso, N. P., Carbajal, J., Martínez, L. E., Riera, N. I., & Crespo, D. C. 2022. Integral approach for the evaluation of poultry manure, compost, and digestate: Amendment characterization, mineralization, and effects on soil and intensive crops. *Waste Management*, 139, 124-135.

Sánchez, M. & J.L. González. 2005. "The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation"

Sainz Rozas, H., & Echeverría, H. E. (1998). Relación entre las lecturas del medidor de clorofila (Minolta SPAD 502) en distintos estadios del ciclo del cultivo de maíz y el rendimiento en grano. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 103.

Smith KA, Metcalfe P, Grylls J, Jeffrey W, Sinclair A. 2007. Nutrient value of digestate from farm-based biogas plants in Scotland.

Tambone F, Genevini P, D'Imporzano G, Adani F. 2009. Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW.

Teng, Y., Shang, B., & Tao, X. 2022. Effects of Digested Pig Slurry on Photosynthesis, Carbohydrate Metabolism and Yield of Tomato (*Solanum lycopersicum* L.)

Tigini, V., Franchino, M., Bona, F., & Varese, G. C. (2016). Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure. *Science of The Total Environment*, 551-552, 127–132.

Varnero Moreno, M, T. 2011. Manual del biogas.

Vicari, María P. 2012. Efluentes en producción porcina en Argentina: generación, impacto ambiental y posibles tratamientos.

Tipos de biodigestores <https://www.fao.org/3/as400s/as400s.pdf>

Weimers, K., Bergstrand, K. J., Hultberg, M., & Asp, H. 2022. Liquid anaerobic digestate as sole nutrient source in soilless horticulture—Or spiked with mineral nutrients for improved plant growth.

Wong, M. H., & Cheung, Y. H. 1989. Anaerobic digestion of pig manure with different agro-industrial wastes.

WRAP. PAS 110:2014. Specification for Whole Digestate, Separated Liquor and separated Fibre Derived from the Anaerobic Digestion of Source-Segregated Biodegradable Materials. 2014.

**Anexo I:** esquema de aplicación de riego convencional y tratamiento durante el ensayo con las especies florícolas.

Día	Tipo	
	Riego convencional	Tratamiento
24/8/23	X	
29/8/23		X
30/8/23	X	
31/8/23		X
4/9/23		X
6/9/23		X
8/9/23		X
10/9/23	X	
11/9/23	X	
12/9/23	X	
13/9/23		X
18/9/23		X
19/9/23	X	
22/9/23		X
25/9/23		X
29/9/23		X
5/10/23	X	

**Anexo II:** Tabla con valores promedios de nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub><sup>+</sup>), n-nítrico (N-NO<sub>3</sub>) y fosforo soluble (Ps) por tratamiento y durante los momentos de muestreo. (Valores medios (n=4) expresados en base seca ± Desviación estándar, NA= no analiza). Letras distintas entre columnas y momento indican diferencias significativas según Test de Tuckey o Kruskal Wallis.

Tratamiento	Muestreo	N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (mg/kg)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg)	P soluble (mg/kg)
T0	1°	302,35 ± 2651 <b>abc</b>	22,79 ± 1,15 <b>ab</b>	85,64 ± 4,69 <b>b</b>
T1	1°	264,95 ± 11,99 <b>a</b>	21,35 ± 0,24 <b>a</b>	84,49 ± 10,14 <b>bc</b>
T2	1°	284,12 ± 3,9 <b>ab</b>	21,66 ± 3,15 <b>a</b>	80,79 ± 7,68 <b>bc</b>
T3	1°	269,34 ± 29,26 <b>a</b>	22,83 ± 0,64 <b>ab</b>	69,64 ± 10,58 <b>c</b>
T4	1°	316,14 ± 16,77 <b>bc</b>	21,42 ± 1,89 <b>a</b>	82,07 ± 2,47 <b>bc</b>
T5	1°	426,54 ± 72,14 <b>c</b>	168,52 ± 11,09 <b>b</b>	170, 11 ± 1,15 <b>a</b>
T0	2°	290,22 ± 18,96 <b>a</b>	22,95 ± 1,06 <b>a</b>	200,12 ± 12,74 <b>b</b>
T1	2°	275,01 ± 5,21 <b>a</b>	26,6 ± 4,55 <b>ab</b>	162,41 ± 5,15 <b>c</b>
T2	2°	228,24 ± 14,99 <b>bc</b>	19,65 ± 3 <b>a</b>	185,57 ± 15,29 <b>b</b>
T3	2°	272,03 ± 35,55 <b>ab</b>	21,38 ± 3,83 <b>a</b>	162,27 ± 8,72 <b>c</b>
T4	2°	221,74 ± 18,19 <b>c</b>	22,84 ± 3,16 <b>a</b>	185,92 ± 3,86 <b>b</b>
T5	2°	267,78 ± 9,49 <b>ab</b>	203,96 ± 33,89 <b>b</b>	405,8 ± 7,25 <b>a</b>
T0	3°	205,4 ± 20,71 <b>ab</b>	NA	NA
T1	3°	280,94 ± 42,55 <b>b</b>	NA	NA
T2	3°	308,92 ± 86,21 <b>b</b>	NA	NA
T3	3°	306,58 ± 65,18 <b>b</b>	NA	NA
T4	3°	206,44 ± 77,06 <b>ab</b>	NA	NA
T5	3°	179,88 ± 23,59 <b>a</b>	NA	NA
T0	4°	288,87 ± 84,48 <b>ab</b>	37,37 ± 8,45 <b>c</b>	177,74 ± 9,63 <b>ab</b>
T1	4°	649,47 ± 406,81 <b>bc</b>	90,35 ± 13,73 <b>a</b>	189,7 ± 10,99 <b>bc</b>
T2	4°	646,29 ± 77,04 <b>bc</b>	54,6 ± 6,87 <b>bc</b>	188,82 ± 9,01 <b>bc</b>
T3	4°	1253,32 ± 591,36 <b>c</b>	45,53 ± 6,56 <b>bc</b>	163,73 ± 8,88 <b>a</b>
T4	4°	373,52 ± 106,36 <b>abc</b>	60,5 ± 4,88 <b>b</b>	177,71 ± 12,92 <b>ab</b>
T5	4°	209,63 ± 28,78 <b>a</b>	105,37 ± 12,06 <b>a</b>	346,53 ± 24,58 <b>c</b>
T0	5°	217,59 ± 44,8 <b>a</b>	108,46 ± 9,25 <b>a</b>	59,88 ± 3,7 <b>bc</b>
T1	5°	163,16 ± 20,99 <b>a</b>	160,61 ± 1,6 <b>d</b>	69,95 ± 5,61 <b>b</b>
T2	5°	166,1 ± 60,54 <b>a</b>	137,06 ± 11,1 <b>ab</b>	60,6 ± 4 <b>bc</b>
T3	5°	156,54 ± 33,79 <b>a</b>	155,56 ± 2,65 <b>bcd</b>	57,84 ± 6,44 <b>c</b>
T4	5°	216,69 ± 37,98 <b>a</b>	150,92 ± 2,37 <b>abc</b>	60,52 ± 2,06 <b>bc</b>
T5	5°	220,47 ± 31,12 <b>a</b>	158,1 ± 2,78 <b>cd</b>	4,9 ± 133,84 <b>a</b>

**Anexo III:** Tabla con valores promedios de zinc (Zn), cobre (Cu) y manganeso (Mn) por tratamiento y especie. (Valores medios (n=3) expresados en base seca  $\pm$  Desviación estándar). Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas según Test de Tuckey para copete y Kruskal Wallis para coral.

Tratamiento	Especie	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)
T0	Copete	0,78 $\pm$ 0,11 <b>a</b>	0,99 $\pm$ 0,12 <b>a</b>	0,91 $\pm$ 0,11 <b>a</b>
T1	Copete	0,72 $\pm$ 0,1 <b>ab</b>	0,85 $\pm$ 0,08 <b>a</b>	0,71 $\pm$ 0,16 <b>ab</b>
T2	Copete	0,55 $\pm$ 0,07 <b>bc</b>	0,57 $\pm$ 0,11 <b>b</b>	0,51 $\pm$ 0,02 <b>bc</b>
T3	Copete	0,45 $\pm$ 0,07 <b>c</b>	0,63 $\pm$ 0,01 <b>b</b>	0,47 $\pm$ 0,08 <b>bc</b>
T4	Copete	0,41 $\pm$ 0,03 <b>c</b>	0,51 $\pm$ 0,06 <b>b</b>	0,43 $\pm$ 0,04 <b>c</b>
T5	Copete	0,43 $\pm$ 0,08 <b>c</b>	0,42 $\pm$ 0,04 <b>b</b>	0,51 $\pm$ 0,06 <b>bc</b>
T0	Coral	0,34 $\pm$ 0,02 <b>a</b>	0,32 $\pm$ 0 <b>ab</b>	0,44 $\pm$ 0,01 <b>a</b>
T1	Coral	0,59 $\pm$ 0,05 <b>a</b>	0,47 $\pm$ 0,07 <b>bc</b>	0,47 $\pm$ 0,04 <b>a</b>
T2	Coral	0,59 $\pm$ 0,04 <b>a</b>	0,5 $\pm$ 0,03 <b>bc</b>	0,47 $\pm$ 0,02 <b>a</b>
T3	Coral	0,52 $\pm$ 0,13 <b>a</b>	0,66 $\pm$ 0,3 <b>bc</b>	0,47 $\pm$ 0,1 <b>a</b>
T4	Coral	0,48 $\pm$ 0,09 <b>a</b>	1,46 $\pm$ 1,58 <b>c</b>	0,5 $\pm$ 0,16 <b>a</b>
T5	Coral	0,41 $\pm$ 0,01 <b>a</b>	0,29 $\pm$ 0,03 <b>a</b>	0,45 $\pm$ 0,04 <b>a</b>