

MÁSTER EN
TECNOLOGÍAS
AVANZADAS PARA EL
DESARROLLO
AGROFORESTAL

TRABAJO FIN DE MASTER

Evaluación técnica-económica de un sistema de policultivo de microalgas para la gestión de un digestato agroalimentario



Universidad de Valladolid

Laiana Magalhães de Oliveira

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo me ha permitido aprovechar la competencia y la experiencia de muchas personas que deseo agradecer en este apartado.

En primero lugar a la Fundación Carolina por la oportunidad de realizar ese trabajo, a mi cotutor Jorge Miñón Martínez, por el apoyo, paciencia, incentivo y colaboración. Mi tutora Almudena Gómez Ramos cuya experiencia y educación han sido mi fuente de inspiración. Al director de Trabajos fin de Máster Enrique Relea por su competencia y gentileza.

Al profesor Juan Carlos Rad Moradillo un especial agradecimiento primero por haberme recibido en su grupo de investigación de la Universidad de Burgos colaborando con mi trabajo, por su apoyo y ánimo.

Mis agradecimientos a la colaboración del equipo involucrado en la toma, procesado de muestras y el análisis. Hicieran posible la realización de este trabajo. Raja Kholsi, Alexandra Casado y Daniel.

Todas mis compañeras, María Eugenia Tottit, Vanesa Rodríguez, Armadine Michels, Sandra Quiralte, Karen Ada, losody Silva por las conversaciones, por todo el tiempo que me han dado, experiencias, pela amistad.

Un especial agradecimiento a mi familia, mismo lejos, me apoyaran, incentivarán, Juárez Ínacio, Suely Magalhães, Tatiana Magalhães y Adriana Magalhães.

Jon Blanco Iglesias, por me recibir tan bien en Burgos, comprender y apoyar mi trabajo.

Sobre todo Dios.

A todos ustedes, mi mayor gratitud.

i.	Índice	
i.	Índice	i
ii.	Índice de figuras	ii
iii.	Índice de tablas	ii
1.	Resumen	1
2.	Introducción	1
3.	Materiales y métodos	3
3.1.	Descripción de fotobiorreactor	3
3.2.	Tratamientos	4
3.3.	Especies de algas	6
3.4.	Procedimiento analítico	7
4.	Resultados	7
4.1.	Resultados analíticos	7
4.1.1.	Floculación de la materia orgánica	8
4.1.2.	Productividad en biomasa algal	9
4.1.3.	Evolución de nutrientes residuales	11
4.2.	Resultados técnicos-económicos	13
4.2.1.	Condicionantes productivos de diseño	13
4.2.2.	Escenario de evaluación	13
4.2.3.	Dimensionado de la planta de tratamiento y producción de algas	14
4.2.4.	Definición de estructura de flujos de caja	15
4.2.5.	Evaluación financiera	17
5.	Conclusiones	18
iv.	Referencias bibliográficas	19

ii. Índice de figuras

Figura 1. Vista de fotobiorreactor tubular utilizado 1). Vista de experiencia en el tratamiento 1. 2) Vista de experiencia en el tratamiento 2. 3). Vista de experiencia en el tratamiento 3.....	4
Figura 2. 1) Vista de módulo de digestión anaerobia del proyecto LIFE+ Integral Carbon 2) Vista de salida de digestato del módulo de digestión.	5
Figura 3. Estado del módulo de producción del biomejorador del algas el día 27/03/2017.	6
Figura 4. Vista a microscopio (40x) de población de microalgas de la muestra utilizada para inoculación	6
Figura 5. Esquema análisis de las muestras.....	7
Figura 6. Evolución de pH en los cuatro tratamientos.....	8
Figura 7. Evolución de la turbidez en los cuatro tratamientos	9
Figura 8. Evolución de la conductividad eléctrica del medio en los tratamientos	9
Figura 9. Evolución del contenido de clorofila-a en los cuatro tratamientos	10
Figura 10. Evolución de la biomasa algal seca en los cuatro tratamientos	10
Figura 11. Evolución del contenido de NH_4^+ [ppm] en los tratamientos.....	12
Figura 12. Evolución del contenido de NO_3^- [ppm] en los tratamientos	12
Figura 13. Evolución de PO_4^- [ppm] en los tratamientos.....	13
Figura 14. Esquema de proceso de planta de tratamiento de aguas residuales.....	15

iii. Índice de tablas

Tabla 1. Composición de fase líquida de digestato (FLD) de origen agroindustrial utilizada.	5
Tabla 2. Valores de diseño obtenidos del tratamiento T3.....	13
Tabla 3. Ratios de productividad del sistema de tratamiento secundario/terciario con la tecnología de algas evaluada	14
Tabla 4. Costes de inversión considerados	16
Tabla 5. Costes variables anuales	16
Tabla 6. Evaluación financiera para el escenario planteado.....	17
Tabla 7. Evaluación financiera para una productividad media de $1,30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$	17
Tabla 8. Relación de variación de coste unitario de fotobiorreactor frente a la rentabilidad	18

1. Resumen

La producción de algas es una prometedora técnica de tratamiento de efluentes residuales recuperando los nutrientes en forma de biomasa algal para ser empleada en el sector ganadero y agrícola. Este estudio consistió en una evaluación de la gestión más adecuada de digestato agroalimentario para un sistema de policultivo de microalgas a fin de evaluar el óptimo desde un plano técnico-económico extrapolando los resultados a un barrio de un municipio brasileño, con poco más de seis mil personas, para eso, utilizamos tres tratamientos de digestato. Los tratamientos fueron: 0,375 L, 0,750L, 1,5L y un control sin digestato en 12 L de volumen total. Los resultados mostraron que la tasa de eliminación de NH_4 fue mayor en el tercer tratamiento alcanzando el valor de 26,8 ppm en 5 días, y para el NO_3^- 0,16 ppm en 5 días. Fósforo se muestra un descenso significativo de la concentración en el medio de cultivo siendo mayor también en el tratamiento con mayor dosis, concluyendo que el mejor tratamiento ha sido el tres con una carga de digestato del 12,5%. Por lo tanto para el barrio del municipio se estableció una producción de aguas residuales, un volumen de tratamiento y los costes, concluyendo que la gestión de efluentes residuales a través de sistemas de producción de algas es un sistema a nivel técnico viable. Por otro lado a nivel de viabilidad económica se ha comprobado que no es rentable este sistema con la tecnología planteada: UASB y fotobiorreactores tubulares, siendo necesario buscar mercados o incentivos económicos que favorezcan el empleo de esta biomasa producida.

Palabras Claves: Producción de algas, Digestato agroalimentario, Fotobiorreactor, Residuos.

2. Introducción

En Brasil la gestión de nutrientes residuales no está completamente establecida, tanto a nivel urbano como agroindustrial [1]. Una de las razones que identifican varios autores [2], [3] es que la gestión de estos efluentes es abordada desde una perspectiva no productiva y sancionadora. Es decir solo se realiza si existe una normativa que defina, vigile y haga cumplir con los niveles de gestión de estos efluentes. Actualmente las tecnologías disponibles son cuestionables y algunas tecnologías emergentes potenciales todavía no tienen madurez necesaria para el escalonamiento [4]. Por ejemplo los procesos tradicionales de tratamiento residuales emplean productos químicos, haciendo que posteriormente los residuos generados precisen de una gestión como materiales peligrosos.

Ligado a esto la ausencia de tratamiento de efluentes residuales causa trastornos en la salud de la población y grandes impactos en la naturaleza [5]. Conforme a los datos actuales del Instituto Brasileño de Geografías y Estadística [6], cerca de 100 millones de brasileños viven diariamente sin tratamiento de sus residuos, siendo el estado brasileño de Maranhão es uno de los peores estados en gestión de nutrientes residuales.

En cuanto a tecnologías de tratamiento de efluentes residuales es la producción de algas una prometedora técnica [4], [7]. Las ventajas que ofrece este sistema de gestión es que los nutrientes residuales son retenidos en biomasa de algas, que se otra forma si fuesen vertidos a los ríos desencadenarían eutrofización [8] y pérdida de calidad de las aguas [9]. Esta biomasa de algas adecuada para ser empleada en el sector ganadero como fuente de proteína [10]–[12]o en el sector agrícola como fertilizantes [13]–[16]. Es decir esta tecnología supone la transformación del concepto de instalaciones de tratamiento de efluentes residuales de instalaciones no productivas a instalaciones productivas donde se obtiene un producto susceptible de ser transformado en un ingreso económico [17].

Es decir como apuntan varios autores [18], [19] la producción de biomasa algas es una forma de recuperar los nutrientes residuales en forma de biomasa algal. En el ámbito técnico-científico se han evaluado la aptitud de diferentes residuos para la producción de algas: utilizando purín de cerdo [20], digestato de origen agroganadero [21] o efluentes urbanos [22], [23]. Estos trabajos se centran en la producción de sola una especie de microalgas, permitiendo que esto a escala laboratorio sea posible, pero que una vez que se escale no se puedan mantener estas condiciones y proliferen las alfas presentes en el entorno: en el agua, en el residuo, es decir haya una colonización de especies autóctonas [24], incluso que cambien con las condiciones climáticas del entorno[25].

Otro factor a tener en cuenta es el fotobiorreactor donde se desarrolla la producción de las algas. Estos permiten mantener condiciones contraladas de aireación, recirculación e iluminación para favorecer el desarrollo de las algas. Pero hay que tener en cuenta el costo de inversión y de funcionamiento de cada tipo de fotobiorreactor a fin de conseguir que la biomasa de algas producida tenga un precio competitivo frente con las demás alternativas con las que se pretende competir: proteína para alimentación ganadera y/o fertilizantes.

En este sentido en el proyecto LIFE+ Integral Carbon (LIFE13 ENV/ES/001251) [26], se ha desarrollado un prototipo basado en la digestión anaerobia y la producción de microalgas autóctonas para la recuperación de los nutrientes de los residuos orgánicos que se generan en la agroindustria. Este prototipo ha sido diseñado y construido atendiendo a conseguir una alta productividad en biomasa y unos costes por cantidad de materia seca bajos. Es esta misma

tecnología en cuenta a proceso y equipos la que se utilizado en el presente estudio, utilizando fotobiorreactores tubulares en condiciones controladas a fin de ensayar diferentes cargas de nutrientes residuales provenientes del digestato y evaluar el óptimo desde un plano técnico-económico. Finalmente se utilizaron estos datos de diseño evaluados para plantear un escenario de viabilidad económica en el tratamiento de efluentes residuales en un barrio del municipio Coelho Neto del estado de Maranhão en Brasil. El municipio se encuentra a 361 kilómetros de São Luís, capital del estado, población estimada en 48.078 habitantes distribuida en veinte y uno barrios, mayor barrio con seis mil personas [6]. La ciudad albergaba un antiguo complejo industrial, donde se destacaban las producciones de celulosa, azúcar y alcohol, que se restringe a la producción de Etanol en los días de hoy. El municipio se ubica a los márgenes del río Parnaíba, uno de los principales del estado, sobre el cual vierten las agroindustrias todos sus residuos.

3. Materiales y métodos

3.1. Descripción de fotobiorreactor

Se utilizó un fotobiorreactor de tipo tubular, compuesto de tres módulos independientes con una iluminación común. Estos tubos fueron de metacrilato, con un volumen total de 20 L cada uno (**Figura 1**). Estos tubos están dispuestos verticalmente y en la base de estos existe una superficie porosa por donde se introduce de forma continua en cada tubo 2,5 L/min de aire. El aire antes de ser inyectado es filtrado a través de un filtro de 30 μm para posteriormente ser humectado en una solución acuosa estéril. Esta inyección de gas produce una recirculación del medio, aspecto que evita que tengamos que utilizar otro dispositivo. Los tres módulos tienen una iluminación regulable artificial que estuvo definida en $96 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Esta radiación es medida y registrada con una sonda de radiación PAR de la marca LI-190R. La iluminación utilizada en la experiencia fue de 24:0 de fotoperiodo, para acelerar el proceso de cultivo. El funcionamiento de la bomba, la aireación y la iluminación son controlados por un SCADA desarrollado en el marco del proyecto LIFE+ Integral Carbon, lo cual permitió tener registro de la evolución del proceso en todo momento a través del internet.

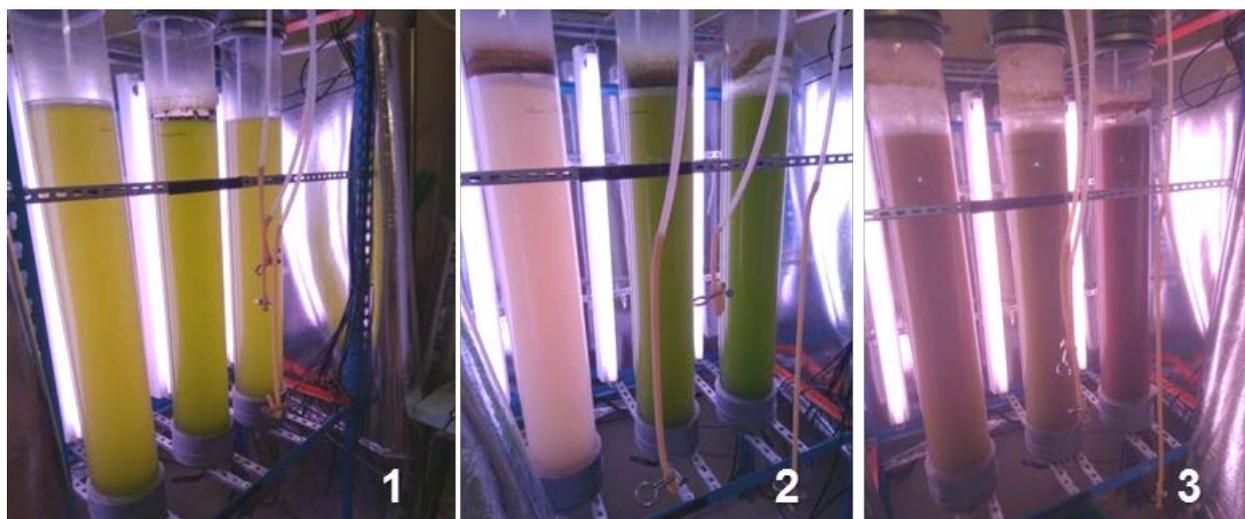


Figura 1. Vista de fotobiorreactor tubular utilizado 1). Vista de experiencia en el tratamiento 1. 2) Vista de experiencia en el tratamiento 2. 3). Vista de experiencia en el tratamiento 3.

3.2. Tratamientos

Se empleó digestato producido en la digestión anaerobia de sustratos agroindustriales. Este digestato fue el producido en el prototipo del proyecto LIFE+ Integral Carbon (LIFE13 ENV/ES/001251) (**Figura 2**). El digestato utilizado corresponde a una mezcla de codigestión anaerobia de suero de quesería y estiércol de vacuno con una relación de mezcla 100:4. El proceso de digestión se caracteriza por realizarse dos etapas diferenciadas, una fase de hidrólisis física química que se hace de forma independiente de los otros tres procesos que componen el proceso de producción de biogás, y una segunda fase separada físicamente de la anterior donde se realizan las otras tres fases. La alimentación diaria del reactor fueron 1 m³ de sustrato de codigestión, con un tiempo de retención hidráulica de 10 días, y funcionamiento en régimen mesófilo (35°C). El digestato utilizado durante toda la experiencia fue almacenado en una garrafa de plástico y guardado a 4°C. Este digestato fue utilizado sin realizar ningún proceso de filtrado o decantación, presentándose su composición en la **Tabla 1**.



Figura 2. 1) Vista de módulo de digestión anaerobia del proyecto LIFE+ Integral Carbon 2) Vista de salida de digestato del módulo de digestión.

Tabla 1. Composición de fase líquida de digestato (FLD) de origen agroindustrial utilizada.

pH	7,23
CE ($dS m^{-1}$)	9,61
Carbono total-TC ($mg L^{-1}$)	2966
Carbono Inorgánico IC ($mg L^{-1}$)	1075
Carbono Orgánico Total COT ($mg L^{-1}$)	1891
Nitrógeno Total ($mg L^{-1}$)	1613
N-NH ₄ ⁺ ($mg L^{-1}$)	1292
N-(NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) ($mg L^{-1}$)	305
P-PO ₄ ³⁻ ($mg L^{-1}$)	1711

Se ensayaron tres dosis de digestato junto con un tratamiento control donde no se añadió nada de digestato. Las dosis de digestato fueron: T1 = 0,375 L, T2 = 0,750 L, y T3 = 1,5 L. Se inoculó cada cilindro o módulo del fotobiorreactor tubular con 1L de inóculo tomado del policultivo del prototipo del proyecto LIFE+ Integral Carbon mencionado, para posteriormente enrasar el volumen total de cada cilindro a 12 L con agua corriente.

Se realizaron tres replicas por tratamiento, donde cada 24 horas se tomó entonces a unos 40 mL de alícuota. La toma de muestras fue mecanizada disponiendo en la tapa superior de cada cilindro un tubo conectado a una bomba peristáltica para facilitar la toma de muestra y conseguir una homogenización de la misma y una mejor representatividad en la zona de muestreo dentro de cada cilindro.

Entre cada tratamiento se vaciaron los cilindros y se limpiaron con una solución de HCl 0,1N y NaOH 0,1N seguido de un lavado con agua.

3.3. Especies de algas

El inóculo de algas fue tomado el día 27/03/2017 del módulo de producción de biomejorador de algas del prototipo LIFE+ Integral Carbon **Figura 3**. Se tomó una muestra representativa de los 15 m³ de medio de cultivo que contenía el módulo. Seguidamente se analizó visualmente a través de un microscopio (LeitzMetallux) la población de microalgas que contenía la muestra. Como se muestra en la **Figura 4** está formada por varias especies del genero Chlorella.



Figura 3. Estado del módulo de producción del biomejorador del algas el día 27/03/2017.

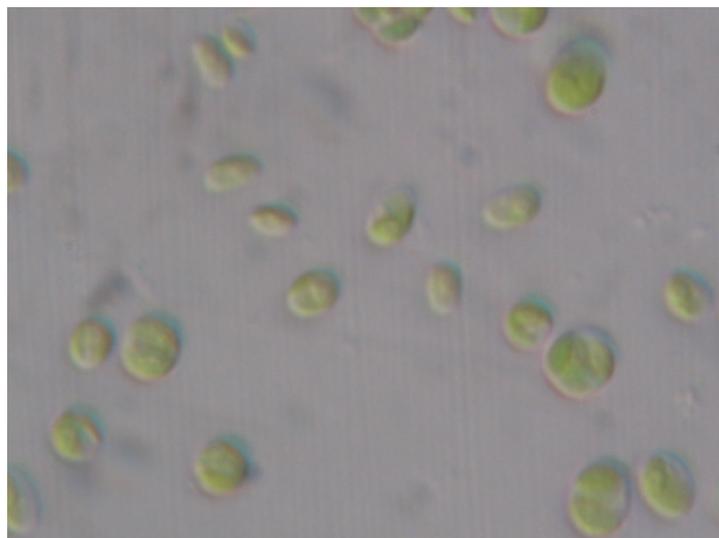


Figura 4. Vista a microscopio (40x) de población de microalgas de la muestra utilizada para inoculación

3.4. Procedimiento analítico

Las muestras fueron recolectadas y etiquetadas todos los días durante 7 días a la misma hora, 12:00, a fin de evitar heterogeneidad en la cinética de las algas debido a radiaciones ajenas al propio sistema de iluminación. En un tubo de tipo Falcón pesado previamente, se tomaron 40 mL de alícuota a través del mecanismo de bomba peristáltica antes descrito.

La secuencia de análisis es la que se esquematiza en la **Figura 3**. Una vez recogidas todas las muestras de todos los tratamientos se descongelaron para analizar la turbidez de la muestra mediante Turbidímetro portátil HI 93703 (Hanna Instruments), el pH y la conductividad eléctrica mediante pH-metro y conductivímetro (Crison). Se tomó una alícuota de 5 ml para el análisis de clorofila-a a través del método [27]. Seguidamente se centrifugaron el volumen restante a 10.000g : 10 min, para separar la fase sólida de la líquida. La fase sólida se secó en estufa a 60°C durante 48 horas, a fin de determinar la materia seca. En la fase líquida se analizó el contenido de NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-} a través del analizador de flujo segmentado SKALAR.

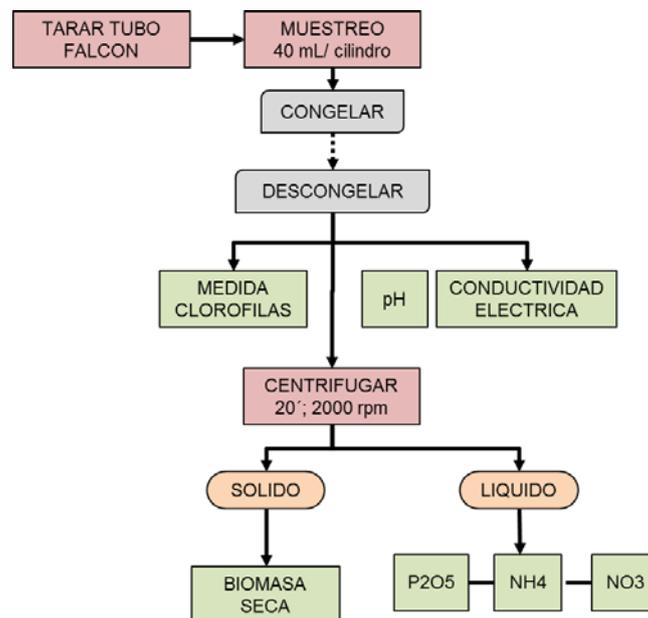


Figura 5. Esquema análisis de las muestras

4. Resultados

4.1. Resultados analíticos

A partir de los datos obtenidos en los análisis se representó la evolución media de cada variable para cada tratamiento como se puede observar en las figuras siguientes.

Definiendo los tratamientos como: C: control; sin digestato, T1 tratamiento con digestato 0,375 L, T2 con 0,750 L de digestato, y T3 con 1,5 L de digestato.

4.1.1. Floculación de la materia orgánica

La evolución del pH en los tres tratamientos con digestato se puede considerar similar en cuanto a tendencia (Figura 6). El empleo de digestato sin ningún tipo de tratamiento hace que proliferen las bacterias y que estas generen espumas debido a la actividad enzimática que desencadenan [25], [28]. Esto se observó en las primeras horas de funcionamiento de cada tratamiento, y esta acción de las bacterias es la que de mayor forma interviene en la acción del pH. Por esta razón la variación del pH es diferente en el control respecto a los tratamientos con digestato.

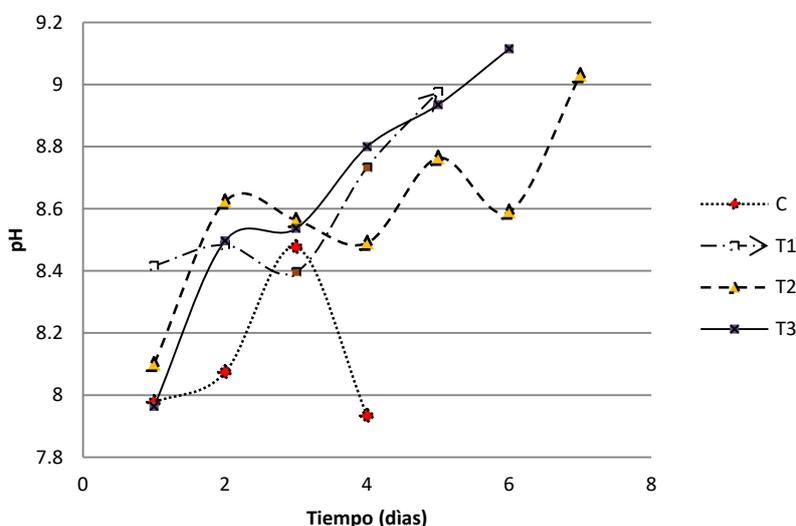


Figura 6. Evolución de pH en los cuatro tratamientos

Esta acción de las bacterias que trae el digestato tiene un efecto la productividad del sistema, ya que como reportan varios autores las microalgas y las bacterias crean un consorcio entorno a las partículas de materia orgánica en suspensión [20], [29], [30], generando floculos que precipitan, aspecto que favorece el efecto depurador de efluentes residuales.

Esto también se observa en la evolución de la turbidez, donde el descenso es mayor en aquellos tratamientos que tienen más carga de digestato, es decir más carga de materia orgánica y bacteriana. En el C se observa que hay un aumento de la turbidez derivado del aumento de la concentración de las algas, ya que no hay digestato. En cambio en los demás se produce un descenso de la turbidez. Esta turbidez proviene de la materia orgánica en suspensión que se carga con el digestato, conforme pasan los días la turbidez desciende previsiblemente provocado de la floculación a través del consorcio de microalgas/bacterias.

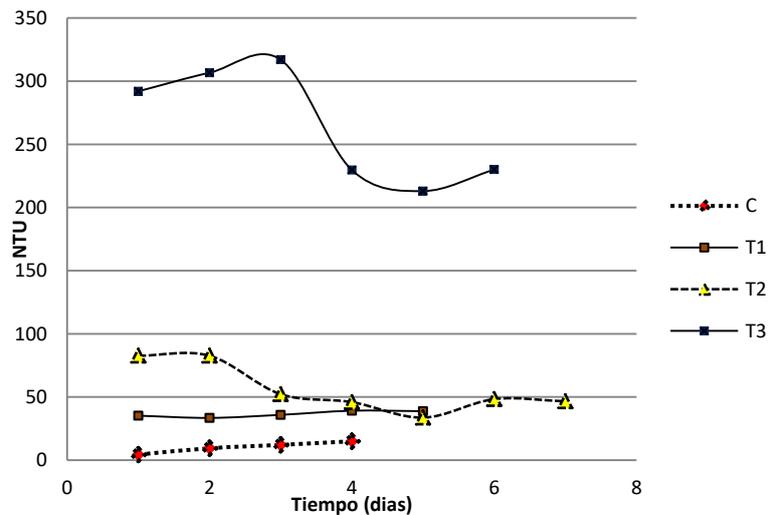


Figura 7. Evolución de la turbidez en los cuatro tratamientos

En cuanto a la variación de la conductividad eléctrica muestra para el caso del T1 que la conductividad es menor que para C, lo que se puede relacionar que el contenido en sales del inóculo se amortiguo mejor con el digestato a esa dosis, que con la mezcla de agua tomada en el tratamiento C.

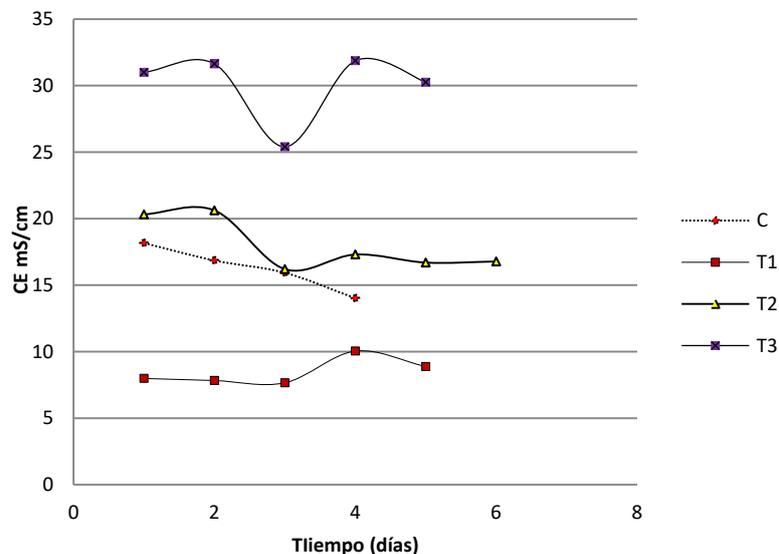


Figura 8. Evolución de la conductividad eléctrica del medio en los tratamientos

4.1.2. Productividad en biomasa algal

El contenido en clorofila-a tiene una relación proporcional con la concentración de microalgas. Como se puede ver en la **Figura 9** la concentración de clorofilas es mayor conforme aumentamos la dosis de digestato, es decir añadimos más nutrientes.

También se muestra como la pendiente de crecimiento diario es mayor cuanto mayor es la dosis de digestato, es decir la productividad diaria es mayor. Esto apoya que la tasa de incorporación de digestato para estas condiciones puede ser mayores.

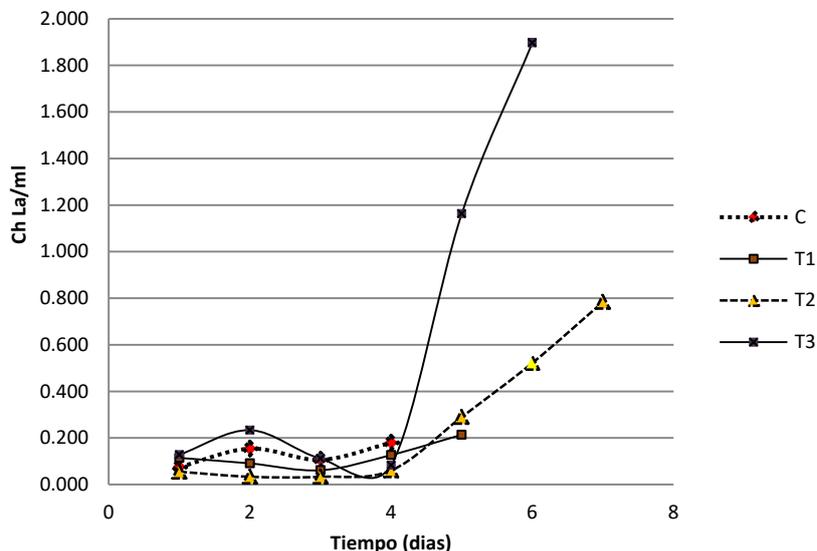


Figura 9. Evolución del contenido de clorofila-a en los cuatro tratamientos

Respecto a la evolución de biomasa seca (**Figura 9**) muestra una relación proporcional con el contenido en clorofila-a. Pero esta biomasa seca es la suma de la biomasa algal y de la materia orgánica del digestato, por lo que en términos de productividad de biomasa algal no es un indicador cierto.

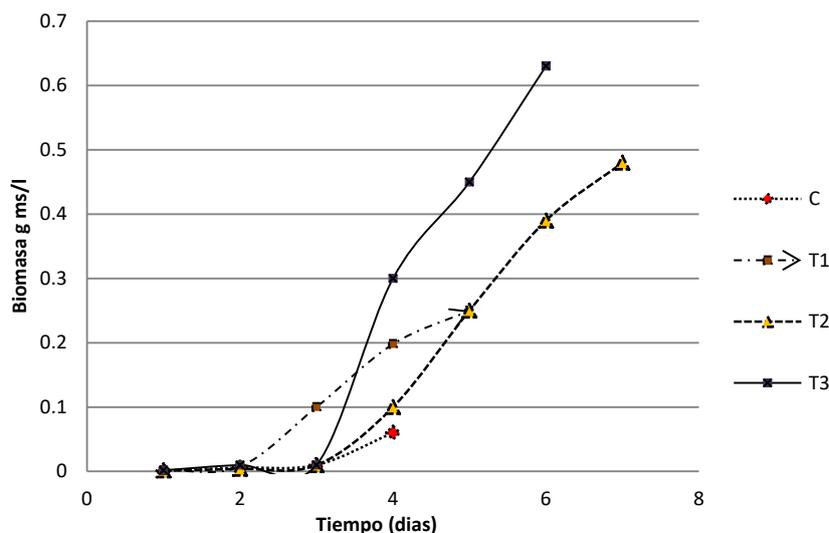


Figura 10. Evolución de la biomasa algal seca en los cuatro tratamientos

Se aprecia también que el tratamiento C y T1 se finalizaron los ciclos antes de llegar a la fase de senescencia del crecimiento. Esto se debió a un problema de diseño de la experiencia.

La producción mayor en biomasa seca se ha obtenido en T3 con un valor de $0,6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, que hace una productividad media de $0,12 \text{ gr}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$.

4.1.3. Evolución de nutrientes residuales

El NH_4^+ es un elemento inhibidor del crecimiento de las microalgas cuando se emplean efluentes industriales, como apunta [31]. Para *Chlorella vulgaris* se vio como el amonio inhibe el crecimiento a concentraciones superiores 750 ppm [32]. Por el contrario otros autores [33] indican para *Chlorella sorokiniana* que no se ve afectada por las concentraciones de amonio. Además otros autores sitúan esta inhibición a valores de 100 ppm [34].

Con los datos mostrados en la experiencia se muestra que el sistema de aireación provoca la volatilización del amonio, reduciendo estos niveles a concentraciones que según la biografía citada no son inhibitorios, como se muestra en la (**Figura 11**), siendo la tendencia conforme pasan los días es la reducción del amonio en el medio de cultivo.

En el T3 se aprecia una relación entre la evolución del NH_4^+ y del NO_3^- (**Figura 12**). Hace pensar hay nitrificación en el medio ya que el descenso de amonio en el medio se correlaciona con un ligero aumento de formas nítricas en el medio. Esto puede ser debido a que el contenido mayor de digestato lleva más bacterias que pueden ser nitrificantes [35], y que en régimen autótrofo pueden intervenir en el ciclo de nitrógeno del medio de cultivo.

Con estos resultados vemos que no hay un consumo elevado de formas de nitrógeno en el medio, por las microalgas. En este sentido los resultados apoyan lo que apunta [36] sobre la estimación del papel de las microalgas en el consumo de nitrógeno, ya que lo que se provoca es una evolución de las formas de nitrógeno. La tasa de eliminación de NH_4 fue mayor en T3 alcanzando el valor de $26,8 \text{ ppm}$ en 5 días, y para el NO_3^- $0,16 \text{ ppm}$ en 5 días.

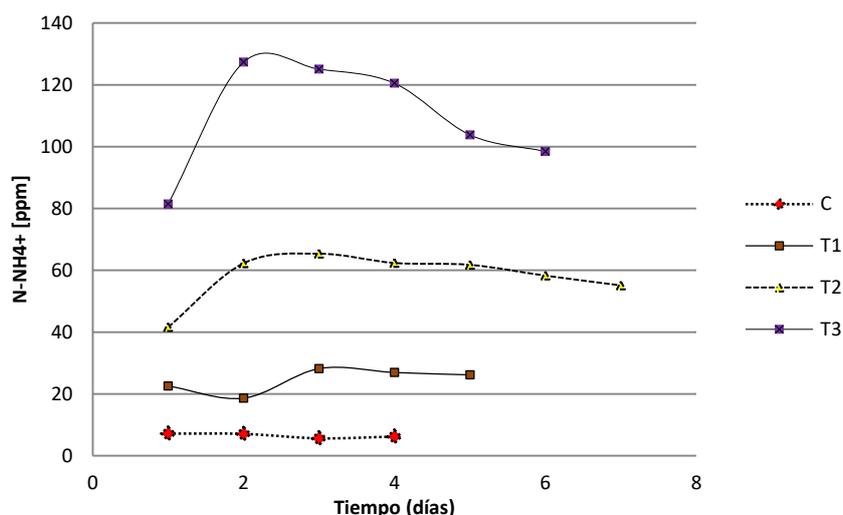


Figura 11. Evolución del contenido de NH₄⁺ [ppm] en los tratamientos

El pico que se alcanza el día 3 en la concentración de NO₃⁻ se puede deber a la mineralización de la materia orgánica del digestato, y posterior consumo de este nitrato liberado por las algas, viéndose un descenso.

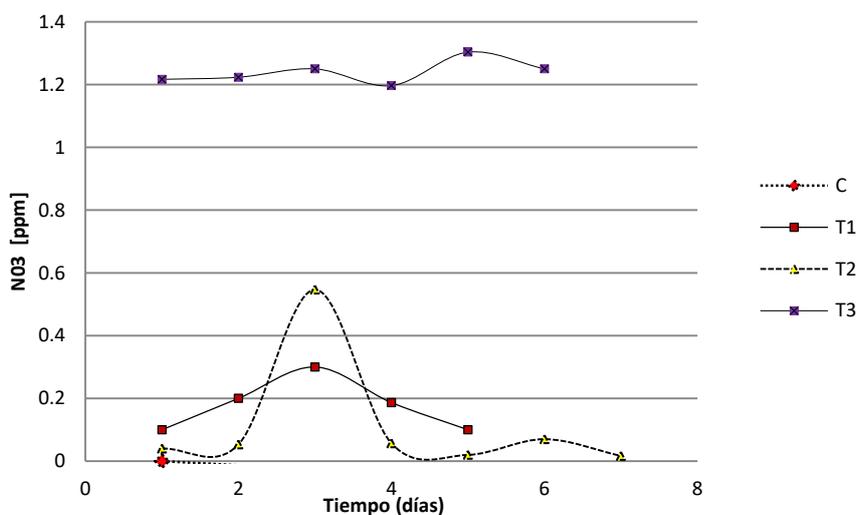


Figura 12. Evolución del contenido de NO₃⁻ [ppm] en los tratamientos

En cuanto al fósforo se muestra un descenso significativo de la concentración en el medio de cultivo siendo mayor en T3. Como varias publicaciones apuntan las algas consumen más fósforo que nitrógeno [37]–[39]. Se alcanzó la mayor productividad en consumo de fósforo para T3, con un valor de 2,26 ppm en 5 días para T3

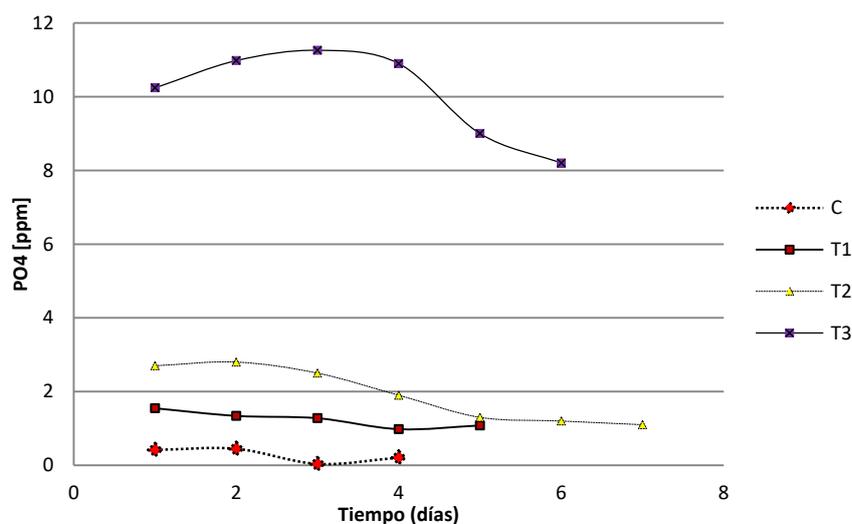


Figura 13. Evolución de PO₄⁻ [ppm] en los tratamientos

4.2. Resultados técnicos-económicos

4.2.1. Condicionantes productivos de diseño

Como anteriormente se ha mostrado el mejor tratamiento ha sido el T3 con una carga de digestato del 12,5% respecto al volumen total. Esto ha supuesto una tasa de consumo medio diario en nutriente y de productividad de biomasa que se resume en **Tabla 2**.

Tabla 2. Valores de diseño obtenidos del tratamiento T3

Productividad media biomasa seca	0,12 gr·L ⁻¹ ·día ⁻¹
Tasa consumo NH ₄ ⁺	0,032 mg·L ⁻¹ ·día ⁻¹
Tasa consumo NO ₃ ⁻	5.72 mg·L ⁻¹ ·día ⁻¹
Tasa consumo PO ₄ ³⁻	0.452 mg·L ⁻¹ ·día ⁻¹

4.2.2. Escenario de evaluación

Como se ha indicado el escenario que se evalúa con esta tecnología es un barrio de un municipio del un estado brasileño. Este Barrio tiene 6000 habitantes y un sistema ineficiente de tratamiento de sus aguas residuales.

Por ello con los condicionantes productivos obtenidos en los anteriores apartados se planea ver la viabilidad económica y técnica del empleo de la tecnología de producción de algas para el tratamiento de las aguas residuales, para obtener biomasa que posteriormente se venderá como fertilizante orgánico.

4.2.3. Dimensionado de la planta de tratamiento y producción de algas

Se considera un tratamiento primario de las aguas residuales con un reactor tipo UASB, que es el más común en Brasil. A la salida de este reactor como indica [40] se toman unos valores de nitrógeno de 18 ppm y en fósforo de 16 ppm. Seguidamente ya introduce este efluente al tratamiento secundario/terciario que constituye la producción de algas.

Tomando el trabajo de [17] donde establece una producción de aguas residuales de 70 L·habitante⁻¹·día⁻¹, se cuantifica para el barrio del municipio de Coelho Neto un volumen de tratamiento de 420 m³·día⁻¹.

Viendo los valores mostrados en la **Tabla 2** y aplicándolos a los volúmenes de aguas residuales se obtiene los valores que se muestran en la **Tabla 3**.

Tabla 3. Ratios de productividad del sistema de tratamiento secundario/terciario con la tecnología de algas evaluada

	Unitario	Diario	Año
Biomasa seca	0.12 gr·L ⁻¹ ·día ⁻¹	50.40 Kg·día ⁻¹	18396 Kg·año ⁻¹
Tasa gestión NH₄⁺	0.032 mg·L ⁻¹ ·día ⁻¹	0.01 Kg·día ⁻¹	5 Kg·año ⁻¹
Tasa gestión NO₃⁻	5.72 mg·L ⁻¹ ·día ⁻¹	2.40 Kg·día ⁻¹	877 Kg·año ⁻¹
Tasa gestión PO₄³⁻	0.452 mg·L ⁻¹ ·día ⁻¹	0.19 Kg·día ⁻¹	69 Kg·año ⁻¹

Como la experiencia desarrollada se ha realizado en 5 días, se establece una tasa de retención hidráulica de 5 días, lo que hace que la planta de tratamiento de aguas residuales deba tener un volumen total de 2100 m³.

En la **Figura 14** se muestra el proceso simplificado que va a ser utilizada para establecer los flujos de caja: inversiones y costes variables para tratar el efluente residual urbano a través de un tratamiento primario UASB y un tratamiento secundario/terciario con la tecnología de producción de algas ensayada.

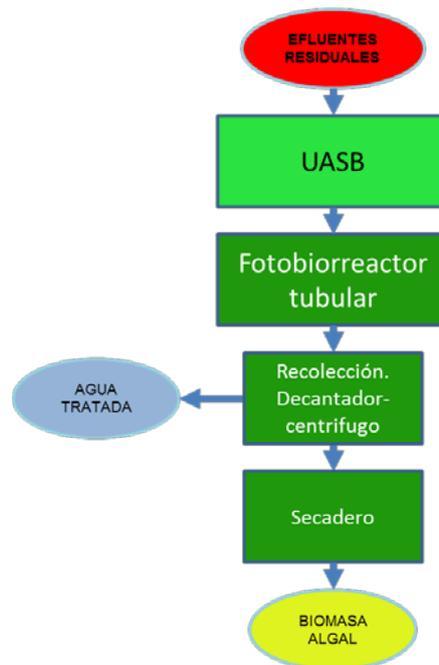


Figura 14. Esquema de proceso de planta de tratamiento de aguas residuales

4.2.4. Definición de estructura de flujos de caja

A continuación se explican cómo se definen los flujos de caja de esta teórica planta de tratamiento de aguas residuales a través de producción de algas.

INVERSIÓN

Los costes de inversión se corresponden a los elementos que a escala de laboratorio de han utilizado. Estos costes se han tomado de los trabajos que se mencionan en la **Tabla 4** que consideran la inversión de la planta de tratamiento desde los procesos primarios basados en un reactor tipo UASB hasta la etapa de tratamiento secundario/terciario.

Tabla 4. Costes de inversión considerados

	Instalación	Coste unitario	Referencia	Coste total inversión
C	Reactor UASB	30 €/habitante	[40]	180.000 €
C	Fotobiorreactor tubular	3525 €/m ³	[41]	7.402.500 €
C	Centrifuga para recolección 3m ³ /h	124.000 €	[41]	124000
C	Silo biomasa 2 m ³	2.000 €	[41]	2.000
C	Secadero de biomasa algal	20.000 €	[41]	20.000
	Obra civil (25% de C)			1.932.125 €
				9.660.625 €

COSTES VARIABLES

Tabla 5. Costes variables anuales

	Instalación	Coste unitario	Referencia	Coste variables anuales
V	Relativos al reactor UASB	1,5 €/habitante	[40]	9,000 €
V	Energía eléctrica	1500 €/mes	[41]	18,000 €
V	Costes personal (5% de C)		[41]	483,031 €
V	Mantenimiento fotobiorreactor (4% de C)		[41]	386,425 €
				896,456 €

INGRESOS

Se plantea utilizar esta biomasa de algas como fertilizante en agricultura. El precio de la unidad fertilizante de nitrógeno en función del tipo de mercado puede alcanzar diferentes precios: desde 6,4 €·Kg⁻¹ de N para el mercado de agricultura ecológica, extractos y aplicación foliares, o 1,8 €·Kg⁻¹ de N para poder competir con los fertilizantes minerales [17].

Por esta razón se define que estas algas sean orientadas al mercado de agricultura ecológica, para ello y dada la concentración de nitrógeno de esta biomasa (7,30% p/p) se establece un precio de venta de 0,467 €/Kg⁻¹ de biomasa.

4.2.5. Evaluación financiera

ESCENARIO I. CON RATIOS PRODUCTIVOS OBTENIDOS

Con estos pagos y cobros se establecen los flujos de caja, considerando que anualmente son contantes, es decir no muestran variación durante la vida útil de proyecto. La vida útil de proyecto es de 20 años. Se considera una tasa de actualización de 4%. En la **Tabla 6** se muestran los indicadores de viabilidad del proyecto. Ese muestra que el proyecto no es viable: la tasa de actualización neta (VAN) es negativa, y la Tasa de Retorno Interno (TIR) es menor que la tasa de actualización, por lo que el proyecto no es viable.

Tabla 6. Evaluación financiera para el escenario planteado.

Tasa de actualización	4%
Inversión	9.660.625,00 €
Cobros (a)	8.595 €
Pagos (b)	896.456 €
Flujos de caja = (b) - (a)	- 887.862 €
VAN	-21.726.954,42 €
TIR	0%

ESCENARIO II. CON OTROS ESCENARIO PRODUCTIVOS EN BIOMASA ALGAL

La productividad de biomasa obtenida en los ensayos se puede clasificar como media-baja. Otros autores reportan a partir de efluentes urbanos productividades de 0,9 g·L⁻¹·dia⁻¹ en fotobiorreactor tubular[4] o hasta de 1,29-1,62 g·L⁻¹·dia⁻¹según [42].

Tomando una productividad media de 1,30 g·L⁻¹·dia⁻¹ y ejecutamos el análisis financiero vemos que todavía no es rentable (**Tabla 7**).

Tabla 7. Evaluación financiera para una productividad media de 1,30 g·L⁻¹·dia⁻¹ .

Tasa de actualización	4%
Inversión	9,660,625.00 €
Cobros (a)	93,108 €
Pagos (b)	896,456 €
Flujos de caja = (b) - (a)	- 803,348 €
VAN	- 20,578,385.97 €
TIR	0%

ESCENARIO III. INVERSIÓN EN OTROS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE ALGAS

Como indicaba [17] para el módulo de producción diseñado y construido en el proyecto LIFE+ Integral Carbon, utilizar energía renovables es más rentable que usar energía eléctrica de la red para la producción de algas. También reducir la inversión es un factor a tener en cuenta. Por ello a continuación se muestra en la **Tabla 8** que reducir el coste del fotobiorreactor no hace rentable al proceso.

Tabla 8. Relación de variación de coste unitario de fotobiorreactor frente a la rentabilidad

Inversión	Reducción coste fotobiorreactor	Coste fotobiorreactor tubular [€m ⁻³]	VAN	TIR
9.660.625 €	0%	3.525 €	- 21.727.004 €	-
8.735.313 €	10%	3.173 €	- 19.669.915 €	-
7.810.000 €	20%	2.820 €	- 17.612.826 €	-
6.884.688 €	30%	2.468 €	- 15.555.736 €	-
5.959.375 €	40%	2.115 €	- 13.498.647 €	-
5.034.063 €	50%	1.763 €	- 11.441.557 €	-
4.108.750 €	60%	1.410 €	- 9.384.468 €	-
3.183.438 €	70%	1.058 €	- 7.327.379 €	-
2.258.125 €	80%	705 €	- 5.270.289 €	-
1.332.813 €	90%	353 €	- 3.213.200 €	-
407.500 €	100%	- €	- 1.156.110 €	-

5. Conclusiones

La gestión de efluentes residuales a través de sistemas de producción de algas es un sistema a nivel técnico viable, muestra una tasa de recuperación de las formas de fosforo alta comparada con las tasas de los demás nutrientes evaluados: nitrato y amonio.

Por otro lado a nivel de viabilidad económica se ha comprobado que no es rentable este sistema con la tecnología planteada: UASB y fotobiorreactores tubulares. Para un futuro se planteará analizar otras tecnologías de producción de algas que presenten un menor coste de inversión por volumen de efluente tratado y una mejor productividad. De forma independiente revalorizar esta biomasa de algas en otros mercados que tengan un mayor precio sería un aspecto también a analizar. Además de ver la intervención de otro tipo de incentivos ambientales que puedan aplicarse en el contexto brasileño.

iv. Referencias bibliográficas

- [1] A. De Castro, G. Junior, W. Da, y S. Paganini, «Conceptual aspects of the regulation of water and sewage services in Brazil Resumo», n.º 85, pp. 3267-4853, 2009.
- [2] A. Castro y G. Junior, «Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil», *Rev Panam Salud Publica/Pan Am J Public Health*, vol. 25, n.º 6, 2009.
- [3] F. Burmeister Martins, «Novas diretrizes para saneamento básico: desafios da gestão pública para sua implementação New guidelines for basic sanitation: challenges of public management for its implementation Elton Machado Lersch Ênio Guimarães», 2016.
- [4] L. Gouveia, S. Graça, C. Sousa, L. Ambrosano, B. Ribeiro, E. P. Botrel, P. C. Neto, A. F. Ferreira, y C. M. Silva, «Microalgae biomass production using wastewater: Treatment and costs: Scale-up considerations», *Algal Research*, vol. 16, pp. 167-176, 2016.
- [5] J. Werneck y R. Juliana, «SANEAMENTO BÁSICO E SUA RELAÇÃO COM O MEIO AMBIENTE E A SAÚDE PÚBLICA», 2010.
- [6] IBGE, «IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística». [En línea]. Disponible en: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/defaulttabpdf_esgot_san.shtm. [Accedido: 06-jul-2017].
- [7] W. H. Adey, P. C. Kangas, y W. Mulbry, «Algal turf scrubbing: Cleaning surface waters with solar energy while producing a biofuel», *BioScience*, vol. 61, n.º 6, pp. 434-441, 2011.
- [8] D. M. Anderson, P. M. Glibert, y J. M. Burkholder, «Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences», *Estuaries*, vol. 25, n.º 4 B, pp. 704-726, 2002.
- [9] P. Nascimento Arruda, A. Souza Carvalho Lima, y P. Sérgio Scalize, «Gestão dos serviços públicos de água e esgoto operados por municípios em Goiás, GO, Brasil», *An Interdisciplinary Journal of Applied Science Rev. Ambient. Água Taubaté – Apr*, vol. 11, n.º 2, 2016.
- [10] A. C. Wilkie y W. W. Mulbry, «Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae», *Bioresource technology*, vol. 84, n.º 1, pp. 81-91, 2002.
- [11] E. W. Becker, «Micro-algae as a source of protein», *Biotechnology Advances*, vol. 25, n.º 2, pp. 207-210, 2007.
- [12] C. Fevrier y B. Seve, «Incorporation of a spiruline (*Spirulina maxima*) in swine food», *Annales de la nutrition et de l'alimentation*, vol. 29, n.º 6, pp. 625-50, 1975.

- [13] J. R. Benemann, «Production of nitrogen fertilizer with nitrogen-fixing blue - green algae», *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 1, n.º 2, pp. 83-90, 1979.
- [14] W. Mulbry, E. K. Westhead, C. Pizarro, y L. Sikora, «Recycling of manure nutrients: use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer», *Bioresource technology*, vol. 96, n.º 4, pp. 451-458, 2005.
- [15] A. Solovchenko, A. M. Verschoor, N. D. Jablonowski, y L. Nedbal, «Phosphorus from wastewater to crops: An alternative path involving microalgae», *Biotechnology Advances*, vol. 34, n.º 5, pp. 550-564, 2016.
- [16] C. Pizarro, W. Mulbry, D. Blersch, y P. Kangas, «An economic assessment of algal turf scrubber technology for treatment of dairy manure effluent», *Ecological Engineering*, vol. 26, n.º 4, pp. 321-327, 2006.
- [17] J. Miñón, «Desarrollo y análisis técnico-económico de la gestión de nutrientes residuales en la producción de biomasa de algas para fines agrícolas y ganaderos», 2017.
- [18] E. Sforza, D. Simionato, G. M. Giacometti, A. Bertucco, y T. Morosinotto, «Adjusted Light and Dark Cycles Can Optimize Photosynthetic Efficiency in Algae Growing in Photobioreactors», *PLoS ONE*, vol. 7, n.º 6, p. e38975, jun. 2012.
- [19] E. Kebede-Westhead, C. Pizarro, W. W. Mulbry, y A. C. Wilkie, «Production and nutrient removal by periphyton grown under different loading rates of anaerobically digested flushed dairy manure», *Journal of Phycology*, vol. 39, n.º 6, pp. 1275-1282, 2003.
- [20] I. de Godos, H. O. Guzman, R. Soto, P. A. García-Encina, E. Becares, R. Muñoz, y V. A. Vargas, «Coagulation/flocculation-based removal of algal-bacterial biomass from piggery wastewater treatment», *Bioresource technology*, vol. 102, n.º 2, pp. 923-927, 2011.
- [21] M. Franchino, E. Comino, F. Bona, y V. A. Riggio, «Growth of three microalgae strains and nutrient removal from an agro-zootechnical digestate», 2013.
- [22] F. Z. Mennaa, Z. Arbib, y J. A. Perales, «Urban wastewater treatment by seven species of microalgae and an algal bloom: Biomass production, N and P removal kinetics and harvestability.», *Water research*, vol. 83, pp. 42-51, oct. 2015.
- [23] S. Rasoul-Amini, N. Montazeri-Najafabady, S. Shaker, A. Safari, A. Kazemi, P. Mousavi, M. A. Mobasher, y Y. Ghasemi, «Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae free cells in bath culture system», *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, vol. 3, n.º 2, pp. 126-131, 2014.
- [24] S. S. Singh, K. Kunui, R. A. Minj, y P. Singh, «Diversity and distribution pattern analysis of

- cyanobacteria isolated from paddy fields of Chhattisgarh, India», *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, vol. 7, n.º 4, pp. 462-470, 2014.
- [25] P. P. Assemany, M. L. Calijuri, E. de A. do Couto, M. H. B. de Souza, N. C. Silva, A. da F. Santiago, y J. de S. Castro, «Algae/bacteria consortium in high rate ponds: Influence of solar radiation on the phytoplankton community», *Ecological Engineering*, vol. 77, pp. 154-162, 2015.
- [26] «LIFE+ IntegralCarbon - Development and global enforcement of GHG capture photobioreactors in agroindustrial activities. LIFE13 ENV/ES/001251». [En línea]. Disponible en:
http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=4918. [Accedido: 01-sep-2016].
- [27] O. of R. & Development, «Method 445.0 In Vitro Determination of Chlorophyll a and Pheophytin in Marine and Freshwater Algae by Fluorescence».
- [28] J. Fábregas, V. Vázquez, B. Cabezas, y A. Otero, «Tris not only controls the pH in microalgal cultures, but also feeds bacteria», *Journal of Applied Phycology*, vol. 5, n.º 5, pp. 543-545, oct. 1993.
- [29] L. Martínez, M. Otero, A. Morán, y A. I. García, «Selection of native freshwater microalgae and cyanobacteria for CO₂ biofixation», *Environmental Technology*, vol. 34, n.º 21-24, pp. 3137-43, 2013.
- [30] R. J. Craggs, W. H. Adey, B. K. Jessup, y W. J. Oswald, «A controlled stream mesocosm for tertiary treatment of sewage», *Ecological Engineering*, vol. 6, n.º 1-3, pp. 149-169, may 1996.
- [31] T. Källqvist y A. Svenson, «Assessment of ammonia toxicity in tests with the microalga, *Nephroselmis pyriformis*, Chlorophyta», *Water Research*, vol. 37, n.º 3, pp. 477-484, 2003.
- [32] N. F. Y. Tam y Y. S. Wong, «Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media», *Bioresource Technology*, vol. 57, n.º 1, pp. 45-50, 1996.
- [33] J. Gutierrez, T. A. Kwan, J. B. Zimmerman, y J. Peccia, «Ammonia inhibition in oleaginous microalgae», *Algal Research*, vol. 19, pp. 123-127, 2016.
- [34] Y. Collos y P. J. Harrison, «Acclimation and toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae», *Marine Pollution Bulletin*, vol. 80, n.º 1-2, pp. 8-23, mar. 2014.
- [35] M. del M. Morales-Amaral, C. Gómez-Serrano, F. G. Ación, J. M. Fernández-Sevilla, y E.

Molina-Grima, «Production of microalgae using centrate from anaerobic digestion as the nutrient source», *Algal Research*, vol. 9, pp. 297-305, may 2015.

- [36] C. González-Fernández, B. Molinuevo-Salces, y M. C. García-González, «Nitrogen transformations under different conditions in open ponds by means of microalgae–bacteria consortium treating pig slurry», *Bioresource technology*, vol. 102, n.º 2, pp. 960-966, 2011.
- [37] W. H. Adey, C. Lockett, y K. Jensen, «Phosphorus removal from natural waters using controlled algal production», *Restoration Ecology*, vol. 1, n.º 1. pp. 29-39, 1993.
- [38] P. Kangas y W. Mulbry, «Nutrient removal from agricultural drainage water using algal turf scrubbers and solar power», *Bioresource Technology*, vol. 152, 2014.
- [39] M. Franchino, V. Tigini, G. C. Varese, R. Mussat Sartor, y F. Bona, «Microalgae treatment removes nutrients and reduces ecotoxicity of diluted piggery digestate», *Science of The Total Environment*, vol. 569, pp. 40-45, 2016.
- [40] P. Torres, «PERSPECTIVES OF ANAEROBIC TREATMENT OF DOMESTIC WASTEWATER IN DEVELOPING COUNTRIES», *Diciembre*, pp. 115-129, 2012.
- [41] E. Molina Grima, E. H. Belarbi, F. G. Acien Fernández, A. Robles Medina, y Y. Chisti, «Recovery of microalgal biomass and metabolites: Process options and economics», *Biotechnology Advances*, vol. 20, n.º 7-8. pp. 491-515, ene-2003.
- [42] H.-Q. Chu, X.-B. Tan, Y.-L. Zhang, L.-B. Yang, F.-C. Zhao, y J. Guo, «Continuous cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* using anaerobic digested starch processing wastewater in the outdoors», *Bioresource Technology*, vol. 185, pp. 40-48, 2015.