



Universidad de Valladolid



**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIA E INGENIERÍA
AGROALIMENTARIA Y DE BIOSISTEMAS**

TESIS DOCTORAL:

**DESARROLLO Y ANALISIS TECNICO-ECONÓMICO DE
LA GESTION DE NUTRIENTES RESIDUALES EN LA
PRODUCCION DE BIOMASA DE ALGAS PARA FINES
AGRICOLAS Y GANADEROS**

Presentada por D. Jorge Miñón Martínez para optar al grado
de

Doctor por la Universidad de Valladolid

Dirigida por:

Dr. Luis Manuel Navas Gracia

Dr. Juan Carlos Rad Moradillo

Índices, abreviaturas y nomenclaturas

INDICE GENERAL	ii
INDICE DE ECUACIONES	viii
INDICE DE FIGURAS	x
INDICE DE TABLAS	xv
ABREVIATURAS Y NOMENCLATURAS	xviii
1. RESUMEN	1
1.1. ABSTRACT	2
1.2. RESUMEN.....	4
2. INTRODUCCION Y MARCO DE REFERENCIA	9
2.1. SECTOR PRIMARIO.....	11
2.1.1. GANADERÍA	12
2.1.2. AGRICULTURA.....	15
2.2. AGUAS Y EFLUENTES RESIDUALES	16
2.2.1. GESTIÓN DE DEPURADORAS	16
2.2.2. NUTRIENTES RESIDUALES.....	17
2.3. CAMBIO CLIMATICO.....	18
2.4. PERSPECTIVAS EN LA DEMANDA MUNDIAL DE ALIMENTOS	18
2.5. POLITICAS AGRICOLAS AMBIENTALES	19
2.6. POTENCIAL DE LA BIOMASA ALGAL	19
2.6.1. USO EN AGRICULTURA	20
2.6.2. USO EN GANADERÍA.....	20
2.7. ESQUEMA GENERAL	22
2.8. REFERENCIAS	27
3. OBJETIVOS GENERALES	33
CAPITULO I. DESARROLLO DE UN MÓDULO DE PRODUCCIÓN MÓVIL Y AUTÓNOMO PARA LA PRODUCCIÓN DE ALGAS EDÁFICAS AUTÓCTONAS	37
I.1. INTRODUCCION.....	40
I.2. METODOLOGIA.....	44
I.2.1. OBTENCION DE INOCULO DE MICROALGAS AUTOCTONAS	44
I.2.1.1. TOMA DE MUESTRAS	44
I.2.1.2. PROCEDIMIENTO	45
I.2.1.3. IDENTIFICACIÓN DE LAS ESPECIES DE ALGAS	47

I.2.1.4.	ANÁLISIS DE PIGMENTOS.....	48
I.2.1.5.	SECUENCIACIÓN GENÓMICA.....	52
I.2.1.6.	RESUMEN DE LA IDENTIFICACIÓN.....	52
I.2.2.	MODULO DE PRODUCCION DE ALGAS.....	53
I.2.2.1.	AIREACION Y RECIRCULACION DEL MEDIO DE CULTIVO.....	54
I.2.2.2.	INYECCION DE GASES. BRAZOS POROSOS.....	56
I.2.2.3.	BORBOTEADOR.....	57
I.2.2.4.	EQUIPOS DE ASPIRACIÓN-IMPULSION DE GASES.....	58
I.2.2.5.	DISEÑO DEL DEPOSITO FLEXIBLE.....	59
I.2.2.6.	ILUMINACION ARTIFICIAL.....	60
I.2.2.7.	AUTONOMÍA ENERGÉTICA.....	62
I.2.2.8.	FLOCULACION DE EFLUENTE RESIDUAL. DIGESTATO.....	63
I.2.2.8.1.	Digestato empleado.....	63
I.2.2.8.2.	Floculación química con cloruro férrico.....	64
I.2.2.8.3.	Electrofloculación.....	65
I.2.2.8.4.	Diseño del módulo de electrofloculación.....	71
I.2.2.9.	SISTEMA DE CONTROL Y MONITORIZACIÓN.....	73
I.2.2.9.1.	Unidad de control y registro.....	73
I.2.2.9.2.	Unidad de monitorización de gases.....	73
I.2.2.9.3.	Unidad de monitorización de climática.....	74
I.2.2.10.	MOVILIDAD.....	76
I.3.	RESULTADOS.....	80
I.3.1.	PERIODO DE MONITORIZACION.....	80
I.3.1.1.	PRESION DE GASES.....	81
I.3.1.2.	PRODUCTIVIDAD DE BIOMASA.....	82
I.3.1.3.	EVOLUCION DE GASES.....	84
I.3.1.3.1.	Amoniaco.....	84
I.3.1.3.2.	Dióxido de carbono y oxígeno.....	87
I.3.1.4.	MEDIO DE CULTIVO.....	90
I.3.2.	CONSUMO ENERGÉTICOS.....	94
I.4.	CONCLUSIONES.....	96
I.5.	REFERENCIAS.....	97

CAPITULO II. EVALUACION DEL MODELO PARTICIPATIVO ENTRE AGRICULTURA-AGROINDUSTRIA PARA LA CONVERSION DE RESIDUOS EN ENMIENDAS FERTILIZANTES	105
II.1. INTRODUCCION.....	107
II.2. METODOLOGIA.....	110
II.2.1.1. DESCRIPCIÓN DEL PROTOTIPO	112
II.2.2.1. ESCENARIO SIN PROTOTIPO	114
II.2.2.1.1. Labores agrícolas	114
II.2.2.1.2. Balance respecto la agroindustria	115
II.2.2.2. ESCENARIO CON PROTOTIPO	117
II.2.2.2.1. Condicionantes	117
II.2.2.2.2. Logística de almacenamiento de raspón	120
II.2.2.2.3. Logística de almacenamiento de aguas sucias.....	122
II.2.2.2.4. Logística en almacenamiento de estiércoles.....	122
II.2.2.2.5. Módulo de digestión anaerobia (MDA)	123
II.2.2.2.6. Módulo de producción de biomejorador (MPB)	124
II.2.2.2.7. Módulo de floculación	127
II.3. RESULTADOS	129
II.3.1.1. RESPECTO EL COSTE DE FABRICACIÓN Y PRECIO DE VENTA.....	129
II.3.1.2. RESPECTO A LA APLICACIÓN EN CULTIVO	132
II.3.3.1. RESPECTO A LA VARIACIÓN EN LA PRODUCTIVIDAD DIARIA DE BIOMASA DE ALGAS	136
II.3.3.2. RESPECTO A LA DIMENSIÓN DEL MDA	137
II.3.5.1. DEFINICIÓN DE MODELO	141
II.3.5.2. CUANTIFICACIÓN DE AYUDAS DE LA PAC ASOCIADAS A LA SUPERFICIE TRIBUTARIA	142
II.3.5.3. PREMISAS DEL MODELO PARTICIPATIVO PROPUESTO.....	143
II.3.5.4. ANÁLISIS DE VIABILIDAD DEL MODELO PARTICIPATIVO: AGROINDUSTRIA-AGRICULTURA	143
II.3.5.5. VALORIZACIÓN DE CRÉDITO DE CARBONO	147
II.4. CONCLUSIONES.....	150

II.5. REFERENCIAS	153
CAPITULO III. EFECTO DE DIFERENTES INERTES MINERALES EN LA ELECTROFLOCULACION DE MICROALGAS Y ANALISIS TECNICO-ECONÓMICO DE LA INTEGRACION CON ENERGÍA FOTOVOLTAICA...	157
III.1. ANTECEDENTES	158
III.2. METODOLOGÍA.....	161
III.2.1. DETERMINACIONES ANALÍTICAS	161
III.2.2. MEDIO DE CULTIVO	161
III.2.3. ENSAYO DE ELECTROFLOCULACIÓN.....	161
III.2.4. TRATAMIENTOS	162
III.3. RESULTADOS	162
III.3.1. SEPARACIÓN DE FASES	162
III.3.2. INTENSIDAD DE CARGA.....	165
III.3.3. RENDIMIENTO DE RECOLECCIÓN DE BIOMASA ALGAL.....	167
III.3.4. ANÁLISIS DE COSTES.....	168
III.3.5. ANÁLISIS TECNICO-ECONÓMICO DE INTEGRACION FOTOVOLTAICA	171
III.3.6. CONTEXTO DE EMPLAZAMIENTO Y DATOS DEL MEDIO DE CULTIVO	171
III.3.7. CONSIDERACIONES TECNICAS DE DISEÑO	171
III.3.8. ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS ENERGÉTICAS	173
III.4. CONCLUSIONES.....	177
III.5. REFERENCIAS	179
CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS	183
IV.1. INTRODUCCION.....	184
IV.1.1. ANTECEDENTES	184
IV.1.2. DESCRIPCION.....	188
IV.1.2.1. AREA DE ESTUDIO.....	188
IV.1.2.2. ESQUEMA DEL TRABAJO	189
IV.2. METODOLOGIA.....	190
IV.2.1. CUANTIFICACION Y LOCALIZACION DE VERTIDOS	190
IV.2.1.1. CUANTIFICACION DE VERTIDOS EN NUCLEOS URBANOS.....	190
IV.2.1.2. INFORMACIÓN AGROCLIMATICA	190

IV.2.2.	SISTEMA DE PRODUCCION DE ALGAS	192
IV.2.2.1.	DESCRIPCIÓN DE SISTEMA.....	192
IV.2.2.2.	ESPECIES DE ALGAS UTILIZADAS.....	193
IV.2.2.3.	MONITORIZACION PRODUCTIVA	194
IV.2.2.4.	RELACIÓN ENTRE PRODUCCION ALGAL E INTEGRAL TERMICA ACUMULADA	197
IV.2.2.5.	CARACTERIZACION DE BIOMASA.....	198
IV.2.2.6.	DIMENSIONAMIENTO.....	200
IV.2.3.	REPRESENTACION MEDIANTE UN SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA.....	200
IV.2.3.1.	GEOPROCESAMIENTO.....	200
IV.2.4.	EVALUACION FINANCIERA	203
IV.2.4.1.	CÁLCULOS DE LA INVERSIÓN EN DEPURACIÓN POR SUPERFICIE	203
IV.2.4.2.	INVERSIÓN Y COSTES VARIABLES DE INDUSTRIA DE TRANSFORMACIÓN	204
IV.2.4.3.	COSTES MANTENIMIENTO Y EXPLOTACIÓN DEPURADORA.....	205
IV.2.4.4.	INGRESOS POR PRODUCTOS Y SUBPRODUCTOS.....	206
IV.2.4.5.	CANON SANEAMIENTO	208
IV.2.4.6.	CANON DE CONTROL DE VERTIDOS	208
IV.3.	RESULTADOS	209
IV.3.1.	CARACTERIZACION DE BIOMASA.....	209
IV.3.1.1.	PRODUCTIVIDAD Y CONSUMO DE NITRÓGENO	209
IV.3.1.2.	CONTENIDO EN PROTEÍNA BRUTA Y ÁCIDOS GRASOS	210
IV.3.2.	MODELO CLIMATICO DE PRODUCCION DE BIOMASA DE ALGAS SOBRE SOPORTE SOLIDO	211
IV.3.3.	LOGISTICA PARA LA RECOLECCIÓN DE BIOMASA.....	213
IV.3.4.	EVALUACION FINANCIERA	214
IV.3.4.1.	ANÁLISIS I. REPARTO DE COSTES E INVERSIONES ENTRE LA INDUSTRIA Y LA ADMINISTRACIÓN.....	216
IV.3.4.2.	ANÁLISIS I. APLICACIÓN DE UN ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD.....	219
IV.3.4.3.	ANÁLISIS II. MODELO PARTICIPATIVO ADMINISTRACIÓN - INDUSTRIA	221
IV.3.5.	ANALISIS DE MERCADO	225

IV.3.6. REDUCCION DE HUELLA DE CARBONO	226
IV.4. CONCLUSIONES.....	226
IV.5. REFERENCIAS.....	228
3.1. CONCLUSIONES GENERALES.....	235
3.2. FINAL CONCLUSIONS.....	236
3.3. CONCLUSIONES FINALES.....	240

INDICE DE ECUACIONES

Ecuación I.1. Calculo de emisión diaria de NH_4^+ por aire inyectado 85

Ecuación II.2. Calculo de precio de unidad fertilizante 115

Ecuación II.3. Calculo de importe del canon de control de vertidos (CCV) 117

Ecuación II.4. Calculo de valor fertilizante de las enmiendas fertilizantes para N, P, K, C. 130

Ecuación II.5. Calculo del precio de la enmienda fertilizante en función de N, P, K, C. 131

Ecuación III.6. Relaciones obtenidas del ajuste estadístico lineal. La intensidad de carga frente la conductividad eléctrica (CE), y el pH. 165

Ecuación III.7. Regresión múltiple por procedimiento de mínimos cuadrados, entre el contenido en clorofilas [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$] y el pH, conductividad eléctrica (CE) [$\text{dS}\cdot\text{cm}^{-1}$] y la intensidad de carga (IC) [$\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$]. ANOVA $p=0,0039$, $R^2 57,30\%$ 167

Ecuación III.8. Regresión múltiple por procedimiento de mínimos cuadrados, entre la turbidez [NTU] y el pH, conductividad eléctrica (CE) [$\text{dS}\cdot\text{cm}^{-1}$] y la intensidad de carga (IC) [$\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$]. ANOVA $p=0,0039$, $R^2 57,30\%$ 167

Ecuación III.9. Calculo de coste de electrofloculación. Coste de proceso (C_p) y costes energético (C_e) en función de la materia seca de algas obtenida [$\text{€}\cdot\text{Kg}^{-1}$]..... 169

Ecuación IV.10. Interpolación inversa al cuadrado de la distancia. x = coordenada X en UTM de la estación. y = coordenada Y en UTM de la estación. x_i = coordenada X en UTM del punto en cuestión. y_i = coordenada Y en UTM del punto en cuestión 192

Ecuación IV.11. Modelo barométrico. Corrección de temperatura: Gradiente de descenso de $0,0065^\circ\text{C}/\text{m}$. Gradiente de ascenso de $- 0,0065^\circ\text{C}/\text{m}$ 192

Ecuación IV.12. Calculo de superficie depuración mediante sistema ATS propuesto. Elaboración propia 200

Ecuación IV.13. Calculo de importe del canon de control de vertidos (CCV)..... 208

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Infografía de contexto de tesis. Sistema de los cuatro actores contemplados: agricultura, ganadería, agroindustria y núcleos rurales.....	11
Figura 2. Evolución macro-magnitudes agrarias 1990 – 2015. Representación de cambio de tendencia a partir del 2010 en la renta agraria (G1), los consumos intermedios (B1) y la producción (A1) a partir del 2010. Metodología SEC-95. Datos extraídos del MAGRAMA [2], elaboración propia.....	12
Figura 3. Cantidad y valor de soja importada a la Unión Europea 27. Datos de la FAOSTAT 2013. Elaboración propia.....	14
Figura 4. Producción de carne, por tipo de animal en toneladas en la UE-28. Desde el 2005 – 2014, tomando como base 100 la producción del 2005. (²) en el caso de la avicultura se toma como base 100 el 2009. Extraído de [12].....	14
Figura 5. Producciones y consumos totales mundiales de N, P ₂ O ₅ y K ₂ O, datos extraídos de IFA [22].....	16
Figura 6. Infografía de esquema de la tesis en el contexto previo presentado en la Figura 1 ...	23
Figura I.7. Muestreo de suelo para asilamiento de microalgas en la D.O. Vinos de Uclés. Cuenca.....	45
Figura I.8. (1) Día 20, evolución de las colonias de algas edáficas en placa del primer aislamiento de algas en suelo, en medio sólido (2) Día 8, segundo aislamiento de algas a partir del primer aislamiento, en medio sólido.	46
Figura I.9. Ensayos en placa de 12 pocillos de las variaciones de composición del medio de cultivo: BG11, BG11 sin nitrato (- NO ₃ -), con silicato (+ SiO ₄ 3-), con extracto de suelo y turba (+ DOC).....	48
Figura I.10. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes al Género <i>Chlorella</i>	49
Figura I.11. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a Género <i>Klebsormidium</i>	50
Figura I.12. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a Género <i>Haslea</i> , Familia <i>Naviculae</i>	50
Figura I.13. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a Género <i>Oocystis</i>	51
Figura I.14. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a género <i>Microcoleus</i>	51
Figura I.15. (1) Fotobiorreactores tubulares de 15 L de capacidad utilizados para la generación de inóculo. (2) Inóculo de <i>Oocystis</i> sp (3) Inoculación del MPB.	53
Figura I.16. Esquema de conexión de bomba de aire para los dispositivos difusores (TP, DM y AN) en el recipiente de ensayos.....	55
Figura I.17. Tipos de sistemas de inyección de gases ensayados en el marco del proyecto. (1) difusores de neumática en 80 cm de columna de agua. (2) Tubo poroso 7 mm en superficie de 1 m ² de depósito (3) Difusor de ventosa	56
Figura I.18. (1) Vista en planta de la distribución del tubo poroso por la estructura de PVC (2) Vista en planta de las dimensiones del brazo poroso y la distribución de los pasos del tubo poroso a través de la estructura de PVC (3) Vista de la colocación de los brazos porosos en el interior del depósito.....	57
Figura I.19. (1) Esquema con los elementos que componen el borboteador. (2) esquema del borboteador en funcionamiento (3) Estado del borboteador en el momento seguido	

al apagado de las bombas de impulsión del gas. (4) Borbotador funcionando en el MPB	58
Figura I.20. Distintos tipos de depósitos flexibles contemplados. (1) Tipo VOLUTEX (DX). (2) tipo ONION (DN), (3) tipo cisterna (DF).....	60
Figura I.21. Representación de espectros RGB de la tira LED sumergible. Grafico obtenido del software realizado en LabVIEW de National Instruments.	61
Figura I.22. (1) Cubierta de remolque con seis placas fotovoltaicas. (2) detalle de interior de remolque con dispositivos de la instalación fotovoltaica: baterías, regulador solar e inversor. (3) detalle de regulador de carga solar, situado entre los paneles fotovoltaicos y las baterías. (4) detalle inversor de corriente, convierte la corriente continua de las baterías, 24 Vdc en corriente alterna, 230 Vac.....	63
Figura I.23. Resultados de ensayo de floculación de digestato agroindustrial de turbidez 786 NTU. Se ha establecido un coste de 60 €/Kg-1 de FeCl3.....	65
Figura I.24. Variación de la intensidad eléctrica en los electrodos durante los tratamientos	67
Figura I.25. Imágenes de separación entre fases para los diferentes tratamientos durante el minuto 0 de la fase de reposo a al minuto 120.....	69
Figura I.26. (1) Componente en fase de montaje, con filtro al lado. (2) Filtros desmontables de celulosa hidrófoba. (3) Bomba 26 W de recirculación de digestato en el interior de depósito. (4) Modulo de floculación ubicado en la industria vinícola, cajón donde se ubica la fuente de alimentación continua FERVE PRIMA F-930. (5) Modulo de floculación ubicado en industria quesera, bomba peristáltica.	73
Figura I.27. Cuadro de medida de gases (derecha) junto al cuadro eléctrico principal (izquierda).	74
Figura I.28. (1). Sonda de radiación PAR exterior. (2) Sonda de radiación PAR interior, bajo cúpula transparente.	76
Figura I.29. Infografía desarrollada en el diseño del módulo de producción de biomejorador con Autodesk Inventor	77
Figura I.30. Planos de diseño sobre los que se construyó el remolque	78
Figura I.31. Remolque de MPB cargado indicando localizaciones de para el transporte de los dispositivos principales que lo componen.	79
Figura I.32. Secuencia de montaje del MPB. (1) Vista del acople del vehículo tractor al remolque. (2) Tendido de lona de sobre suelo. (3) Despliegue de la membrana del depósito. (4) Montaje de estructura metálica estructural del depósito. (5) Montaje del depósito. (6) Montaje de los brazos porosos. (7) Montaje del mástil para el izado de la cúpula. (8) Finalización del montaje con el MPB listo para ser inoculado.....	80
Figura I.33. (1) Estado de brazos porosos entre ciclo y ciclo consecuencia de haberse secado y posterior proliferación de algas filamentosas adheridas al tubo poroso. (2) Agitación del medio de cultivo cuando los brazos porosos se encuentran obturados con algas filamentosas adheridas. (3) Conexión del compresor al cabezal superior del borbotador introduciendo aire a 0,30 bar para limpiar incrustaciones en los brazos porosos. (4) Estado de la aireación del medio de cultivo restaurado y con las bombas de aireación del MPB a una presión media de 0,013 bares y un volumen en el MPB próximo a 15 m3.....	82
Figura I.34. Comparación de productividades medias diarias. Medias Fisher LSD. Volumen de medio de cultivo alcanzado: Ciclo1: 15.000L, Ciclo 2: 30.000L, Ciclo 3: 20.000L, Ciclo 4: 5.000L	83
Figura I.35. Ciclo 1 de 42 días. Ciclo 2 de 30 días. Ciclo 3 de 21 días. Ciclo 4 de 55 días. (1) Evolución de concentración de biomasa de algas en medio de cultivo durante los 4 ciclos de monitorización. (2) Evolución de la productividad diaria.	84

- Figura I.36. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. (1) Concentración de NH_3 , grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) Ciclo 1: 0,67% (a), Ciclo 2: 0,65% °C (b) Ciclo 3: 0,60% °C (c) Ciclo 4: 0,31% °C (d). (2) Temperatura medio cultivo, grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) Ciclo 1: 16,09 °C (a), Ciclo 2: 8,46 °C (b) Ciclo 3: 7,94 °C (c) Ciclo 4: 4,26 °C (d)..... 86
- Figura I.37. Evolución de NH_4^+ en medio de cultivo durante los 4 ciclos de monitorización. 87
- Figura I.38. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. (1) Actividad de las bombas de aire (ON-OFF) y CO_2 y (2) O_2 (3) Ciclos día-noche y CO_2 y (4) O_2 89
- Figura I.39. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. (1) Grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) NOCHE O_2 20,30% (a), DIA O_2 20,41% (b). (2) Grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) NOCHE CO_2 0,83% (a) DIA CO_2 0,96% (b)..... 89
- Figura I.40. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. Indicando la homogeneidad de los grupos. (1) Concentración de O_2 , grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) Ciclo 1: 20,33% (a), Ciclo 2: 20,37% (a) Ciclo 3: 20,33% (a) Ciclo 4: 7,31% (b). (2) Temperatura medio cultivo, grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) Ciclo 1: 16,09 °C (a), Ciclo 2: 8,46 °C (b) Ciclo 3: 7,94 °C (c) Ciclo 4: 4,26 °C (d) .. 90
- Figura I.41. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. Ciclo 1 n= 36, Ciclo 2, n= 27, Ciclo 3 n= 42, Ciclo 4 n= 15. (1) Concentración NO_3 [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] ANOVA $p=0,0005$ (2) Concentración de K [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] ANOVA $p=0,0024$ (3) Concentración Mg [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] ANOVA $p=0,0024$ (4) Concentración Ca [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] ANOVA $p=0,0000$ (5) Concentración de Na [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] ANOVA $p=0,1479$ (6) pH ANOVA $p=0,0000$ (7) Concentración NH_4^+ [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] ANOVA $p=0,0000$ (8) Turbidez [NTU] ANOVA $p=0,0000$ 93
- Figura I.43. Esquema de estados y umbrales en función de la carga de las baterías 94
- Figura I.44. Proporción en tiempo de autonomía energética del módulo de producción de biomejorador atendiendo a los tres estados: Estado I: potencia suficiente para acciones de monitorización y control (>25,3 V), Estado II, solo para acciones de monitorización (23,7-24,3 V), Estado III para acciones de mantenimiento (>23,7 V). ** Incorporación de dos placas fotovoltaicas sumando 290 Wp a los 580 W p instalados. ** Traslado de módulo de producción de (Longitud: latitud): - 3,014:39,987 a 42,365:-3,746. En mayo no se puso en funcionamiento. Representación de media mensual de producción fotovoltaica para el sistema y la ubicación definida [Kwh], estimación obtenida de [108] (inclinación de 35°, orientación 0°) 95
- Figura II.44. Infografía del escenario con prototipo (EP) en la agroindustria vitivinícola, incorporando las tres enmiendas fertilizantes generadas: biomasa de algas, digestato y semi-compost silo raspón..... 111
- Figura II.46. (1) vista del MDA previa a su funcionamiento. (2) Vista de la caseta donde se localiza aneja la caldera/motor de combustión de biogás. (3) Vista del depósito de digestato de 6 m3, y anejo al floculador de digestato. (4) Vista de salida de digestato..... 113
- Figura II.47. Fotografías del traslado de DO Vinos de Uclés (Cuenca) a instalaciones de la empresa Ropulpat en Burgos. (1) MPB recogido y listo para ser transportado. (2) Transporte del MPB en trayecto dirección Burgos. (3). Vista del montaje de MPB, donde se aprecian los dispositivos que componen el modulo. (4) Vista de montaje finalizado del MBP. 114
- Figura II.48. Gasto en energía activa del periodo 2014-2015 [KWh] indicando proporción de gasto respecto al anual. Datos facilitados por la Bodega..... 116
- Figura II.48. Diagrama del escenario sin prototipo (ESP) indicando los insumos y costes asociados de forma anual..... 117

Figura II.49. Diagrama del escenario con prototipo (EP) indicando los insumos y costes asociados de forma anual.....	119
Figura II.51. (1) Excavación de silo trinchera. (2) Silo trinchera previo a la colocación del plástico. (3) Acopio de raspón previo al ensilado, directamente del proceso de despalillado. (4) Vista previa al llenado del silo. (5) Llenado de silo con raspón. (6) Silo lleno previo a la compactación. (7) Compactado de raspón con tractor. (8) Silo de raspón finalizado, cubierto con plástico.....	121
Figura II.52. (1) Descarga de estiércol de gallinaza (2) Acopio de estiércol de gallinaza provisto de plástico cubriéndolo a fin de evitar lixiviados de nutrientes y proliferación de insectos.....	123
Figura II.53. Productividad media diaria de los 4 ciclos monitorizados.....	127
Figura II.54. Representación de costes totales de aplicación atendiendo a las necesidades para cultivos forrajeros, cereal, y viñedo. Costes totales calculados como la suma del coste de distribución (tractor, equipo, operario) y el coste del producto fertilizantes como tal.....	134
Figura II.55. Representación de evolución de costes y precio de enmienda fertilizante (PEF) de biomasa de algas (BA) manteniendo estructura de beneficios, respecto a la productividad en biomasa seca del MPB. Representación del margen por debajo del cual la BA es competitiva frente al estiércol utilizado en ESP.....	137
Figura II.56. Representación de evolución de costes evitados y precio de enmienda fertilizante (PEF) de digestato (D), manteniendo estructura de beneficios, respecto al incremento de la producción energética del MDA. Representación del umbral por debajo del cual el digestato es competitivo frente al estiércol utilizado en ESP....	138
Figura II.57. Representación de evolución de costes evitados y precio de enmienda fertilizante (PEF) de digestato (D), manteniendo estructura de beneficios, por un lado respecto al precio de la energía eléctrica (1) y por otro lado al precio del gasóleo (2). Representación del margen por debajo del cual el digestato es competitivo frente al estiércol utilizado en ESP.....	139
Figura II.58. Representación de evolución de costes y precio de enmienda fertilizante (PEF) de biomasa de algas (BA), manteniendo estructura de beneficios, respecto a la productividad media diaria. Representación del umbral por debajo del cual la BA es competitiva frente al estiércol utilizado en ESP, el fertilizante mineral y las Enmiendas Orgánicas Fertilizantes Comerciales.....	141
Figura II.59. Esquema de Escenario Sin Prototipo y Escenario con Prototipo, representando la estructura del modelo participativo.....	142
Figura III.60. (1) esquema de montaje del sistema de electro-floculación. A=amperímetro, V=voltímetro. (2) Electrodo de cinc y alícuota de medio de cultivo. (3) medio de cultivo después del electro-floculación: separación de fases.....	162
Figura III.61. Fotografías de las soluciones del medio de cultivo tras los diferentes tratamientos minutos después de su electrofloculación (1) Tratamiento Sin Inertes. SI (2) Tratamiento con 5 g de Sepiolita. SP (3) Tratamiento con 5 g de Cal Viva. CV (4) Tratamiento con 5 g de Arena. AR, mostrándose la formación de agregados metálicos (5) Tratamiento con 5 g de Suelo Calizo. SC, mostrándose la formación de flóculos y precipitados.....	164
Figura III.62. Comparación de medias Fisher LSD. (1) Contenido en clorofilas en la fase líquida (2) Turbidez en la fase líquida.....	168
Figura III.63. Coste de proceso, coste energético de la materia seca de algas obtenida y consumo de energía por volumen de electrofloculación para los diferentes tratamientos: sin inertes, SI. Sepiolita, SP. Cal viva, CV. Arena, AR. Suelo calizo, SC.....	170

Figura III.63. Evolución de costes en función la biomasa recolectada con la UEF conectada a red o conectada a la instalación fotovoltaica.	177
Figura IV.65. Detalles de aislamiento de algas filamentosas sobre tejido de muestreo (TMU) (42,495560, -3,804881). (1) Escorrentía de agua proveniente de drenaje de finca sobre talud. (2) Estado de la rejilla rugosa en el momento de la colocación (24/02/2013). (3) Estado de la rejilla pasados 7 días (03/03/2013). (4) Estado de colonización de la rejilla a 18/03/2013.	193
Figura IV.66. (1) Imagen a microscopio de <i>Navicula sp.</i> (2) Imagen a microscopio de <i>Klebsormidium sp.</i>	194
Figura IV.67. (1) (2) Rampas de cultivos de algas basado en ATS indicando la zona del tejido de inoculación (TI) y del tejido de monitorización (TM) (3) Sistema de adquisición de imágenes de supervisión del TM. (4) primer ciclo de inoculación en TM a fecha 09/09/2013 (5) primer ciclo de inoculación en TM a fecha 17/09/2013 (6) primer ciclo de inoculación en TM a fecha 05/09/2013.	196
Figura IV.68: Relación de Integral térmica acumulada con producción por superficie. ANOVA P=0,0000; R ² 98,48%	198
Figura IV.69. Localización de la industria para cada rango de población analizado	203
Figura IV.70. Relación de nitrógeno aportado al inicio del ciclo, frente al nitrógeno fijado en la biomasa de algas. Suero con 2.100 mg/L Nt y digestato agroindustrial con 1.513 mg·L ⁻¹ Nt, para una superficie de referencia 0,16 m ²	210
Figura IV.71. Localización de las industrias de los diferentes rangos de estudio respecto a la red de carreteras principales. Autovías, autopistas, y red de carreteras con 1 m de arcén.	213
Figura IV.72. Evolución de la TIR para el escenario 2, para los rangos de estudio.	221
Figura IV.73. Evolución de la TIR para el modelo participativo entre la industria y administración, para los rangos de estudio.	223
Figura IV.74. Compensación por biomasa de algas del análisis de sensibilidad seca producida para cada rango de estudio. Etiqueta con valores de la media.	224

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valor nutritivo de materias extraído de Spolaore <i>et al.</i> , [60].....	21
Tabla I.2. Secuencias específicas de algas empleadas en la amplificación material genético para la PCR.	52
Tabla I.3. Nombre, género y observaciones de las microalgas aisladas de los suelos de la DO de Vinos Uclés	53
Tabla I.4. Presiones de trabajo, superficie de aireación y precio de la cantidad de difusor empleada en el ensayo, para unas condiciones de 80cm de columna de agua.....	55
Tabla I.5. Analítica del digestato, indicando el procedimiento de determinación analítica.....	64
Tabla I.6. Densidades de carga promedio en los tratamientos.....	68
Tabla I.7. Separación entre fases después del electro-floculación.....	70
Tabla I.8. Resultados de medida de pH, conductividad eléctrica, y turbidez de la fase líquida separada pasadas dos horas. En el caso del control el pH y CE es del conjunto de la muestra del digestato.....	70
Tabla I.9. Relación de consumo energético por tratamiento y coste por volumen de digestato (precio electricidad 0,092 €KWh ⁻¹ [87])	71
Tabla I.10. Especificaciones de las sondas de gases.	74
Tabla I.11. Especificaciones de sondas: radiación PAR, pH, y conductividad eléctrica.....	75
Tabla I.12. Cargas y pérdidas medias de NH ₃ por ciclo. Volumen total de medio de cultivo final: Ciclo1: 15.000 L, Ciclo 2: 30.000 L, Ciclo 3: 20.000 L, Ciclo 4: 5.000 L.	85
Tabla I.13. Análisis de digestatos empleados en cada ciclo, valores medios. Tasas de carga de cada nutriente por cada ciclo. Concentraciones finales en el medio cultivo.	91
Tabla II.14. Necesidades fertilizantes medias del viñedo. Precio estiércol 0,02€ Kg ⁻¹	115
Tabla II.15. Relación de sustratos empleados en la elaboración del sustrato de cogeneración y productividad. Información suministrada por Kepler Ingeniería y Ecogestión. Sustrato de codigestión con 0,36% de nitrógeno total y 5,2% de materia seca. ...	118
Tabla II.16. Desglose de coste de fabricación de silo e ensilado de raspón. Coste de tractor extraído [29]	120
Tabla II.17. Composición media de ensilado raspón analizado.....	122
Tabla II.18. Desglose de costes de mantenimiento y operación del MDA. Coste eléctrico 0,092 €KWh ⁻¹ [31].....	124
Tabla II.19. Composición media del digestato agroalimentario analizado.....	124
Tabla II.20. Desglose de presupuesto material, mano de obra y precio de venta libre de impuestos del Módulo Producción de Biomejorador.	126
Tabla II.21. Desglose de presupuesto material, mano de obra y precio de venta libre de impuestos del Módulo Floculación. Presupuesto total 9.412€	128
Tabla II.22. Composición media de la biomasa de algas recolectada en la electrofloculación	129
Tabla II.23. Asignación de estructura de flujos de caja a fabricación de enmiendas orgánicas para las tres enmiendas orgánicas fertilizantes. * El valor anual es la amortización sin considerar valor residual al final de la vida útil. ** Calculado en la relación de cantidad utilizada en ambos productos. *** Energía eléctrica calculada como la energía eléctrica producida por la MDA a un precio de 0,092 €KWh ⁻¹ . **** Energía	

térmica calculada como la energía térmica producida trasformada a volumen de gasóleo a un precio de 1,028 €·L ⁻¹ (10,28 kWh·L ⁻¹ gasóleo).....	130
Tabla II.24. Costes de las unidades fertilizantes N, P, K, C de cada enmienda fertilizante, así como el precio de venta en la enmienda fertilizante.	131
Tabla II.25. Valor de unidad fertilizante N, P, K de fertilizantes minerales (periodo 2012-2015) y de enmiendas orgánicas fertilizantes comerciales. * Factor de conversión de aminoácidos a nitrógeno total 0,16 (www.biorizon.es) ** www.idainature.com. Elaboración propia.	132
Tabla II.26. Costes de aplicación de diferentes enmiendas y fertilizantes a cultivo, atendiendo a diferentes necesidades de nitrógeno: * necesidades medias en viñedo, ** necesidades medias en cereal, *** necesidades medias en forrajera, tipo esparceta (<i>Onobrychis viciifolia</i>). **** Se establece un precio para el silo raspón de 0,05€·Kg-1 como el digestato. PEF = precio de enmienda fertilizante	133
Tabla II.27. Estructura de flujos de caja. Considerando flujos de caja contantes durante los 20 años de vida útil del proyecto	136
Tabla II.28. Resumen de costes evitados anuales asociados a la agroindustria y agricultura.	144
Tabla II.29. Estructura financiera para un productividad en biomasa de algas de 0,010 g·L ⁻¹ ·dia ⁻¹ , manteniendo todas las demás dimensiones y productividad del prototipo fijas. Superficie tributaria 69,9 Ha.	145
Tabla II.30. Estructura financiera para un productividad en biomasa de algas de 0,126 g·L ⁻¹ ·dia ⁻¹ , manteniendo todas las demás dimensiones y productividad del prototipo fijas. Superficie tributaria 90 Ha.	147
Tabla II.31. Estimación de carbono equivalente mitigado y su valor en créditos de CO2 equivalente estimando a un precio de 3,5 €·t CO ₂ eq [40] * Calculadas como las unidades de N, P, K producidas en total con las tres enmiendas y ponderadas con los factores de emisión de [5] ** Calculado como la transformación del metano a dióxido de carbono *** Estimado como el carbono introducido en el suelo en forma de enmienda expresado en CO ₂ eq.....	148
Tabla II.32. Estructura financiera para un productividad en biomasa de algas de 0,126 g·L ⁻¹ ·dia ⁻¹ , manteniendo todas las demás dimensiones y productividad del prototipo fijas, pero introduciendo un Pago ambiental sujeto a los créditos de carbono.....	150
Tabla III.33. Resultados de análisis. Momento de análisis (0) es previo a la electrofloculación, es decir el medio de cultivo más el inerte, (1) es después de la electrofloculación sobre la fase líquida resultante. Tratamientos: SI, sin inerte. SP, sepiolita. CV, cal viva, AR, arena, SC, suelo calizo.	166
Tabla III.34. Rendimientos en el proceso de electrofloculación en función de los diferentes tratamientos.	168
Tabla III.35. Comparación de costes energéticos por volumen de los tratamientos ensayados frente a otras tecnologías de recolección. Precio energía eléctrica 0,092 €·kWh ⁻¹ . * Calculado a partir de los datos del trabajo referenciado, valores medios de los ensayos. ** Valores medios del tratamiento tomado como referencia en el trabajo citado.....	170
Tabla III.36. Cálculos resumen de dimensionamiento de electrofloculador solar.....	172
Tabla III.37. Estimación de producción fotovoltaica en 39°55'4" norte, 3°0'46" oeste, altitud 759 m. Condiciones optimizadas de inclinación a 35° y orientación a 1° Usando la base de radiación solar PVGIS-CMSAF [46]. Potencia nominal 3.770 Wp. Pérdidas estimadas por temperatura y baja radiación: 10%. Pérdidas estimadas por la reflectancia angular: 2,6%. Pérdidas estimadas del modelo 24,6%. Células fotovoltaicas de silicio cristalino.	173
Tabla III.38. Presupuesto de módulo de floculación fotovoltaico. Presupuesto total 46.942 €	174

Tabla III.39. Presupuesto de módulo de floculación conectado a red. Presupuesto total 48.830 €	175
Tabla III.40. Resumen de costes asociados a la biomasa producida. Concentración media del medio de cultivo usado de $0,01 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$, producción recolectada esperada de 910 Kg	176
Tabla IV.41. Relación de núcleos de población en los que fue muestreado su efluente urbano a la salida del sistema de depuración.....	190
Tabla IV.42. Estaciones meteorológicas seleccionadas de la red de INFORIEGO.	191
Tabla IV.43. Productividades de los ciclos de cultivo monitorizados.....	197
Tabla IV.44. Perfil de ácidos grasos de biomasa de algas. * Nombre de la IUPAC. **Ácidos grasos omega 3. *** Ácidos grasos omega 6.	199
Tabla IV.45. Valores de medios obtenidos en los análisis. Respecto a biomasa seca.	199
Tabla IV.46. Tecnología de depuración definida para cada rango y coste de inversión y mantenimiento por número de habitante [2].	203
Tabla IV.47. Desglose de instalación de producción de algas basado en el ATS para 100 m^2 de cultivo de algas	204
Tabla IV.48. Costes variables considerados por cantidad obtenida	205
Tabla IV.49. Resumen de gastos asociados a las labores de mantenimiento recolección y transporte de la biomasa de algas.....	206
Tabla IV.50. Valores de referencia anuales de cada rango de análisis para cada rango de análisis	207
Tabla IV.51. Precios de las materias asumidos para la evaluación económica	208
Tabla IV.52. Muestra representativa parámetros de diseño entre núcleos de igual número de habitantes.	212
Tabla IV.53. Coste de recolección de biomasa de algas en función de rangos de estudio	214
Tabla IV.54. Inversiones, costes variables e ingresos contemplados para la evaluación	215
Tabla IV.55. Escenarios de evaluación económica para asumir costes e inversiones. Industria (I), Administración (A).	216
Tabla IV.56. Análisis respecto a la industria. Evaluación económica: Inversión, Suma de Flujos de Caja Actualizados (SFCA), VAN, TIR, pay-back para cada escenario.	217
Tabla IV.57. Resumen de condiciones del análisis de sensibilidad: 8 análisis.	220
Tabla IV.58. Numero de análisis de sensibilidad que son rentables por cada escenario. Mínimo 0, máximo 8.	220
Tabla IV.59. Variables de restricción del modelo de programación lineal	222

ABREVIATURAS Y NOMENCLATURAS

A	Amortización
AD	Administración de núcleos rurales
ADN	Ácido desoxirribonucleico
AN	Aireador de neumática
AR	Arena de sílice
ATS	Algal Turf Scrubber
BA	Biomasa de algas
BI	Beneficio industrial
C	Carbono
C0	concentración de NH ₄ ⁺ del digestato
CE	costes evitados
CH ₄	Metano
Cn	Concentración final de NH ₄ ⁺ del medio de cultivo
CO ₂	Dióxido de carbono
CV	Cal viva. CaCO ₂
D	Digestato
DC	Corriente eléctrica continua
DF	Depósito tipo cisterna
DMA	Directiva Marco del Agua
DN	Deposito tipo ONION
DO	Denominación de origen
DOC	Extracto de suelo y turba
DV	Difusor de ventosa
DX	Deposito tipo VOLUTEX
EEA	European Environment Agency
EOFC	enmiendas orgánicas fertilizantes comerciales
EP	Escenario con prototipo
ESP	Escenario sin prototipo
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FeCl ₃	Cloruro férrico
GEI	Gases de Efecto Invernadero
HPLC-DAD	cromatografía líquida de alta resolución con detector de arreglo de diodos
I	Industria procesadora de biomasa de algas

K	Potasio
K ₂ O	Óxido de potasio
LED	Light-Emitting Diode
MAGRAMA	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
MDA	Módulo Digestión Anaerobia
MPB	Módulo Producción de Biomejorador
N	Nitrógeno
N ₂	Nitrógeno atómico gas
N ₂ O	Óxido de nitrógeno
NH ₃	Amoniaco
NH ₄ ⁺	Amonio
N-NO _x	óxidos de nitrógeno
NO ₃ ⁻	Nitrato
O ₂	Oxígeno
OMC	Organización Mundial de Comercio
P	Fosforo
P ₂ O ₅	Óxido de fosforo
PAC	Política Agraria Común
PAR	Photosynthetic active radiation
PCR	Reacción en cadena de la polimerasa
PEF	Precio enmienda fertilizante
PG	pagos asociados al producto enmienda,
PT	Producción total
SC	Árido calizo
SFCA	Suma de Flujos de Caja Actualizados
SP	Sepiolita
SR	semi-compost o compost no maduro de silo de raspón de uva
STP	Sistema de tratamiento primario
TIR	Tasa de Retorno Interno
TP	Tubo poroso de riego
UE	Unión Europea
UFN	Unidad fertilizante de nitrógeno
VAN	Valor Actualizado Neto
VD	volumen de digestato utilizado en cada ciclo

ABREVIATURAS Y NOMENCLATURAS

VF	Valor fertilizante en unidades monetarias
VIG	volumen medio diario de gases inyectados durante todo el ciclo

1. RESUMEN

1.1. ABSTRACT

The loss of agricultural benefits in the primary sector of the European Union is motivated by declining incomes and the constant increasing in production costs: fertilizers for agriculture and raw materials for feed livestock, mainly protein products such as soya.

Primary sector products are processed by agribusiness and consumed by the people who live in urban centres. Both, agribusiness and urban population must manage these effluents and wastewaters, avoiding their environment impact, as for example eutrophication in surface waters. This management needs high investments in purification systems that are not productive economically, because they do not allow getting a market product with them. These conditions, in the case of small towns, i.e. the rural communities, make the sewage cleaning deficient by the particularities of the same: lack of technical and financial resources, and dispersing them.

In the environmental field, agriculture and the agroindustry are emitting of greenhouse effect gases contributing in 10% and 0,9%, respectively, of them emissions total of the Union European according to data of 2012 from the European Environment Agency (EEA) [1]. The climate change effect on the primary sector, which contributes these greenhouse gases, are summarized in a worldwide loss of production capacity in certain crops which today are the basis of food: cereals and soya.

Considering the exposed context, this Doctoral Thesis evaluates technically and economically the inclusion of production technologies of algae biomass that transform these residual nutrients from agroindustry and rural communities, to fertilizers to agriculture, and protein and fatty acids for livestock. This work covers both design, by dimensioning, construction and validation of the different technologies of biomass production of algae.

The first chapter deals with the management of agroindustry waste, focusing in the wine. From digestate derived from the waste digestion, are produced microalgae of native soil origin in conditions controlled. These microalgae previously have been isolated and identified from the soils of the vineyards related to agroindustry, having been identified up to six species with pigments and rDNA analysis. For the cultivation of these, it has been designed and development a mobile culture system, where the energy autonomy of a 30 m³ cultivation module has supplemented with 860 Wp from an integrated photovoltaic installation. The analysis and valuation carried out in this research shows that is more versatile and economical to remove turbidity of the

digestate through electro-flocculation, being its cost of 0,63 € L⁻¹. This analysis also allows analyzing the time after the electro-flocculation, since is an important factor to reduce energy consumption in the process.

The second chapter contemplates the financial evaluation of the integration of the native microalgae production module referred in the previous chapter. This integration also includes an anaerobic digestion module prior to the algae production module, and the elaboration of a silo from stems of grapes to obtain substrate of co-digestion. Ad hoc, the previous and subsequent stage is evaluated to this integration, through the implementation of the prototype, quantifying the investment associated and evaluating profitability during the product life. Taking as a basis the financial of this investment structure, is obtained that the cost of the fertilizer in units of nitrogen from organic fertilizer obtained by this process: digestate (19,69 € Kg⁻¹), biomass of algae (11,43 € · Kg⁻¹) and silo of stalk as semi-compost (0,00 €·Kg⁻¹), faced with the same value in mineral fertilizers (1.8 € Kg⁻¹).

Finally, a viable business proposal is propounded as participatory model for investment and management of the prototype, where agribusiness assume the avoided costs and agriculture assumes part of the agricultural subsidy from the common agricultural policy, showing a return of TIR 5,27% for both and 10.570€ and 15.263€ of VNA respectively.

In the third chapter, is addressed the collection of algal biomass through electro-flocculation, with the aim of reducing energy consumption, reduce the process cost and recover the culture medium for followings production cycles, thus reducing the water footprint of process. For this purpose, four inert addition along with the culture medium were tested to flocculate: sepiolite, quicklime, sandy and chalky soil, with the goal that helped to increase the electrical conductivity and consequently obtain better biomass recovery rates. The four tested inerts, obtained biomass recovery were close to 100%, but in the case of quicklime the turbidity of medium was increased, making it impossible to reuse of the culture medium. On the other hand, it was analyzed the integration of electro-flocculation process of 379 m³, resulting a photovoltaic installation of 3.770 Wp, obtaining with this installation cost for biomass collected 12,10% lower comparing with the same process of develop but connected to network.

Finally, the chapter four faces the management of them waters waste of rural communities, where it is proposed to use reclaimed wastewater to produce algal biomass, through a filamentous algae culture system on solid support. These algae have been isolated from an agricultural environment, monitoring their productivity for a

entire year, obtaining a relationship between biomass and the accumulated thermal integral. This relationship has been used to interpolate and to estimate the potential annual production at 5.006 rural nuclei in Castilla y Leon from the average daily temperature data, in view of the wastewater volume generated in each of them. In parallel, biomass was characterized and an average of 8% of total lipids of which 1,06% are omega-3 and 0,50% omega-6, and with a protein content of 34,61% was obtained.

In the region with the potential productive estimated in 6.100 tons of dry biomass per year, it was defined by geographic information system the optimal location of an industry for processing this biomass and obtain fatty acids and protein. With these conditions were defined an investment, the costs associated with the management of wastewater and transformation. To address the investment and management of stations of treatment of waters waste is raised a model participatory of business between industries and administrations of them nuclei rural. Sensitivity analysis in different scenarios of participation of industries and the administrations in the financial structure, it shows that the model has a yield between 10,28% and 24,77%, corresponding a price equivalent of produced biomass of 3,31 - 5,79 € Kg⁻¹.

This Thesis demonstrates that algae biomass production systems are viable technically and economically for the purification of wastewater effluents, which also constitutes to a form of productive investment, retrieving nutrients from waste by obtaining fertilizer amendments products and biomass for livestock feed. It is also shown that the model of participatory management and investment is a financial tool to improve the process competitiveness through the involvement of all stakeholders. This model is transferable to any new technology of recovery of nutrients residual.

1.2. RESUMEN

La pérdida de renta agraria en el sector primario de la Unión Europea está motivada por una progresiva disminución de los ingresos y una tendencia constante en el aumento de los costes de producción: fertilizantes en el caso de la agricultura y materias primas para alimentación en el caso de la ganadería, especialmente en cultivos proteaginosos como la soja.

Los productos del sector primario son procesados por la agroindustria y consumidos por los habitantes que moran en los núcleos de población. Tanto la agroindustria como los núcleos de población deben gestionar estos efluentes y aguas residuales derivados, evitando así el impacto en el medio ambiente, como por ejemplo la

eutrofización en aguas superficiales. Estas inversiones en sistemas de depuración no son productivas económicamente al no llevar asociado ningún producto que comercializar. Este condicionante en el caso de los núcleos rurales, hace que la depuración de sus aguas residuales sea deficiente por las particularidades del mismo: carencia de recursos técnicos y económicos, y una alta dispersión de los mismos.

Desde un punto de vista medioambiental, la agricultura, la ganadería y la agroindustria son emisoras netas de gases de efecto invernadero, contribuyendo en un 10% y un 0,9% de las emisiones totales de la Unión Europea según datos del 2012 de la European Environment Agency (EEA) [1]. El efecto del cambio climático sobre el sector primario, consecuencia directa de la emisión de estos gases de efecto invernadero, se resumen en una pérdida en la capacidad de producción mundial de determinados cultivos que a día de hoy son la base de la alimentación: cereales y soja.

Considerando el contexto anterior, esta Tesis Doctoral evalúa técnica y económicamente la inclusión de tecnologías de producción de biomasa de algas que permitan la transformación de estos nutrientes residuales de la agroindustria y los núcleos rurales, en fertilizantes para la agricultura, y en alimentos para ganadería, principalmente como fuente de proteína y ácidos grasos. Este trabajo abarca tanto el diseño, dimensionamiento, construcción y validación de las diferentes tecnologías de producción de biomasa de algas.

El primer capítulo aborda la gestión de los residuos de la agroindustria, centrándose en la vitivinícola. El efluente final obtenido de la digestión anaerobia de los residuos orgánicos generados en las bodegas, se destina a la producción microalgas de origen edáfico autóctono en condiciones controladas. Estas microalgas previamente han sido aisladas e identificadas de los suelos de los viñedos ligados a la agroindustria, habiéndose identificado hasta seis especies diferentes mediante el análisis tanto visual como su perfil de pigmentos o su identificación genómica. Para el cultivo de estas especies de microalgas se ha contemplado también el diseño y desarrollo de un sistema de cultivo móvil de 30 m³ de capacidad, donde la autonomía energética del módulo de cultivo se ha suplido con la producción de 860 Wp mediante una instalación fotovoltaica integrada. El análisis y evaluación de costes llevada cabo en esta investigación muestra que el proceso más versátil y económico para eliminar la turbidez del digestato, es mediante electrofloculación, siendo su coste de 0,63 €·L⁻¹. Este análisis también permitirá analizar el tiempo después de la electrofloculación en la evolución de las fases separadas ya que es un factor a tener en cuenta para reducir en consumo energético del proceso.

El segundo capítulo contempla la evaluación económica-financiera de la integración del módulo de producción de microalgas autóctonas contemplado en el capítulo anterior en la agroindustria vitivinícola. Esta integración además abarca un módulo de digestión anaerobia previo al de las microalgas, y la elaboración de un silo de raspón de uva para la obtención de sustrato de codigestión. Para ello se evalúa el escenario previo y el posterior a esta integración mediante la puesta en marcha de un prototipo, cuantificando las inversiones asociadas a éste y evaluando la rentabilidad durante la vida útil del mismo. Tomando como base la estructura financiera de esta inversión, se obtiene que el coste de la unidad fertilizante de nitrógeno de las enmiendas fertilizantes orgánicas obtenidas mediante este proceso: digestato ($19,69 \text{ €Kg}^{-1}$), biomasa de algas ($11,43 \text{ €Kg}^{-1}$) y silo de raspón como semi-compost ($0,00 \text{ €Kg}^{-1}$), frente al mismo valor de los fertilizantes minerales ($1,8 \text{ €Kg}^{-1}$).

Finalmente se plantea como propuesta de negocio viable un modelo participativo para la inversión y gestión del prototipo, donde la agroindustria asuma los costes evitados y la agricultura asuma parte del subsidio agrícola de la política agraria común, mostrándose una rentabilidad: TIR 5,27% para ambos, además con 15.263 € y 10.570 € de VAN respectivamente.

En el tercer capítulo aborda la recolección de la biomasa de algas a través de electrofloculación, con el objetivo de reducir el consumo energético, disminuir el coste del proceso y recuperar el medio de cultivo para ciclos de producción siguientes, reduciendo así la huella hídrica del proceso. Para ello se ensayaron la adicción de cuatro inertes junto con el medio de cultivo a flocular: sepiolita, cal viva, arena y suelo calizo, con el objetivo de incrementar la conductividad eléctrica y así obtener un rendimiento de recuperación de biomasa mayor. Con los cuatro inertes ensayados se obtuvieron recuperaciones de biomasa cercanas al 100%, pero en el caso del empleo de la cal viva la turbidez del medio se vio incrementada, lo que imposibilita la reutilización del medio de cultivo. Por otro lado, se analizó la integración de este proceso de electrofloculación de 379 m^3 , resultando una instalación fotovoltaica de 3.770 Wp, obteniéndose con esta instalación un coste por biomasa recolectada un 12,10% menor que si el proceso se desarrollase conectado a red.

Por último, en el capítulo cuarto se afronta la gestión de las aguas residuales de los núcleos rurales, donde se plantea utilizar esas aguas residuales regeneradas para producir biomasa de algas mediante un sistema de cultivo algas filamentosas sobre soporte sólido. Estas algas han sido aisladas de un entorno agrario, monitorizando su productividad durante un año, obteniendo una relación entre ésta y la integral térmica

acumulada. Esta relación ha sido utilizada para la interpolación de los datos de temperatura media diaria en Castilla y León, con objeto de estimar la producción anual potencial en los 5.006 núcleos rurales, considerando el volumen de aguas residuales generadas en cada uno de ellos. De forma paralela, se caracterizó la biomasa de algas producida obteniendo unos contenidos medios de un 8% de lípidos totales, de los cuales 1,06% son omega-3 y 0,50% omega-6, y con un contenido proteico del 34,61%.

En Castilla y León, con un potencial productivo de biomasa de algas estimado de 6.100 toneladas de biomasa seca anual, se definió mediante un sistema de información geográfica la ubicación óptima de la industria procesadora de esta biomasa para obtener ácidos grasos y proteína. Con estos condicionantes se definieron la inversión, los costes asociados a la gestión de aguas residuales y de transformación. Para abordar la inversión y gestión de las estaciones de tratamiento de aguas residuales se planteó un modelo participativo de negocio entre la industria y las administraciones de los núcleos rurales. Del análisis de sensibilidad en los diferentes escenarios de participación de la industria y las administraciones en la estructura financiera, se desprende que el modelo tiene una rentabilidad entre el 10,28% y 24,77%, correspondiendo un precio equivalente de esta biomasa seca producida de 3,31-5,79 €Kg⁻¹.

Con esta tesis doctoral se demuestra que sistemas de producción de biomasa de algas son sistemas viables técnica y económicamente para la depuración de efluentes residuales, que además constituyen una forma de inversión productiva, recuperando los nutrientes residuales en forma de enmiendas fertilizantes y biomasa para alimentación ganadera. También se demuestra que el modelo de inversión y gestión participativa es una herramienta financiera para mejorar la competitividad del proceso mediante la implicación de todos sus actores. Este modelo puede ser extrapolable en la evaluación de cualquier tecnología innovadora aplicada a la recuperación de los nutrientes residuales.

2. INTRODUCCION Y MARCO DE REFERENCIA

La agroindustria, los sectores agrícola y ganadero que componen el sector primario y los núcleos rurales de menos de 2.000 habitantes, son los ámbitos que componen las bases para esta investigación. Como se aprecia en la **Figura 1**, estos ámbitos se encuentran interconectados, ya que los productos generados en el sector primario, son posteriormente procesados por la agroindustria y finalmente, consumidos por una parte de la población que reside en estos núcleos rurales.

La agricultura precisa incorporar fertilizantes minerales y la ganadería precisa proteína como principales insumos para su producción. La industria agroalimentaria, en el procesado de materias primas, genera residuos sólidos y efluentes líquidos que deben ser gestionados externamente, lo cual implica un sobre coste que debe ser asumido por el productor. Este proceso de generación de residuos también se produce en los núcleos rurales con unos costes que normalmente asumen sus propias administraciones locales. Los hechos muestran que el balance de nutrientes finales del sistema formado por estos cuatro actores es ineficiente. Esto es así porque el sector primario no es capaz de integrar de nuevo estos nutrientes residuales en el sistema productivo, en, para lograr así reducir la dependencia de los *inputs* externos: proteína y fertilizantes. En otras palabras no es capaz de cerrar el ciclo utilizando eficazmente los subproductos generados por la agroindustria y la depuración de aguas residuales como nutrientes del sector primario.

A continuación se explica a modo de introducción a los siguientes capítulos, el contexto de estos sectores y sus implicaciones económicas, ambientales y su contribución al cambio climático.



Figura 1. Infografía de contexto de tesis. Sistema de los cuatro actores contemplados: agricultura, ganadería, agroindustria y núcleos rurales.

2.1. SECTOR PRIMARIO

El sector primario está formado por la agricultura y la ganadería. La salud financiera del este sector se mide con el concepto de renta agraria. La renta agraria representa el valor generado por la actividad de la producción agraria, es decir, mide la remuneración de todos los factores de producción como define el MAGRAMA [2].

La renta agraria en la Unión Europea (UE) en el año 2015, experimentó un descenso del 4,3% respecto al 2014, influenciada principalmente por la caída de los precios ganaderos y el ligero descenso de los precios agrícolas, según recoge el informe de referencia del EUROSTAT [3].

Analizando la evolución de la renta agraria en los últimos 25 años en España, desde 2010 se ve un cambio en la tendencia de la evolución anual, tal y como se aprecia en la **Figura 2**: antes de 2010 se mostraba una tendencia creciente y relacionada con la evolución positiva de la producción, mientras que después para años posteriores a 2010 se muestra cómo a pesar de que la producción sigue experimentando un

incremento no tan acusado, la renta agraria tiene una tendencia decreciente. Este descenso se explica porque los consumos intermedios o costes de producción después del 2010 siguen una tendencia ligeramente superior al crecimiento de la producción.

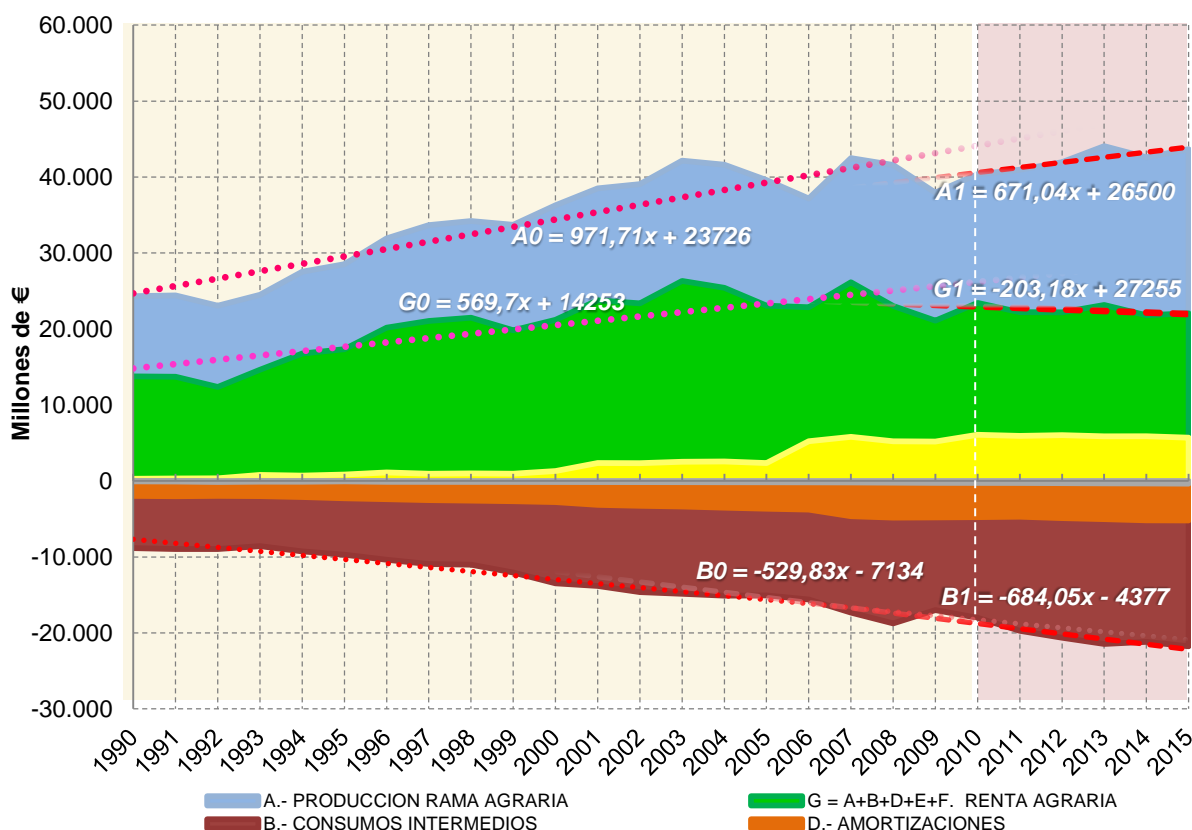


Figura 2. Evolución macro-magnitudes agrarias 1990 – 2015. Representación de cambio de tendencia a partir del 2010 en la renta agraria (G1), los consumos intermedios (B1) y la producción (A1) a partir del 2010. Metodología SEC-95. Datos extraídos del MAGRAMA [2], elaboración propia.

2.1.1. GANADERÍA

En las explotaciones ganaderas el coste de los concentrados y los forrajes supone un elevado porcentaje en la estructura de costes de la explotación: desde un 21% hasta un 43% en el caso de los costes de una explotación de vacuno de carne [4], hasta un 57% en una explotación de vacuno de leche [5], entorno a un 40% para una explotación de ovino de leche [6], o llegando hasta un 79% para una explotación de porcino [7]. Es decir, la alimentación animal representa el mayor coste que soportan las explotaciones, principalmente por la compra de productos proteicos. En este sentido, UE se caracteriza frente a otras regiones del mundo, por tener una baja producción de proteína [8], lo que hace que la demanda de proteína tengan que ser complementada con importaciones, de modo que este déficit anual varíe entre un 70-80%, según recoge Martin [9]. Como muestra de este hecho se observa que si en

1961 la superficie destinada a cultivo de proteaginosas en la UE era del 4,7% de la superficie de cultivo, en 2011 dicha superficie constituía sólo el 1,8% según indican Bues [8]. Este autor apunta a la política agraria comunitaria (PAC) como uno de los factores que han causado este descenso, ya que ha favorecido la importación de soja de países como Estados Unidos, Brasil o Argentina, contribuyendo a la dependencia de la ganadería europea del estado de los factores político-económicos de terceros países. Esto se debe a que UE no permite producir soja transgénica, pero en cambio la que importa sí que es, según responde la Comisión Europea [10]. En el 2013 se importaron 32 millones de toneladas de soja de las cuales solo 3,3% fue soja no transgénica [11]. A todo esto se añade que los primeros marcos de la PAC no tuvieron en cuenta los cultivos tradicionales de cada región, contribuyendo a la pérdida de éstos y muchos de ellos cultivos proteaginosos.

Por otro lado las importaciones de soja a la UE en los últimos años han sufrido un descenso en volumen, pero no así en valor económico, tal y como se aprecia en la **Figura 3**. Esto ha derivado en que el coste de alimentación de las explotaciones ganaderas haya aumentado, lo que se ha reflejado en la pérdida de renta agraria experimentada en los últimos años, lo que se mostraba en la **Figura 2** y en la pérdida de capacidad productiva ganadera de la UE con el consiguiente cierre de explotaciones. Esta pérdida productiva se refleja en la **Figura 4**, donde se observa que la producción total de carne de la UE en los últimos 10 años ha experimentado un descenso general, salvo en los subsectores avicultura, porcino y terneros.

2. INTRODUCCION Y MARCO DE REFERENCIA

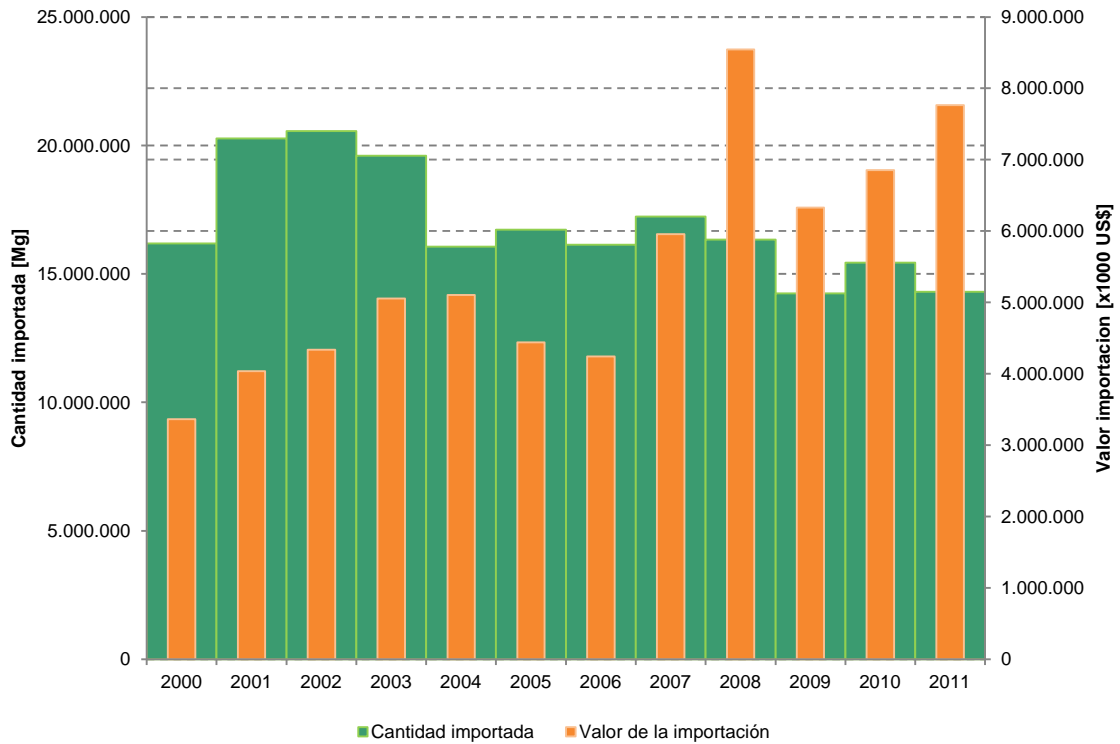


Figura 3. Cantidad y valor de soja importada a la Unión Europea 27. Datos de la FAOSTAT 2013. Elaboración propia.

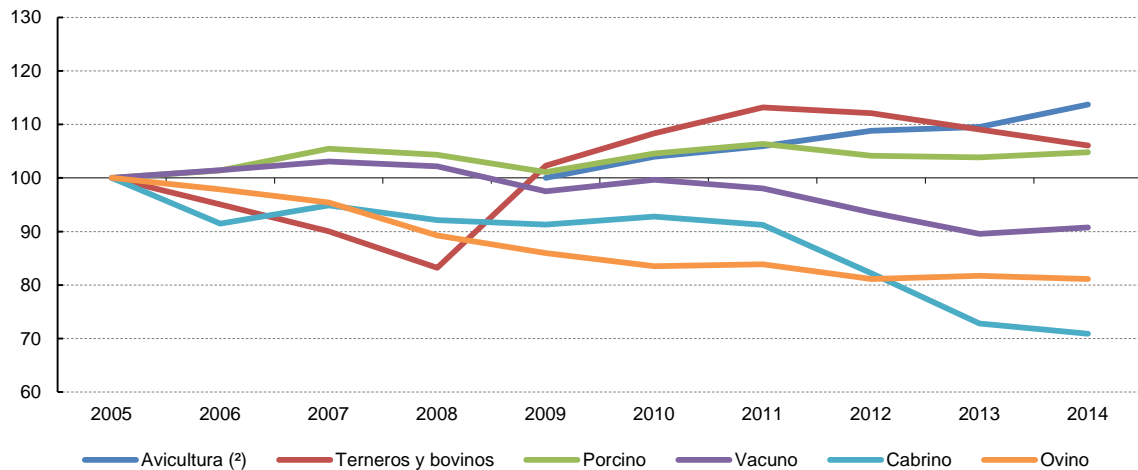


Figura 4. Producción de carne, por tipo de animal en toneladas en la UE-28. Desde el 2005 – 2014, tomando como base 100 la producción del 2005. (?) en el caso de la avicultura se toma como base 100 el 2009. Extraído de [12]

Este suministro de soja para la ganadería europea y mundial viene amenazado por los efectos del cambio climático. Las previsiones de la FAO [13], apuntan a que la soja va a sufrir un descenso en su rendimiento, principalmente en Estados Unidos, que es

actualmente el primer productor mundial con una cuota de mercado del 35% aproximadamente [14].

2.1.2. AGRICULTURA

El mayor coste de la estructura financiera de una explotación agrícola es la fertilización, llegando a suponer en torno al 22% de los costes totales. Así, en un sistema cerealista de secano, el coste suele rondar los 250 €·Ha⁻¹, según datos del MAGRAMA [15].

Esta fertilización es fundamentalmente mineral y está constituida mayoritariamente por los tres macronutrientes: nitrógeno, fósforo, potasio. En el caso del nitrógeno, su síntesis se realiza a partir del nitrógeno atmosférico (N₂), a través del proceso de Haber-Bosch, para producir amoníaco. Anualmente se hidrogenan 120 millones de toneladas métricas de N₂, esta hidrogenación se produce con el 3-5% del gas natural consumido globalmente, lo que supone la emisión de grandes cantidades de dióxido de carbono (CO₂) [16], emisiones que contribuyen al cambio climático.

En este proceso, son varias las tecnologías que en los últimos años se están desarrollando con objeto de reducir su impacto ambiental, si bien su estado de desarrollo es bastante incipiente [17], [18].

En el caso del fósforo y el potasio, su extracción se produce de yacimientos minerales. En el caso de la roca de fosfato las reservas se estiman en 300 billones de toneladas (aproximadamente 105 billones de toneladas de P₂O₅), siendo los primeros países productores Marruecos, China y Argelia [19]. En el caso de la potasa las reservas mundiales se estiman en 250 billones de toneladas (aproximadamente 59 billones de K₂O), localizándose las mayores en Canadá, Bielorrusia, y Rusia [19]. En definitiva, las principales reservas minerales se encuentran fuera de Europa, lo cual ha llevado a la UE a introducir en 2014 a la roca fosforada dentro de su lista de materias críticas. Además, la dependencia de la UE en gas natural supone 67,4% según datos del EUROSTAT de 2014 [20], recurso principal para la producción de fertilizantes nitrogenados. Si a lo dicho anteriormente, unimos una tendencia creciente en el consumo mundial de los fertilizantes basados en N, P, K, como se muestra en la **Figura 5**, supone que la UE sea la región económica más vulnerable en la lucha por los recursos mundiales, debido a esta situación de dependencia tal y como apunta Tukker [21].

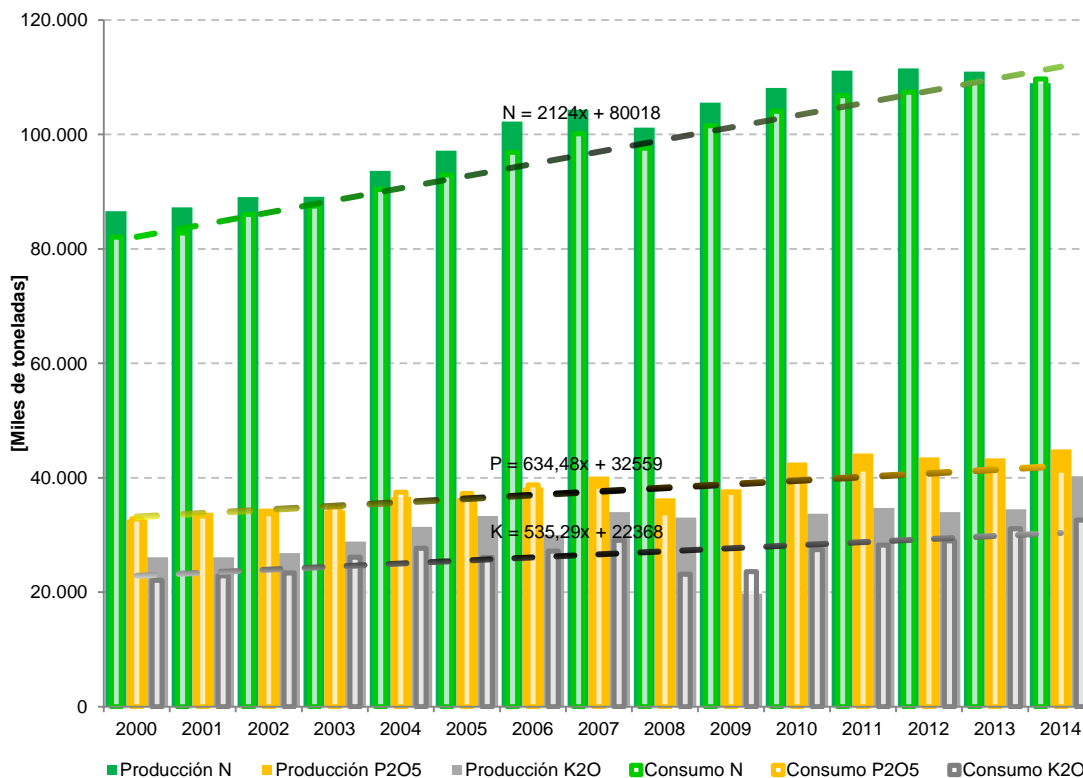


Figura 5. Producciones y consumos totales mundiales de N, P2O5 y K2O, datos extraídos de IFA [22]

2.2. AGUAS Y EFLUENTES RESIDUALES

2.2.1. GESTIÓN DE DEPURADORAS

Los nutrientes que se incorporan a los cultivos se transforman en productos agrícolas, que tras ser procesados por las agroindustrias y consumidos en los núcleos de población, se convierten en residuos sólidos y efluentes líquidos que contienen gran parte de estos nutrientes: nitrógeno, fósforo y potasio. Siendo estos residuos un problema ambiental si no se gestionan adecuadamente.

La gestión de los efluentes supone para los núcleos de población y las industrias una inversión no productiva de la cual no obtienen ningún beneficio, sino al contrario, las genera un coste de gestión. Los núcleos urbanos pequeños (menores de 2.000 habitantes), se encuentran dispersos en el territorio, cuentan con pocos recursos técnicos y económicos para asumir la inversión y el mantenimiento de las instalaciones de depuración de aguas residuales. Estas particularidades hacen que la depuración de los efluentes residuales en estos núcleos sea en general deficiente [23]. Por otra parte, es necesario aclarar que la legislación aplicable en materia de depuración, que es la Directiva Marco del Agua (DMA) [24], exime a estos núcleos pequeños de cumplir con los parámetros establecidos, ya que sólo se limita a definir que el tratamiento de aguas

debe ser “adecuado”. Normalmente, la gestión de estos efluentes residuales se financia a través de un canon de saneamiento que debe establecerse de modo que se recuperen los costes asociados al saneamiento y gestión.

2.2.2. NUTRIENTES RESIDUALES

La presencia de nitrógeno y fósforo en aguas superficiales provoca problemas de eutrofización [25], es decir la proliferación de microalgas y cianobacterias aprovechando el exceso de nitrógeno y el fósforo presente en el agua. La eutrofización de las masas de agua continentales tiene su origen en la sobrefertilización agrícola o vinculado a una incorrecta gestión de las aguas residuales urbanas. En este sentido, en el actual marco 2014-2020, la UE ha definido dentro de sus prioridades la recuperación del fósforo de efluentes residuales para con ello mejorar la calidad de las aguas continentales [26] y disminuir la dependencia de las fuentes de fósforo mineral que se localizan principalmente en países extracomunitarios. En esta línea Shu *et al.* [27], señalan que la recuperación del fósforo de todas las aguas residuales mundiales supondría producir 0,63 millones de toneladas anuales de P_2O_5 , lo que permitiría reducir la dependencia en la explotación de los yacimientos minerales en un 1,6%.

Por otro lado, son numerosos los estudios que indican que las reservas de fósforo tienen una estimación de 200-300 años, incluso otras apuntan que en 50 años se empezarán a ver cómo estas reservas descienden [28]–[31], lo que ocasionará el incremento de los precios, y por extensión, en los costes de los insumos agrícolas. Todas estas estimaciones señalan que la recuperación del fósforo de los efluentes residuales es un factor clave para mantener unos precios de fertilización constantes. Por tanto, el reto estará en seguir desarrollando nuevas tecnologías para la recuperación de los nutrientes residuales.

Dentro de los procesos de recuperación del fósforo, actualmente la obtención de estruvita tiene gran interés y desarrollo, pero los costes del proceso hacen que todavía sea una tecnología no competitiva [32]. Por su parte, si nos centramos en la recuperación del nitrógeno, la tecnología de recuperación de amonio a través de membranas permeables, es la que se postula como la tecnología más aplicable para su recuperación a partir de efluentes residuales [33]. Los tratamientos biológicos, especialmente la producción de biomasa algal a partir de efluentes residuales, se postula como una tecnología que tiene una gran aplicabilidad en el sector de los fertilizantes como apunta Wang *et al.* [34] y en la obtención de proteína de calidad para alimentación animal [35].

2.3. CAMBIO CLIMATICO

Por un lado el sector primario es emisor. Según el informe del 2012 de la EEA [36], los sectores emisores no sujetos al régimen europeo de comercio de derechos de emisión suponen el 60% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para la UE. Dentro de los sectores difusos están la agricultura-ganadería, gestión de residuos, transporte, residencial, gases fluorados y la industria no sujeta al comercio de emisiones.

Por otro lado, los efectos del Cambio Climático sobre el sector primario, según previsiones de la FAO [37], traerán alteraciones en el rendimiento de los cultivos, que junto con la especulación en el mercado de materias primas, ocasionará situaciones como las vividas en el 2007, que hicieron aumentar el precio de los alimentos básicos y con ello la pobreza y las desigualdades sociales.

En informe del 2016, la FAO [13] señala que la agricultura ya está experimentando los primeros efectos del cambio climático. Hay pruebas que apuntan a que se ha producido un descenso del 5,5% en el rendimiento del trigo y un 3,85% en el maíz, comparándolo con los rendimientos obtenidos si el clima hubiera seguido estable, siendo las zonas que ya sufren inseguridad alimentaria, las más sensibles a este descenso en los rendimientos de los cultivos.

La UE se ha establecido como objetivo que las emisiones de estos sectores difusos se reduzcan en un 10% para el año 2020 respecto a las emisiones de 2005 [38]. En cuanto al sector primario, en 2014 el Consejo Europeo propuso a la Comisión Europea, dentro de las Conclusiones sobre el marco de actuación en materia de clima y energía hasta el año 2030 [39], a que antes del 2020 estudie la mejor manera de fomentar la intensificación sostenible de la producción alimentaria, a la vez que optimiza la contribución del sector agrario a la mitigación de la emisión de gases de efecto invernadero y al secuestro de tales gases.

2.4. PERSPECTIVAS EN LA DEMANDA MUNDIAL DE ALIMENTOS

Según las perspectivas de la FAO de 2012 [40], en 2050 se estima que existirán 9,11 billones de personas en el mundo, frente los 7,23 billones que existían en 2015. Unido a esto, los habitantes consumirán más alimentos pasando de consumir 2.860 Kcal·persona⁻¹·dia⁻¹ en 2015 a 3.070 Kcal·persona⁻¹·dia⁻¹ en 2050. Esto supone que se deberán producir más alimentos, incrementándose la demanda de fertilizantes para satisfacer su producción.

Uniendo esto a los anteriores apartados, las perspectivas de incremento de producción pasan por el aumento de explotación de los recursos minerales, por un encarecimiento de éstos al disminuir su disponibilidad, y por un aumento de los costes de producción en las explotaciones agroganaderas.

2.5. POLITICAS AGRICOLAS AMBIENTALES

La FAO [13] en su último informe apunta que los sectores agrícolas tienen potencial para limitar sus emisiones de GEI. En el ámbito de reducción de emisiones, las políticas agrarias tienen un importante papel. En este sentido hay que resaltar la política australiana, que en 2012 estableció las bases para transformar los subsidios agrícolas en ambientales, incentivando las medidas en el sector primario que contribuyesen a mitigar el cambio climático mediante la reducción y fijación de carbono. Este programa es conocido como *Carbon Farming Initiative* [41], donde los agricultores y ganaderos son compensados en función de la cantidad de carbono equivalente que hayan mitigado o fijado, incentivando desde el origen del programa, a que estas compensaciones originen un mercado de carbono establecido entre la industria emisora y la agricultura. Esta iniciativa dota al sector primario de iniciativa en la lucha contra el cambio climático, generando inversiones productivas entorno a sus explotaciones, y no interviniendo directamente en la estructura financiera de las explotaciones.

Este tipo de subsidios es lo que dentro de la Organización Mundial de Comercio está catalogado por “*ayudas de caja verde*”, las cuales no están limitadas en el contexto mundial de comercio, ya que no distorsionan el mercado. Se detecta una tendencia generalizada en numerosos países hacia la transformación de sus subsidios agrarios en este tipo de subsidios ambientales.

2.6. POTENCIAL DE LA BIOMASA ALGAL

Son las algas las especies vegetales que mayor tasa fotosintética presentan: entre un 10-50% más que el resto de especies vegetales [42]. Con esta fotosíntesis se consigue metabolizar el CO₂ y emitir oxígeno (O₂), constituyendo un sumidero de carbono, con mínimo impacto en el medio ambiente y además produciendo una biomasa con aplicación en sectores como el agrícola y el ganadero, entre otros. Además, estas algas pueden constituir un sistema de depuración de los nutrientes residuales, ya que los demandan para su crecimiento, como se ha demostrado en varias investigaciones que utilizan diferentes efluentes residuales en el cultivo de

microalgas como purín de cerdo [43], digestato de origen agroganadero [44]–[46] o efluentes urbanos [47]–[49].

Existen microalgas procariotas que son llamadas como cianobacterias y microalgas eucariotas. Otra es la clasificación en función de cómo crecen si lo hacen adheridas a un soporte o crecen en suspensión. Por ello como en este trabajo se plantean dos sistemas de cultivo que se diferencian en que las algas crecen en suspensión o bien adheridas a un soporte sólido. A las algas que crecen en el primero se las nombra en este trabajo como microalgas, y a las segundas algas filamentosas.

Esta clasificación inicial se la relaciona con el tipo de sistema utilizado en su producción. En cuanto a las microalgas, los sistemas de cultivo son los llamados fotobiorreactores de medio líquido; en el caso de las algas filamentosas, estos sistemas de cultivo se nombran de soporte sólido, los cuales en esta Tesis Doctoral se nombra *Algal Turf Scrubber* (ATS) en relación con la patente y el trabajo del profesor Walter Adey [50].

2.6.1. USO EN AGRICULTURA

Benemann [51] presentaba hace 50 años a las microalgas y cianobacterias como potenciales productoras de fertilizantes nitrogenados. A día de hoy es fácil encontrar extractos de algas en los compuestos fertilizantes certificados para agricultura ecológica. A nivel de investigación se han ensayado extractos de algas marinas con aplicación foliar en trigo [52], o con aplicación de cianobacterias en semillas de trigo en el momento de la siembra, y relacionado su efecto con la generación de fitohormonas, como por ejemplo el ácido indolacético [53]–[55] o en la actividad de la nitrogenasa, que incrementa la fijación de N₂ atmosférico [56]. También se ha visto que éstas tienen efecto en el incremento del contenido de carbono del suelo y el aumento de la actividad biológica y potenciando su biodiversidad [57]–[59].

Pero sin ir más allá de los efectos que tienen determinadas especies de algas en el suelo y en los cultivos, esta biomasa de algas, una vez que se mineraliza es fuente de nutrientes. Nutrientes que previamente han fijado a partir de efluentes residuales.

2.6.2. USO EN GANADERÍA

La biomasa de algas se caracteriza por tener un contenido en proteínas y lípidos incluso mayor que el de la soja o del heno de alfalfa (**Tabla 1**), pudiendo su contenido en proteína llegar al 18%.

Todas las microalgas contienen una pared celular de celulosa, que hace que la incorporación de las algas en la dieta animal deba ser evaluada separadamente, para rumiantes y monogástricos. Los rumiantes son capaces de digerir la celulosa, ofreciendo la posibilidad de que éstos puedan ser alimentados directamente con algas sin procesar previamente.

Tabla 1. Valor nutritivo de materias extraído de Spolaore *et al.*, [60]

Materia	Proteínas (%)	Carbohidratos (%)	Lípidos (%)
Levadura	39	38	1
Carne	43	1	34
Leche	26	38	28
Arroz	8	77	2
Soja	37	30	20
<i>Anabaena cylindrica</i>	43–56	25–30	4–7
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48	17	21
<i>Chlorella vulgaris</i>	51–58	12–17	14–22
<i>Dunaliella salina</i>	57	32	6
<i>Porphyridium cruentum</i>	28–39	40–57	9–14
<i>Scenedesmus obliquus</i>	50–56	10–17	12–14
<i>Spirulina maxima</i>	60–71	13–16	6–7
<i>Synechococcus sp.</i>	63	15	11

Son varias las experiencias documentadas de incorporación de algas en alimentación ganadera. En avicultura, Sujatha y Narahari [61] han visto que la incorporación de algas en la dieta reduce el contenido de colesterol de los huevos, debido al contenido en ácidos omega-3 y ácidos poli-insaturados. En porcino, al ser animales monogástricos, se ha demostrado que estas algas deben ser procesadas para mejorar la digestibilidad de la proteína [62]. En el caso de rumiantes como ovejas y vacuno [63], [64], las conclusiones generales relacionadas con la digestibilidad de la proteína es que ésta ronda el 70%. En resumen, lo que se desprende de los estudios citados es la propuesta de incorporación de proteína y ácidos grasos a través de la ingesta de biomasa bruta de algas.

La biomasa de algas está contemplada como materia prima para preparación de piensos a través de la Directiva 2003/57/CE [65], la cual establece una serie de concentraciones máximas en cuanto a metales pesados, microorganismos patógenos o micotoxinas. En este sentido, las cianobacterias, que son microalgas procariotas, tienen la capacidad de generar cianotoxinas que son tóxicas.

Por ello, para mejorar la incorporación de la biomasa de algas en la alimentación ganadera se establece la separación de los ácidos grasos y del subproducto proteico, para incorporar ambos como materias independientes. De este modo se asegura que en el proceso se eliminan la presencia de patógenos, debido a las temperaturas y presiones utilizadas.

2.7. ESQUEMA GENERAL

En la **Figura 6** se presentan los capítulos que componen la Tesis Doctoral y que se relaciona con el contexto anteriormente presentado en la **Figura 1**.

Se trabaja sobre la recuperación de los nutrientes residuales del sector agroindustrial y de los núcleos rurales a través de dos tecnologías de producción de biomasa de algas. Este trabajo contempla desde el diseño, dimensionamiento, construcción y validación técnico-económica de los dos sistemas de cultivo contemplados: producción de biomasa de algas en medio líquido con cultivo en fotobiorreactores, y producción de biomasa de algas sobre soporte sólido, que también se denomina como *Algal Turf Scrubber* (ATS). El trabajo se complementa con el análisis del contexto financiero y político necesario para el desarrollo de estos sistemas en los sectores contemplados.

La presente propuesta se alinea con el concepto de economía circular, que tal como la define la Comisión Europea [66], se puede resumir en “*extraer-fabricar-vender-usar-reciclar-reutilizar*”. Este trabajo contempla otros objetivos también contemplados por la Comisión Europea como son la reducción de las emisiones de GEI y los impactos ambientales asociados a la génesis de residuos, además de avanzar hacia una sociedad de cero residuos con los nuevos modelos de negocio, diseño ecológico y simbiosis industrial. La Comisión Europea [67] estima que estas acciones supondrán crear unos 180.000 nuevos puestos de trabajo, reducir en un 12% las emisiones de GEI en el sector agrícola, haciendo que Europa sea más competitiva, reduciendo la demanda de recursos escasos y costosos, como son los fertilizantes minerales y la proteína para alimentación animal. Esta propuesta ahonda mucho en su enfoque comercial, tratando de plantear escenarios realistas para su desarrollo y cumplir plenamente con el concepto de economía circular.

A continuación se presentan los capítulos mencionados.

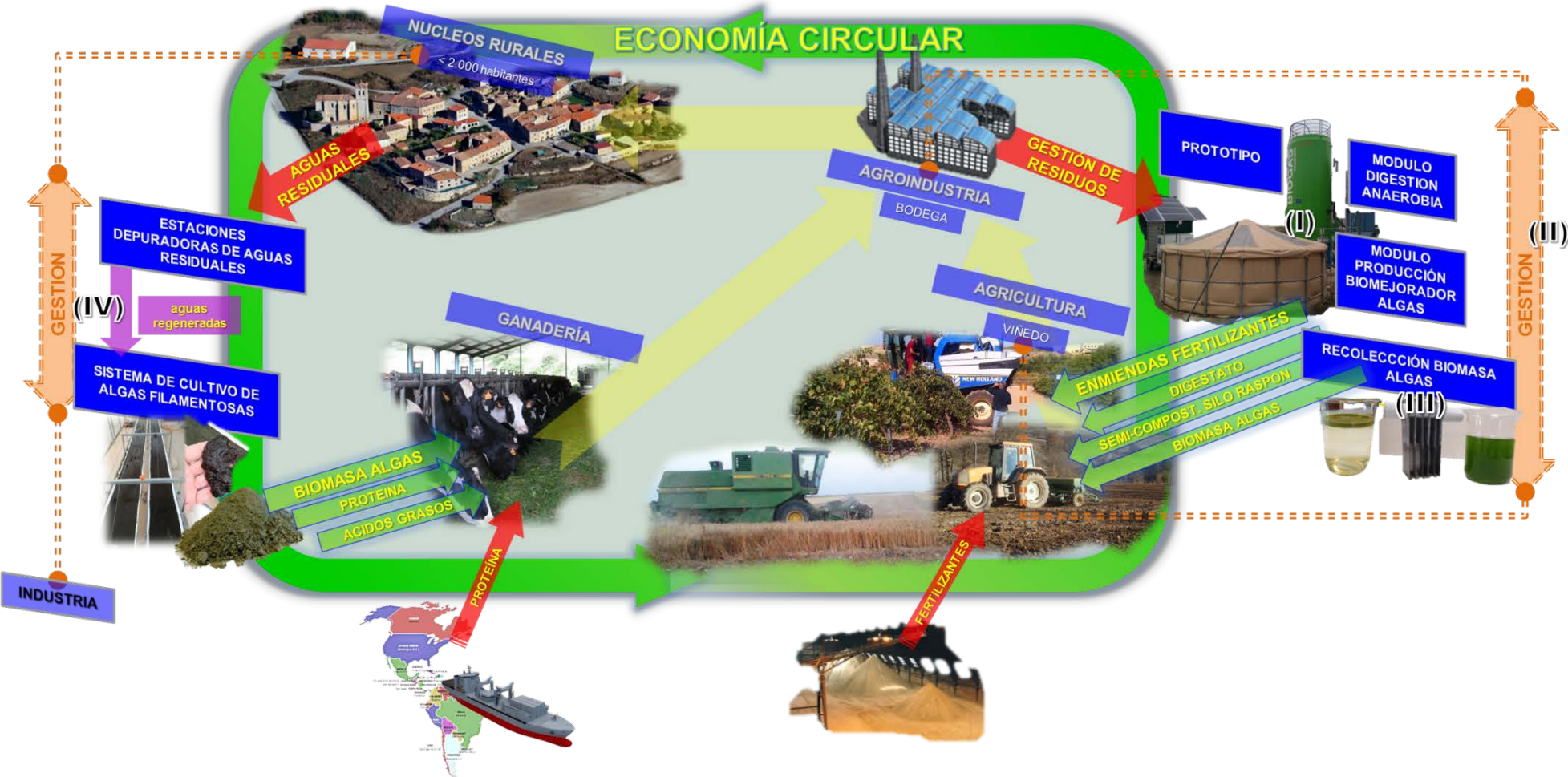


Figura 6. Infografía de esquema de la tesis en el contexto previo presentado en la Figura 1

- Capítulo I. Desarrollo de un módulo de producción móvil y autónomo para la producción de algas edáficas autóctonas

En este capítulo se desarrolla una solución para la recuperación de los nutrientes residuales a través del cultivo de microalgas autóctonas. El sector agroindustrial contemplado es el vitivinícola de la Denominación de Origen (DO) Vinos de Uclés, localizada Castilla La Mancha. Para ello se diseña y construye un sistema de cultivo de microalgas autónomo en cuanto a control y consumo energético, a fin de optimizar ya desde la fase de diseño los costes asociados a su mantenimiento.

Las microalgas autóctonas son extraídas de los suelos de los viñedos asociados a las bodegas de la DO Vinos de Uclés, a fin de que al trabajar con especies de algas autóctonas del entorno donde se ubica el módulo de producción de biomejorador de algas (MPB), se reduzca la demanda de nutrientes y otros insumos del módulo, al no tener que satisfacer las condiciones de crecimiento de otras especies de algas no autóctonas, como pueden ser las de origen marino.

En resumen, en este capítulo se contempla todo el desarrollo técnico para la obtención de una enmienda fertilizante basada en la producción de biomasa de microalgas autóctonas.

- Capítulo II. Evaluación del modelo participativo entre agricultura-agroindustria para la conversión de residuos en enmiendas fertilizantes

Unido al anterior capítulo, en este capítulo se introducen los aspectos financieros del MPB junto con el módulo de digestión anaerobia que conforman el prototipo. Para ello se analizan los datos obtenidos en la experiencia de funcionamiento del MPB en la DO de Uclés, donde se presentan los procesos de integración del prototipo en la estructura de la agroindustria vitivinícola. De esta integración se obtienen tres tipos de enmiendas: biomasa de algas, digestato y un compost inmaduro o semi-compost de silo de raspón. Estas tres enmiendas son analizadas a nivel de costes de producción frente a los fertilizantes minerales. Además se plantea un modelo participativo de negocio que involucra a la agroindustria y a la agricultura, donde la primera obtiene energía y gestión de residuos y la segunda obtiene enmiendas fertilizantes. En este capítulo se plantea la conversión de los sistemas de gestión y depuración de residuos en sistemas de recuperación de nutrientes, lo que supone obtener instalaciones productivas de depuración.

Finalmente se abordará un análisis del modelo participativo como alternativa al subsidio agrícola propio de la política agraria comunitaria que recibe la agricultura, integrando éste en políticas de desarrollo rural o subsidios ambientales.

- Capítulo III. Efecto de diferentes inertes minerales en la electrofloculación de microalgas y análisis técnico-económico de la integración con energía fotovoltaica

Este capítulo minimiza lo que constituye el mayor coste que tienen los sistemas de cultivo de microalgas en medio líquido, la recolección. La electrofloculación es un proceso versátil y autónomo en su gestión y control. Además, como la biomasa producida en el MPB tiene una orientación agronómica, donde la presencia de inertes junto con la biomasa de algas no es un problema en su aplicación final, se plantean mezclar diferentes materiales para mejorar el rendimiento de recuperación de biomasa y analizar el coste final de cada tratamiento.

También bajo la premisa de reducir los costes ya en fase de diseño, se plantea realizar esta electrofloculación con una instalación fotovoltaica, analizando su coste frente a la alternativa de conexión a red.

- Capítulo IV. Desarrollo de modelo de negocio y evaluación técnico-económica de la producción de algas para la obtención proteína y ácidos grasos a partir de aguas residuales regeneradas

Este capítulo analiza la gestión de aguas residuales de los núcleos rurales (< 2.000 habitantes). También, atendiendo a la recuperación de nutrientes residuales a través de la fijación de estos en biomasa de algas, se plantea trabajar con algas filamentosas en sistemas de cultivo sobre soporte sólido llamados *Algal Turf Scrubber* (ATS). Estos sistemas frente a los de medio líquido contemplados en el capítulo I y II, permiten recircular el efluente a depurar de forma continua, sin tener que proceder a la recolección de la biomasa producida, que se encuentra en suspensión, con sistemas como el contemplado en el capítulo III. Esto redundará en un coste de operación menor que en los otros sistemas.

Dada la naturaleza de estos núcleos rurales donde hay carencia técnica y económica para mantener correctamente la gestión de las aguas residuales, se plantea un modelo de negocio donde sea la industria la encargada de gestionar estas aguas residuales a través de las infraestructuras de tratamiento primario y secundario, derivando posteriormente los efluentes de depuración a un sistema ATS que fije los nutrientes en biomasa de algas. Esta industria revalorizará esta biomasa con la obtención de ácidos

grasos y proteína, revirtiendo en las administraciones de los núcleos rurales una compensación que asegure una correcta gestión de las aguas residuales.

Para conseguir esto, previamente se analizará la productividad de las algas cultivadas en estas condiciones: sistema de cultivo y con efluentes residuales, buscando alguna relación con la integral térmica que permita estimar la productividad en diferentes puntos geográficos, para su posible aplicación diferentes núcleos rurales. Finalmente se cuantificará el potencial productivo de la región española de Castilla y León, y se definirá la industria encargada de intervenir con las administraciones en la gestión de las aguas residuales. Todo ello analizado desde el punto de vista técnico y económico.

En resumen, esta Tesis Doctoral ahonda en el concepto de economía circular entre el sector primario, agroindustria y el medio rural, principalmente. Contribuyendo con ello a:

- Fortalecer el estado financiero las explotaciones agroganaderas, mejorando su competitividad
- Mejorar la calidad de las aguas superficiales
- Preparar al sector primario y a la agroindustria para hacer frente a los efectos del cambio climático sobre los cultivos
- Dinamizar y vitalizar el medio rural
- Resaltar la función del sector primario y la agroindustria en la lucha contra el cambio climático

2.8. REFERENCIAS

- [1] European Environment Agency, «Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2012 and inventory report 2014», 2014.
- [2] Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España, «Cuentas Económicas de la Agricultura (Renta Agraria: Macromagnitudes Agrarias) - Cuentas económicas de la agricultura - Economía - Estadísticas agrarias - Estadísticas - Agricultura - magrama.es». [En línea]. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/economia/cuentas-economicas-agricultura/>. [Accedido: 01-oct-2016].
- [3] EUROSTAT, «Real agricultural income per worker down by 4.3% in the EU». [En línea]. Disponible en: <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/2995521/7107262/5-15122015-BP-EN.pdf/ed3d0366-88e8-4187-ab6d-0a33d14b2d0f>. [Accedido: 17-oct-2016].
- [4] I. Atance Muñi, L. F. Orodea García, L. García Coiradas, B. González Fernández, y J. Urbano López de Meneses, «Estudios de Costes y Rentas de las Explotaciones Agrarias ECREA Resultados técnico-económicos. Vacuno de carne», 2013.
- [5] I. Atance Muñiz, L. F. Orodea García, L. García Coiradas, G. Ramírez Carrasco, y J. C. Simarro Bautista, «Estudios de Costes y Rentas de las Explotaciones Agrarias ECREA Resultados técnico-económicos. Ganado Vacuno de Leche», 2014.
- [6] I. Atance Muñiz, L. F. Orodea García, L. García Coiradas, G. Ramírez Carrasco, y J. C. Simarro Bautista, «Estudios de Costes y Rentas de las Explotaciones Agrarias ECREA Resultados técnico-económicos. Ganado Ovino de Leche», 2014.
- [7] I. Atance Muñiz, L. F. Orodea García, L. García Coiradas, G. Ramírez Carrasco, y J. C. Simarro Bautista, «ECREA Estudios de Costes y Rentas de las Explotaciones Agrarias Resultados técnico-económicos. Ganado Porcino Ciclo Cerrado», 2016.
- [8] A. Bues, S. Preissel, M. Reckling, P. Zander, T. Kuhlman, K. Topp, C. Watson, K. Lindström, F. L. Stoddard, y D. Murphy-Bokern, «The Environmental Role of Protein Crops in the New Common Agricultural Policy».
- [9] N. Martin, «What is the way forward for protein supply? The European perspective», *Oilseeds and fats, Crops and Lipids*, vol. 21, n.º 4, p. D403, jul. 2014.
- [10] «European Commission - PRESS RELEASES - Press release - Review of the decision-making process on GMOs in the EU: Questions and Answers». [En línea]. Disponible en: http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-15-4779_en.htm. [Accedido: 20-oct-2016].
- [11] European Commission, «GMOs: Commission's proposal on Food / Feed», 2015. [En línea]. Disponible en: https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/plant/docs/20150422_plant_gmo_new_authorisation_gmo_food_feed_proposal_en.pdf. [Accedido: 24-oct-2016].
- [12] EUROSTAT, «Agricultural production - animals - Statistics Explained». [En línea]. Disponible en: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agricultural_production_-_animals. [Accedido: 11-nov-2016].
- [13] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, «El estado mundial de la agricultura y la alimentación», 2016. [En línea]. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i6030s.pdf>.
- [14] «Soja | Producción Mundial de Soja 2016/2017». [En línea]. Disponible en: <https://www.produccionmundialsoja.com/default.asp>. [Accedido: 18-oct-2016].
- [15] L. García Coiradas, L. F. Orodea García, I. Atance Muñiz, B. González Fernández, G. Ramírez Carrasco, y J. C. Simarro Bautista, «Estudios de Costes y Rentas de las Explotaciones Agrarias ECREA Resultados técnico-económicos Cultivos herbáceos».

- [En línea]. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/herbaceos2014_tcm7-408061.pdf. [Accedido: 18-oct-2016].
- [16] V. Smil, *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*. MIT Press, 2001.
- [17] S. Licht, B. Cui, B. Wang, F. F. Li, J. Lau, y S. Liu, «Ammonia synthesis by N₂ and steam electrolysis in molten hydroxide suspensions of nanoscale Fe₂O₃», *Science*, vol. 345, n.º 6197, pp. 637-640, 2014.
- [18] I. A. Amar, R. Lan, C. T. G. Petit, y S. Tao, «Solid-state electrochemical synthesis of ammonia: a review», *Journal of Solid State Electrochemistry*, vol. 15, n.º 9, p. 1845, 2011.
- [19] U.S. Geological Survey, «Mineral Commodities Summaries», *Mineral Commodity Summaries*, p. 202, 2016.
- [20] EUROSTAT, «Energy production and imports - Statistics Explained». [En línea]. Disponible en: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Energy_production_and_imports. [Accedido: 02-oct-2016].
- [21] A. Tukker, T. Bulavskaya, S. Giljum, A. de Koning, S. Lutter, M. Simas, K. Stadler, y R. Wood, «Environmental and resource footprints in a global context: Europe's structural deficit in resource endowments», *Global Environmental Change*, vol. 40, pp. 171-181, 2016.
- [22] International Fertilizer Association, «IFADATA». [En línea]. Disponible en: <http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>. [Accedido: 11-oct-2016].
- [23] R. Huertas, C. Marcos, N. Ibarguren, y S. Ordás, «Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones», 2013.
- [24] European Parliament, *Directive 2000/60/CE*. 2000, pp. 1-73.
- [25] 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.
- [26] «Commission launches phosphorus consultation - Horizon 2020 Projects». [En línea]. Disponible en: <http://horizon2020projects.com/sc-bioeconomy/commission-launches-phosphorus-consultation/>. [Accedido: 14-sep-2016].
- [27] L. Shu, P. Schneider, V. Jegatheesan, y J. Johnson, «An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant», *Bioresource Technology*, vol. 97, n.º 17, pp. 2211-2216, nov. 2006.
- [28] J. Cooper, R. Lombardi, D. Boardman, y C. Carliell-Marquet, «The future distribution and production of global phosphate rock reserves», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 57, pp. 78-86, 2011.
- [29] D. A. Vaccari, «Phosphorus: A Looming Crisis», *Scientific American*, vol. 300, n.º 6, pp. 54-59, jun. 2009.
- [30] D. Cordell, «The Story of Phosphorus: 7 reasons why we need to transform phosphorus use in the global food system». [En línea]. Disponible en: <http://phosphorusfutures.net/the-phosphorus-challenge/the-story-of-phosphorus-8-reasons-why-we-need-to-rethink-the-management-of-phosphorus-resources-in-the-global-food-system/>. [Accedido: 10-oct-2016].
- [31] D. P. Van Vuuren, A. F. Bouwman, y A. H. W. Beusen, «Phosphorus demand for the 1970–2100 period: A scenario analysis of resource depletion», *Global Environmental Change*, vol. 20, n.º 3, pp. 428-439, 2010.

- [32] O. Maaß, P. Grundmann, y C. von Bock und Polach, «Added-value from innovative value chains by establishing nutrient cycles via struvite», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 87, pp. 126-136, jun. 2014.
- [33] M. C. . Garcia, M. B. . Vanotti, y A. A. . Szogi, «Recovery of nitrogen from swine manure containing high-ammonia using gas-permeable membrane technology and reduced chemicals», en *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2015*, 2015, vol. 3, pp. 1875-1880.
- [34] R. Wang, B. Peng, y K. Huang, «The research progress of CO₂ sequestration by algal bio-fertilizer in China», *The assessment of CO₂ utilization technology in China*, vol. 11, pp. 67-70, 2015.
- [35] 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.
- [36] European Environment Agency, «Annual European Union greenhouse gas inventory 1990 - 2010 and inventory report 2012», n.º 3, p. 1068, 2012.
- [37] Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación., D. Hallam, P. Airas, y A. Marx, *El estado de los mercados de productos básicos agrícolas*. 2009.
- [38] Parlamento Europeo y Consejo de las comunidades Europeas, «Decisión no 406/2009/CE sobre el esfuerzo de los Estados miembros para reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero a fin de cumplir los compromisos adquiridos por la Comunidad hasta 2020», pp. 136-148, 2009.
- [39] Consejo Europeo, «Marco de actuación en materia de clima y energía hasta el año 2030», 2014. [En línea]. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/mitigacion-politicas-y-medidas/objetivosd2030conclusionescjo_tcm7-390083.pdf. [Accedido: 24-oct-2016].
- [40] N. Alexandratos y J. Bruinsma, «The 2012 Revision World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision», 2012.
- [41] Australian Government. Department of the Environment and Energy, «About the Carbon Farming Initiative | Department of the Environment and Energy». [En línea]. Disponible en: <https://www.environment.gov.au/climate-change/emissions-reduction-fund/cfi/about>. [Accedido: 23-sep-2016].
- [42] B. Wang, Y. Li, N. Wu, y C. Lan, «CO₂ bio-mitigation using microalgae», *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 79, n.º 5, pp. 707-718, 2008.
- [43] 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.
- [44] C. Ledda, A. Schievano, B. Scaglia, M. Rossoni, F. G. Ación Fernández, y F. Adani, «Integration of microalgae production with anaerobic digestion of dairy cattle manure: an overall mass and energy balance of the process», *Journal of Cleaner Production*, vol. 112, Part, pp. 103-112, 2016.
- [45] M. Franchino, V. Tigrini, 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.
- [46] S. E. Taelman, S. De Meester, W. Van Dijk, V. da Silva, y J. Dewulf, «Environmental sustainability analysis of a protein-rich livestock feed ingredient in The Netherlands: Microalgae production versus soybean import», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 101, pp. 61-72, 2015.

- [47] 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.
- [48] 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.
- [49] 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.
- [50] W. H. Adey y K. Loveland, *Dynamic Aquaria*. Elsevier, 2007.
- [51] 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.
- [52] M. T. Shah, S. T. Zodape, D. R. Chaudhary, K. Eswaran, y J. Chikara, «Seaweed Sap As an Alternative Liquid Fertilizer for Yield and Quality Improvement of Wheat», *Journal of Plant Nutrition*, vol. 36, n.º 2, pp. 192-200, 2013.
- [53] A. Hussain y S. Hasnain, «Phyostimulation and biofertilization in wheat by cyanobacteria», *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, vol. 38, n.º 1, pp. 85-92, ene. 2011.
- [54] K. Swarnalakshmi, R. Prasanna, A. Kumar, S. Pattnaik, K. Chakravarty, Y. S. Shivay, R. Singh, y A. K. Saxena, «Evaluating the influence of novel cyanobacterial biofilmed biofertilizers on soil fertility and plant nutrition in wheat», *European Journal of Soil Biology*, vol. 55, pp. 107-116, 2013.
- [55] K. Jäger, V. Ördög, y B. Barnabás, «Effect of cyanobacterial and microalgal biomass on anther culture response of wheat (*Triticum aestivum* L.)», *Acta Agronomica Hungarica*, vol. 53, n.º 1, pp. 99-107, jul. 2005.
- [56] M. H. Abd-Alla, A. L. E. Mahmoud, y A. A. Issa, «Cyanobacterial biofertilizer improved growth of wheat», *Phyton*, vol. 34, n.º 1, pp. 11-18, 1994.
- [57] J. de S. Castro, M. L. Calijuri, P. P. Assemany, P. R. Cecon, I. R. de Assis, y V. J. Ribeiro, «Microalgae biofilm in soil: Greenhouse gas emissions, ammonia volatilization and plant growth», *Science of The Total Environment*, sep. 2016.
- [58] Z. Xie, Y. Liu, C. Hu, L. Chen, y D. Li, «Relationships between the biomass of algal crusts in fields and their compressive strength», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 39, n.º 2, pp. 567-572, 2007.
- [59] I. Miralles, F. Domingo, E. García-Campos, C. Trasar-Cepeda, M. C. Leirós, y F. Gil-Sotres, «Biological and microbial activity in biological soil crusts from the Tabernas desert, a sub-arid zone in SE Spain», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 55, pp. 113-121, 2012.
- [60] P. Spolaore, C. Joannis-Cassan, E. Duran, y A. Isambert, «Commercial applications of microalgae», *Journal of Bioscience and Bioengineering*, vol. 101, n.º 2, pp. 87-96, 2006.
- [61] T. Sujatha y D. Narahari, «Effect of designer diets on egg yolk composition of "White Leghorn" hens.», *Journal of food science and technology*, vol. 48, n.º 4, pp. 494-7, ago. 2011.
- [62] 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.
- [63] H. F. Hintz, H. Heitman, W. C. Weir, D. T. Torell, y J. H. Meyer, «Nutritive Value of Algae

Grown on Sewage», *Journal of Animal Science*, vol. 25, n.º 3, p. 675, 1966.

- [64] B. W. B. Holman, A. Kashani, A. E. O. Malau-Aduli, R. A. Afolayan, I. A. Adeyinka, C. A. M. Lakpini, A. Belay, T. Kato, Y. Ota, L. R. Bezerra, A. M. A. Silva, S. A. Azevedo, R. S. Mendes, J. M. Manguiera, A. K. A. Gomes, M. A. Cam, M. Olfaz, E. Soydan, P. Cronjé, E. A. Boomker, R. S. Hegarty, R. S. Hegarty, D. L. Hopkins, T. C. Farrell, R. Banks, S. Harden, B. W. B. Holman, A. Kashani, A. E. O. Malau-Aduli, B. W. B. Holman, A. E. O. Malau-Aduli, H. S. Hussein, R. M. Jordan, L. Karlsson, K. Martinsson, G. Lee, R. M. Lewis, G. C. Emmans, G. Simm, A. E. O. Malau-Aduli, C. F. Ranson, C. W. Bignell, A. E. O. Malau-Aduli, J. M. Sykes, C. W. Bignell, P. Martin, B. M. McLeod, A. K. White, W. J. O'Halloran, T. A. Murphy, S. C. Loerch, K. E. McClure, M. B. Solomon, J. Noblet, J. M. Perez, NRC, H. Pálsson, J. B. Vergés, E. N. Ponnampalam, D. L. Hopkins, K. L. Butler, F. R. Dunshea, R. D. Warner, D. P. Poppi, S. R. McLennan, S. Institute, O. S. Sowande, O. S. Sobola, D. Undersander, y J. E. Moore, «Effects of Spirulina (*Arthrospira platensis*) supplementation level and basal diet on liveweight, body conformation and growth traits in genetically divergent Australian dual-purpose lambs during simulated drought and typical pasture grazing», *Small Ruminant Research*, vol. 120, n.º 1, pp. 6-14, jul. 2014.
- [65] Comision Europea, «Directiva 2003/57/CE sobre sustancias indeseables en la alimentación animal», *Diario Oficial n.º L 151 de 19/06/2003 p. 0038 - 0041*;
- [66] European Commission, «Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe», 2014. [En línea]. Disponible en: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:50edd1fd-01ec-11e4-831f-01aa75ed71a1.0001.01/DOC_1&format=PDF. [Accedido: 24-oct-2016].
- [67] «Comisión Europea - Representación en España - Empleo verde. Hacia una economía circular», 2014. [En línea]. Disponible en: http://ec.europa.eu/spain/actualidad-y-prensa/noticias/empleo-y-politica-social/economia-circular_es.htm. [Accedido: 20-oct-2016].

3. OBJETIVOS GENERALES

1. Diseñar y validar un sistema de cultivo de microalgas autóctonas.
 - 1.1. Definir un procedimiento para extraer las microalgas de un suelo agrícola.
 - 1.2. Diseñar y validar un sistema de cultivo autónomo energéticamente.
 - 1.3. Desarrollar un sistema autónomo de control sencillo e integrado con las producciones de energía.
 - 1.4. Ensayar técnicas de floculación de efluentes residuales con alto contenido en sólidos en suspensión, definiendo el coste.
 - 1.5. Evaluar la capacidad productiva de las microalgas autóctonas con incorporación de nutrientes residuales
 - 1.6. Evaluar el rendimiento en el consumo de nutrientes
2. Evaluar la conversión de los residuos de una agroindustria en enmiendas fertilizantes
 - 2.1. Diseñar un proceso de conversión de residuos.
 - 2.2. Diseñar y validar el proceso de conversión de los residuos a enmiendas fertilizantes.
 - 2.3. Definir la estructura financiera previa y posterior a la inclusión del proceso de conversión.
 - 2.4. Calcular el coste de cada enmienda y compararlo con las alternativas actuales.
 - 2.5. Plantear la integración de la financiación del proceso.
3. Ensayar la electrofloculación como sistema para la recolección de biomasa de algas
 - 3.1. Evaluar diferentes inertes mezclados en el medio de cultivo, para mejorar el rendimiento de recuperación de biomasa
 - 3.2. Analizar el coste de cada tratamiento ensayado, comparándolo con tecnologías alternativas
 - 3.3. Dimensionar el proceso de electrofloculación a través de una instalación fotovoltaica.
 - 3.4. Evaluar la viabilidad económica de la instalación fotovoltaica frente a otra conectada a red.
4. Evaluar el potencial productivo de Castilla y León para transformar las aguas residuales en biomasa algal destinada a alimentación ganadera
 - 4.1. Definir un procedimiento para la recolección de inóculo de algas en corrientes de agua
 - 4.2. Diseñar un sistema de producción de algas filamentosas
 - 4.3. Correlacionar la productividad con la integral térmica acumulada.

- 4.4. Caracterizar la biomasa algal cuantificando el contenido en ácidos grasos y proteína
- 4.5. Definir un procedimiento para la estimación de la producción de biomasa algal basado en la disponibilidad de efluentes residuales e integral térmica
- 4.6. Ubicar la planta de procesamiento de esta biomasa en función de factores geográficos y productivos
- 4.7. Evaluar el modelo de negocio para la transformación de las aguas residuales de los núcleos rurales en biomasa de algas
- 4.8. Evaluar alternativas en cuanto al modelo de negocio, analizando la variabilidad de los factores.

CAPITULO I. DESARROLLO DE UN MÓDULO DE PRODUCCIÓN MÓVIL Y AUTÓNOMO PARA LA PRODUCCIÓN DE ALGAS EDÁFICAS AUTÓCTONAS

RESUMEN

Los sectores, agrícola y agroindustrial son emisores netos de gases de efecto invernadero, contribuyendo en un 10% y 0,9% respectivamente a las totales de la Unión Europea, según datos del 2012. Para la agroindustria la gestión de los efluentes residuales supone un gasto, tras el cual no se obtiene ningún beneficio. Además, la estacionalidad de la actividad de estas industrias hace que la amortización de estos sistemas de depuración sea más dilatada en el tiempo. Por otro lado la agricultura anualmente debe incorporar nutrientes en forma de fertilizantes para la producción de alimentos, en el contexto de una población mundial creciente. A esto anterior se une el reto del cambio climático, que supone para la agricultura lograr una mejor gestión del suelo y una adaptación a las perturbaciones climáticas asociadas, como apuntan varios estudios.

Es por ello que en este trabajo se propone recuperar los nutrientes residuales de la agroindustria a través de la absorción de éstos en biomasa de microalgas autóctonas de los suelos donde posteriormente van a ser aplicadas como enmienda fertilizante.

En los suelos de la DO Vinos de Uclés (Castilla La Mancha) se aislaron diferentes especies de microalgas, identificándose primeramente a través de microscopía óptica y con el perfil de pigmentos, para posteriormente llegar al nivel de especie mediante el análisis del ADN ribosomal de la subunidad 16S (rDNA). Se han aislado 6 especies de algas diferentes: *Klebsormidium flaccidum*, *Haslea spicula* strain BA28, *Navicula pulchripora* isolate UTEX 2604, *Microcoleus* sp. E6, *Chlorella sorokiniana* isolate BE1 y *Oocystis* sp. FG2/8.5E. Sólo estas dos últimas, se utilizaron como inóculo, dada su alta capacidad de reproducirse en medio líquido.

Paralelamente, se contempló el diseño y construcción del Módulo de Producción de Biomejorador (MPB) basado en microalgas. En su diseño se atendió a los conceptos de autonomía energética y de control y a la movilidad del módulo. Se realizaron pruebas de iluminación con LED, desechando esta iluminación complementaria dada la escasa relación con el espectro fotosintético de las microalgas y el incremento en su mantenimiento al quedar adheridas las algas en los diodos. Además se realizaron diferentes pruebas neumáticas para diseñar un sistema de agitación e inyección de gases de forma integrada a través de un tubo poroso conectado en red mallada a un borboteador, con objeto de humectar y homogenizar presiones. Se consiguió funcionamiento de ambos procesos con un consumo de 84 W en corriente continua y para un volumen de 30 m³.

Durante los 8 meses del funcionamiento del módulo MPB en Bodegas Fontana, perteneciente a la región vitícola de Uclés, se realizaron 6 ciclos de producción de microalgas, siendo sólo 4 los monitorizados y utilizados para validar el módulo desarrollado, con un volumen total de producción de 70 m³. Las productividades en biomasa algal obtenidas con las cargas de digestato fueron bajas respecto a la bibliografía consultada: 0,0072 a 0,0132 g·L⁻¹·día⁻¹. Esta baja productividad se justifica por la elevada lámina de agua empleada en cada ciclo. Se interpretó que la influencia de las bacterias incorporadas con el digestato intervino en la productividad del sistema, incrementando el balance de gases de CO₂ y NH₃ monitorizados en la aireación suministrada al medio de cultivo. No se ha podido demostrar la presencia de

microalgas funcionando en régimen mixotrófico, aunque se hayan dado las condiciones para ello.

A nivel energético, el sistema fotovoltaico se mostró limitado en los meses de menores horas de insolación: diciembre-enero. Las funciones de monitorización fueron cubiertas energéticamente, pero no las de control. En un desarrollo comercial del módulo las funciones de control hubieran sido priorizadas.

El procedimiento de electrofloculación para reducir la turbidez del digestato resultó más económico ($0,63 \text{ €}\cdot\text{L}^{-1}$) que el empleo de cloruro férrico, pudiendo la electrofloculación ser automatizada y gestionada desde el sistema de control del MPB.

I.1. INTRODUCCION

Dentro de la Unión Europea (UE), es el sector agrícola el segundo emisor de Gases de Efecto Invernadero (GEI), con 469 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente ($\text{CO}_2 \text{ eq}$) en 2012 [1]. Otro sector contemplado como emisor de GEI por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), son las agroindustrias o las industrias de procesado de los alimentos, siendo los efluentes residuales de éstas potencialmente emisores de N_2O y CH_4 [2].

Respecto al sector agrícola, una parte importante de estas emisiones se producen en forma de óxidos de nitrógeno generados en los suelos como resultado de los procesos de desnitrificación biológica. La nitrificación convierte las formas amoniacales más inmóviles del suelo a formas oxidadas mucho más móviles como son los nitritos y nitratos [3]. Estas moléculas son reducidas a óxido nitroso (N_2O), siendo emitidos de forma difusa a la atmosfera [4]. El N_2O tiene un factor de emisión de GEI de 310, frente al 21 del metano (CH_4) o al 1 del dióxido de carbono (CO_2) [5]. Los factores que están relacionados con la emisión de N_2O están relacionados con las prácticas agrícolas: cantidad de fertilizante nitrogenado y tipo de fertilizante, principalmente, y con las condiciones del suelo como son la humedad, el contenido en carbono, el pH y la textura [4]. Dentro de estos factores, sobre los que podemos intervenir, son el tipo de fertilizante y su correcta dosificación, tratando con ello de conseguir unas condiciones óptimas del suelo, e incrementando el contenido en carbono. El incremento del contenido de carbono en el suelo incrementa las emisiones de N_2O , ya que hay más carbono asimilable para las bacterias desnitrificantes [6], [7], lo que sitúa en una posición negativa a las enmiendas orgánicas frente a las minerales; no obstante es importante conocer y tener presente en la incorporación de las enmiendas orgánicas, la relación carbono-nitrógeno (C/N) del suelo, como indican varios autores [4], [8], [9]. Con una relación 30/1 domina la mineralización sobre la inmovilización y el nitrógeno disponible puede ser absorbido por las plantas y consumido por los microorganismos.

Con más nitrógeno disponible ocurren los procesos de nitrificación-desnitrificación y por lo tanto se incrementan las emisiones de N_2O . Es por esta razón que las enmiendas orgánicas tienen un papel más importante en la reducción de las emisiones de GEI que los fertilizantes minerales, ya que estas incorporan carbono.

En la fabricación de los fertilizantes minerales también se generan GEI, provenientes de la combustión de gas natural para la producción de amoníaco mediante el proceso Haber-Bosch. En el caso de los fertilizantes fosfatados, es el transporte el factor de emisión más importante, como señalan Wood *et al.* [10].

Estos fertilizantes son necesarios para la agricultura, especialmente para satisfacer una demanda creciente de alimentos, donde se prevé un aumento del 60% para el 2050 [11]. Además es necesario asegurar un suministro adecuado de estos elementos fertilizantes de acuerdo con las necesidades del cultivo. En cuanto al fósforo, las extracciones de roca fosfórica en 2015 fueron de 223 millones de toneladas, estimándose las reservas mundiales en más de 300 billones de toneladas [12]. También respecto al potasio las reservas se estiman en 3.700 billones de toneladas óxido de potasio (K_2O) [12] con un consumo de 35.768 millones de toneladas estimadas en K_2O [13]. Es decir yacimientos de fósforo y potasio son finitos, y es estratégicamente necesario potenciar la recuperación de éstos y otros nutrientes de los efluentes residuales.

Las tecnologías para la recuperación de los nutrientes residuales, que se pueden aplicar son varias. Tecnologías biológicas como el compostaje y la digestión anaerobia u otras que están siendo a día de hoy más investigadas, como es la recuperación de fósforo en forma de estruvita [14], [15] o la recuperación de amonio a través de membranas permeables [16]. La recuperación de los nutrientes residuales en forma de biomasa de microalgas, que posteriormente se utilice como enmienda orgánica fertilizante son también tecnologías aplicables.

Las aguas con elevadas concentraciones de fósforo y otros nutrientes conducen a una eutrofización de las aguas continentales, al aumentar la productividad vegetal [17]. Son las algas, microorganismos que demandan en su crecimiento nutrientes como el N y el P, fijándolos en forma de biomasa algal, por lo que su utilización en depuración constituye también una prometedora tecnología de recuperación de nutrientes en los efluentes residuales [18], [19].

Hace casi 50 años, Benemann [20] también presentaba a las microalgas y cianobacterias como productores potenciales en la obtención de fertilizantes

nitrogenados. En estos años se han ensayado extractos de algas marinas mediante aplicación foliar en trigo [21], o a través del recubrimiento con cianobacterias de semillas de trigo en el momento de la siembra, relacionado su efecto con la generación de fitohormonas, que como por ejemplo el ácido indolacético [22]–[24] o la actividad de la nitrogenasa, estimulan el desarrollo vegetal o incrementan la fijación de N₂ atmosférico [25]. La aplicación de algas también contribuyen a un aumento del contenido de carbono del suelo y su actividad biológica, potenciando su biodiversidad [26]–[28]. También son varios los microorganismos que se han ensayado encapsulándolos y evaluando su efecto en el sistema suelo-planta [29], que ha dado lugar a la elaboración de varias patentes: que formulan mezclas de residuos ganaderos tratados para que estén fácilmente disponibles para la biota del suelo: hongos, bacterias y algas [30], o por su composición en bacterias fotosintéticas, hongos y compuestos orgánicos solubles [31].

Por lo tanto esta biota edáfica produce compuestos importantes para la fertilidad de los suelos y la productividad de los cultivos. También el efecto de estas algas en el suelo tiene además propiedades bio-pesticidas, por su capacidad de control de microorganismos edáficos, como son los hongos fitopatógenos. Kim y Kim [32] demostraron que extractos de algas tienen efectos inhibitorios en el desarrollo de *Fusarium oxiporum* sp., también Tiwari y Kaur [33] demuestran que existe efecto alelopático de las cianobacterias *Spirulina platensis*, *Anabaena variabilis* y *Synechococcus elongates*, frente a los hongos *Aspergillus niger* y *Alternaria solani*.

Es decir como apuntan varios autores [18], [19] la producción de biomasa algas es una forma de recuperar los nutrientes residuales con la posibilidad de obtener un bio-fertilizante. Son varios los trabajos en este sentido que han evaluado diferentes residuos como fuente de nutriente de estas algas: utilizando purín de cerdo [34], digestato de origen agroganadero [35]–[37] o efluentes urbanos [38]–[40]. Todos ellos tienen en común el uso de cultivos de mono-especies de microalgas y en muchos casos no autóctonas del entorno. Las condiciones del ambientales determinan la comunidad de cianobacterias [41] o microalgas en el suelo, o en el medio de cultivo como demuestran varios autores [42], [43] analizando su evolución a lo largo de un año. Estas condiciones hacen que otras especies de microalgas presentes en el entorno tiendan a colonizar el fotobiorreactor, causando problemas de contaminación y pérdida de productividad [44], [45], con el efecto económico que ello supone. Por esta razón, en este estudio se han analizado las especies de microalgas autóctonas de entorno edáfico de donde posteriormente se iba a localizar el MPB, para que sean estas especies las encargadas de recuperar los nutrientes residuales, y que sea luego

su biomasa una enmienda fertilizante en los suelos originarios, en pro de mantener la biodiversidad de estos suelos.

Por todo ello, si pretendemos producir microalgas para aplicarlas a los cultivos, una premisa importante es que su producción se localice cerca de los suelos y los cultivos receptores, lo que redundará en una reducción de los costes de transporte, y con ello la huella de carbono final del proceso. Esta necesaria cercanía a los sistemas agrarios supone en muchos casos no disponer de conexión eléctrica para el funcionamiento del fotobiorreactor, y que sea preciso incorporar sistemas autónomos de producción eléctrica, como son los fotovoltaicos. Además todos los diseños de fotobiorreactor que encontramos: tubulares, raceways, en “V”, son fijos, por lo que el diseño de un sistema móvil de producción de microalgas plantea cierta novedad y notables retos tecnológicos.

Otro factor a considerar es el carácter temporal de las agroindustrias, con una elevada estacionalidad, que la determina la recolección de los cultivos de los que se surte. Esta estacionalidad en cuanto a gestión de efluentes potencialmente emisores de GEI, hace que la inversión de infraestructuras de depuración tenga un tiempo de amortización más dilatado que el resto de industrias no estacionales.

En el proyecto LIFE+ Integral Carbon (LIFE13 ENV/ES/001251) [46], 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. Estos nutrientes residuales permanecen presentes en el digestato, resultado de la conversión de los residuos orgánicos de la agroindustria en biogás mediante un proceso de digestión anaerobia, que como apunta Bernstein *et al.* [2] permite la generación de energía térmica y eléctrica.

A fin de mejorar la amortización de estas infraestructuras se planteó que pudiera ser compartida entre diferentes sectores agroindustriales, habiendo diseñado el prototipo de forma fácilmente transportable. Por ejemplo la agroindustria vitivinícola centra gran parte de la actividad productora de residuos en las semanas de vendimia: agosto-noviembre, y la industria quesera-láctea, aunque constante durante todos los meses, es en los meses de primavera donde se desencadena la mayor producción de leche, y con ello la mayor actividad de estas industrias.

Este trabajo se centra en el diseño y construcción de un Módulo Producción de Biomejorador (MPB) basado en microalgas autóctonas, que permita ser transportado fácilmente entre agroindustrias y que presente una autonomía energética y de control

suficiente para asegurar una correcta recuperación de nutrientes. Los resultados recogidos en este trabajo correspondientes a la validación del MPB abarcan el periodo en que dicho módulo estuvo operativo en el sector vitivinícola, en una bodega de la Denominación de Origen (DO) Vinos de Uclés en la Comunidad Autónoma de Castilla La Mancha. Esta DO fue la primera en España que tiene certificación de la huella de carbono de todas sus bodegas asociadas [47]. La DO tiene unas dimensiones más bien pequeñas con 4 bodegas asociadas, teniendo en 2014-2015 una producción de 20.188 HL de vino [48]. La implantación de este prototipo en el sector vitivinícola es de interés ya que como apunta Lamastra *et al.* [49] la importancia de la gestión en el fertilización, la gestión de suelos, es lo que más condiciona la sostenibilidad de sector vitivinícola de cara a los efectos del cambio climático.

I.2. METODOLOGIA

I.2.1. OBTENCION DE INOCULO DE MICROALGAS AUTOCTONAS

I.2.1.1. TOMA DE MUESTRAS

En julio del 2014 se tomaron muestras de suelos de los viñedos y del entorno donde posteriormente se iba a localizar el MPB. Se visitaron los viñedos propiedad de Bodegas Fontana, en el municipio Fuente de Pedro Naharro (Cuenca).

Estas viñas disponen de sistema de goteo a pie de cepa. Cuando se acudió a realizar el muestreo el suelo entre las calles de las viñas se encontró roturado y homogenizado en los 20-30 cm superficiales. Entre cepa y cepa, en la parte inferior del gotero se percibieron costras de suelo, resultado del agua del gotero, condiciones que hicieron pensar que la colonias de algas/cianobacterias pudiesen encontrarse en ellas en un estado más latente que en otra zona de suelo de la viña.

Por ello se tomó una muestra representativa de estas costras, como se muestra en la **Figura I.7**. Dichas muestras se mantuvieron refrigeradas a unos 4°C hasta su traslado al laboratorio.

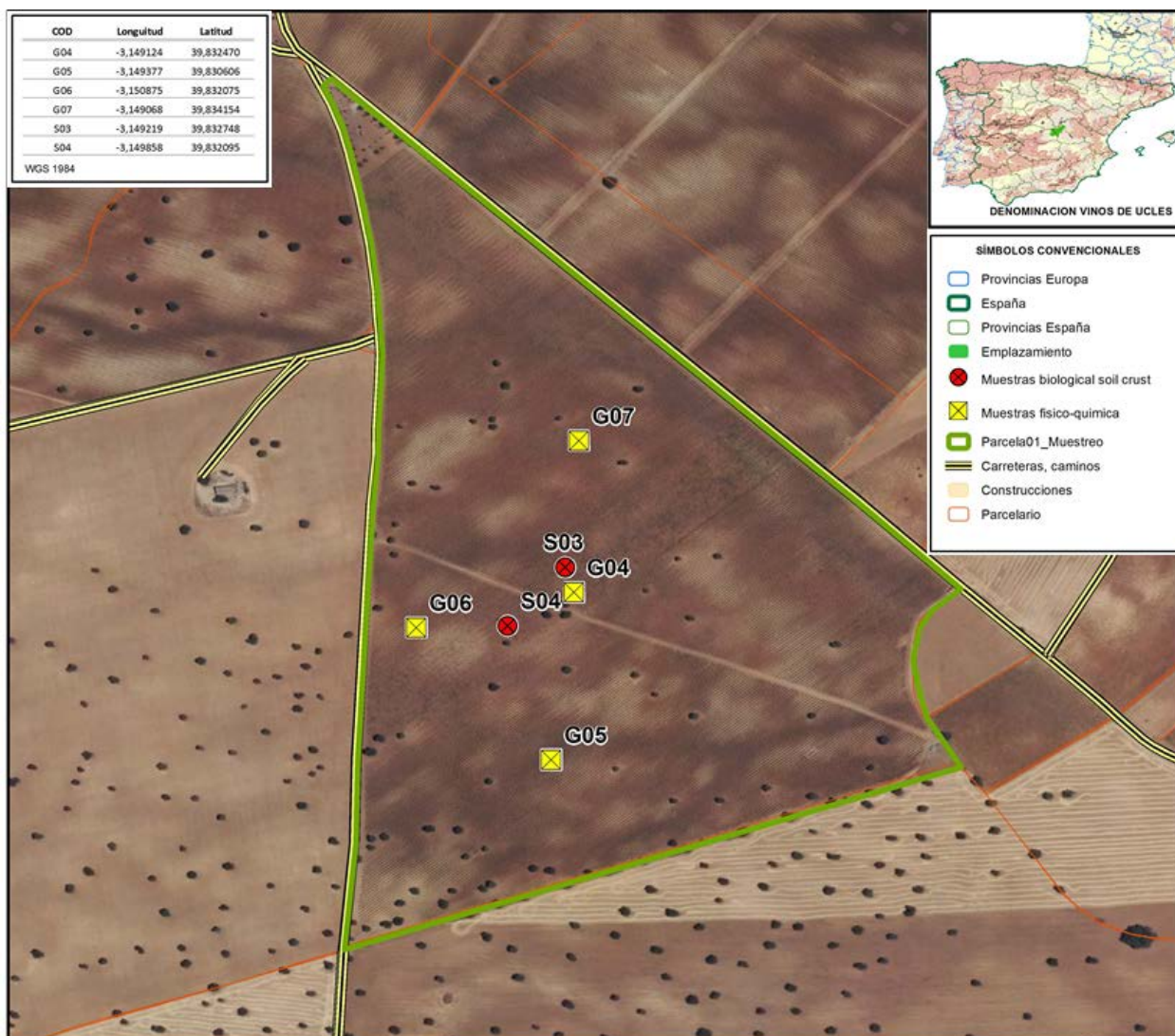


Figura I.7. Muestreo de suelo para asilamiento de microalgas en la D.O. Vinos de Uclés. Cuenca.

I.2.1.2. PROCEDIMIENTO

Se tomaron 10 g de costra de suelo (sin tamizar) y diluyeron en 100 mL de medio de cultivo BG11 esterilizado, preparado de acuerdo con Grobelaar [50]. Se agitó el contenido durante 30 min en agitación orbital a 150 rpms hasta lograr una buena dispersión del suelo. La solución así obtenida es posteriormente sonicada con un pulso de un minuto de duración e intervalos de 5 pulsos/segundo y con una amplitud de salida de 90 Hz.

De dicha suspensión se tomó una alícuota de 100 μ L que se sembraron en una placa de Petri con medio de cultivo BG11 y agar al 2%. La alícuota se distribuyó de forma homogénea, cerrándose las placas para evitar su desecación.

Las placas son incubadas en cámara climática, invertidas y cubiertas con un papel de filtro para permitir una iluminación difusa e impedir la inhibición por exceso de luz. La cámara climática se mantiene con un fotoperiodo de 8:16 y una temperatura de 25°C y 20°C respectivamente para los periodos de luz-oscuridad.

Una vez realizada la incubación se realizó un seguimiento semanal de las colonias de algas que iban surgiendo. Durante la primera semana aparecen también colonias bacterianas a pesar de la esterilización parcial con radiación ultravioleta. Pasados 20 días, se procede a identificar de forma visual las colonias de algas diferentes, atendiendo a la forma de la colonia y al color de las mismas. **(Figura I.8)**

De cada colonia se realiza un repicado en una nueva placa Petri con medio de cultivo BG11. Pasados 12 días las colonias aisladas se inoculan en 10 mL medio de cultivo BG11 líquido.

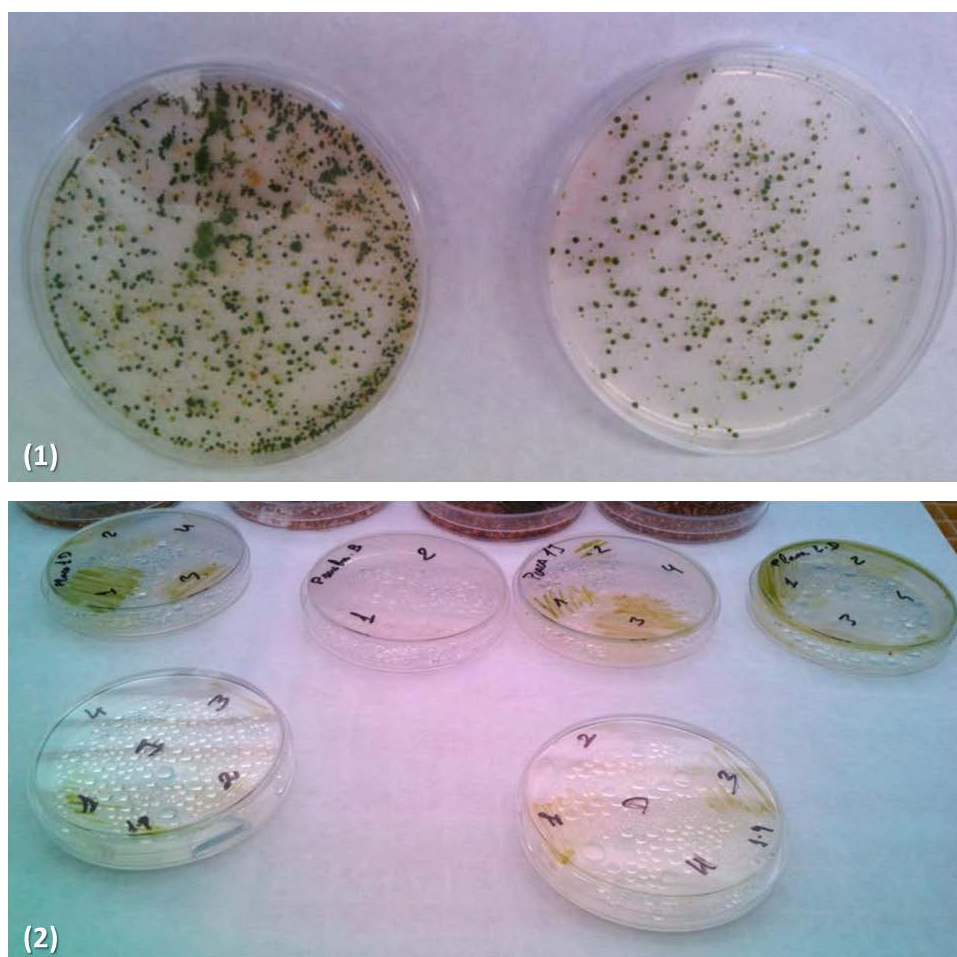


Figura I.8. (1) Día 20, evolución de las colonias de algas edáficas en placa del primer aislamiento de algas en suelo, en medio sólido **(2)** Día 8, segundo aislamiento de algas a partir del primer aislamiento, en medio sólido.

I.2.1.3. IDENTIFICACIÓN DE LAS ESPECIES DE ALGAS

La identificación de las cinco especies de algas inicialmente extraídas de las muestras de suelo mediante microscopía óptica con contraste de fase permitió observar que todas ellas eran especies de un mismo género: *Chlorella*.

Con el objeto de conseguir una mayor variedad de especies de algas del suelo, con presencia de otros géneros diferentes a *Chlorella*, se procedió a repetir el proceso de extracción utilizando un periodo de pre-incubación en microplacas de 12 pocillos, en los que se introdujo una muestra de suelo en un medio de cultivo BG11 al que se le modificó en su composición para incrementar su capacidad de selección mediante las siguientes variaciones (**Figura I.9**):

- Se introdujo una alícuota de silicato sódico de 1 mL en 1 L de medio de cultivo BG11 a partir una solución stock de $3,5 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ de Na_3SiO_4 . Su objetivo es garantizar la presencia de este nutriente indispensable para las diatomeas dado que tienen exoesqueleto de sílice.
- Se preparó un medio BG11 suprimiendo la concentración de NaNO_3 . El objetivo es facilitar el crecimiento de cianobacterias dada su capacidad de fijación de N_2 atmosférico.
- Se preparó un medio BG11 con adición de un extracto de suelo de jardín y turba previamente esterilizado en tres ciclos de autoclave. Su objetivo es proporcionar una fuente de carbono para facilitar el crecimiento de algas con capacidad heterotrófica, así como garantizar una fuente de vitaminas y oligoelementos no presentes en el medio BG11.

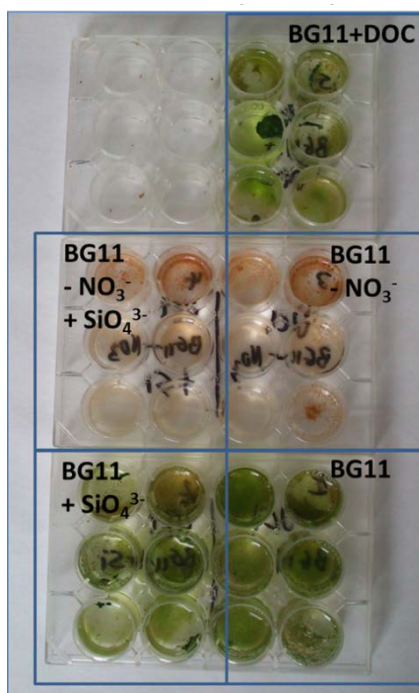


Figura I.9. Ensayos en placa de 12 pocillos de las variaciones de composición del medio de cultivo: BG11, BG11 sin nitrato (- NO₃⁻), con silicato (+ SiO₄³⁻), con extracto de suelo y turba (+ DOC).

Se lograron así aislar un número más elevado de especies que tuvieron una primera identificación mediante microscopía óptica, tras la cual fueron posteriormente caracterizadas molecularmente mediante el análisis de su composición en pigmentos y la secuenciación de su ADN.

I.2.1.4. ANÁLISIS DE PIGMENTOS

El perfil de pigmentos se obtiene mediante cromatografía líquida de alta resolución con detector de arreglo de diodos (HPLC-DAD), localizado en el *Centre for Biotechnology Development (CDB)* perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) localizado en el Parque Tecnológico de Boecillo (Valladolid).

Para identificar las especies de algas aisladas en las costas de suelo, se ha recurrido a dos técnicas como son el perfil de pigmentos de las algas y el aislamiento/secuenciación del DNA. El requisito esencial es que cada muestra de alga no esté constituida por más de una especie de algas, a fin de no distorsionar los análisis. La comprobación de la pureza de la muestra de algas se realiza mediante observación al microscopio óptico.

En el caso de ver contaminación por bacterias se recurre a utilizar una membrana de politetrafluoroetileno (PTFE) de 0,45 µm de diámetro, la cual permite el paso de

células bacterianas y dado su tamaño de poro, la máxima retención de las algas que se pretenden aislar, a fin de que sólo éstas queden retenidas en la membrana. En el caso existir algas de igual tamaño se recurrirá a repicar el medio hasta que se consiga la dominancia de una especie.

En las **Figura I.10**, **Figura I.11**, **Figura I.12**, **Figura I.13** y **Figura I.14** se recogen los perfiles de los diferentes grupos de algas aisladas por el momento y agrupadas por géneros de acuerdo el perfil de pigmentos que presentan.

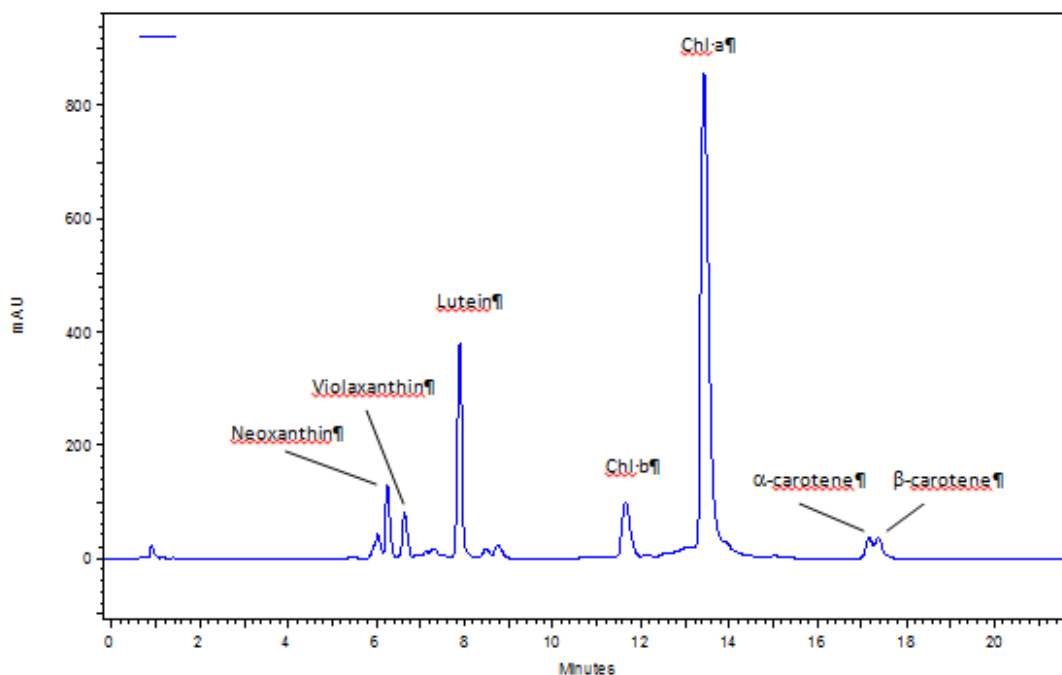


Figura I.10. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes al Género *Chlorella*

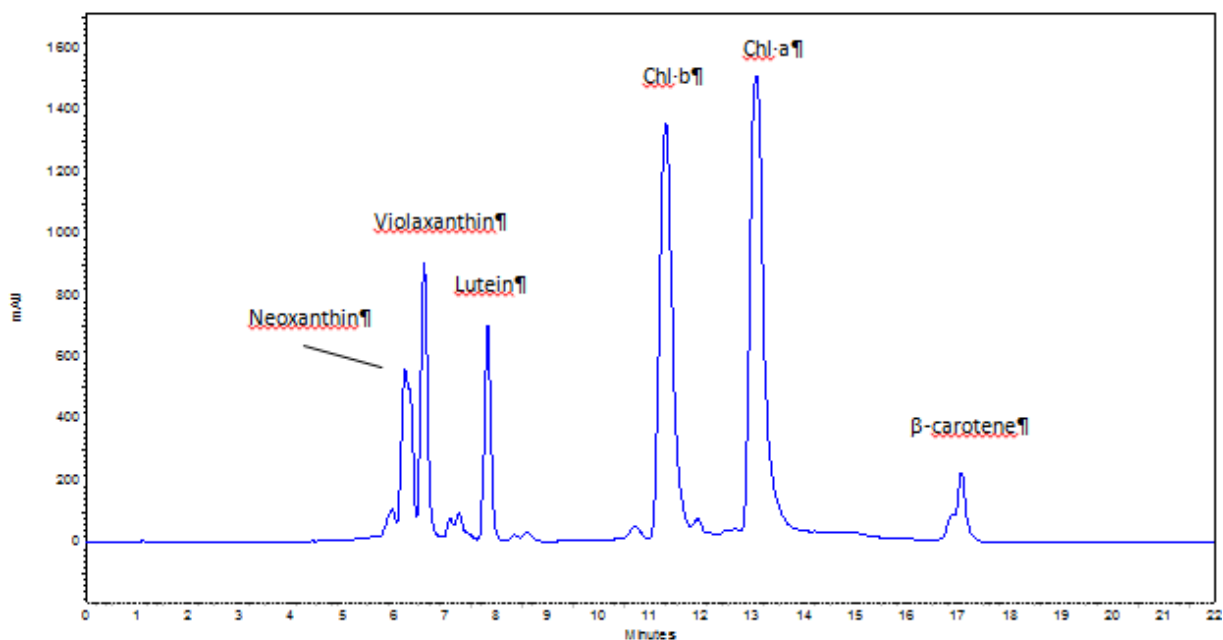


Figura I.11. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a Género *Klebsormidium*

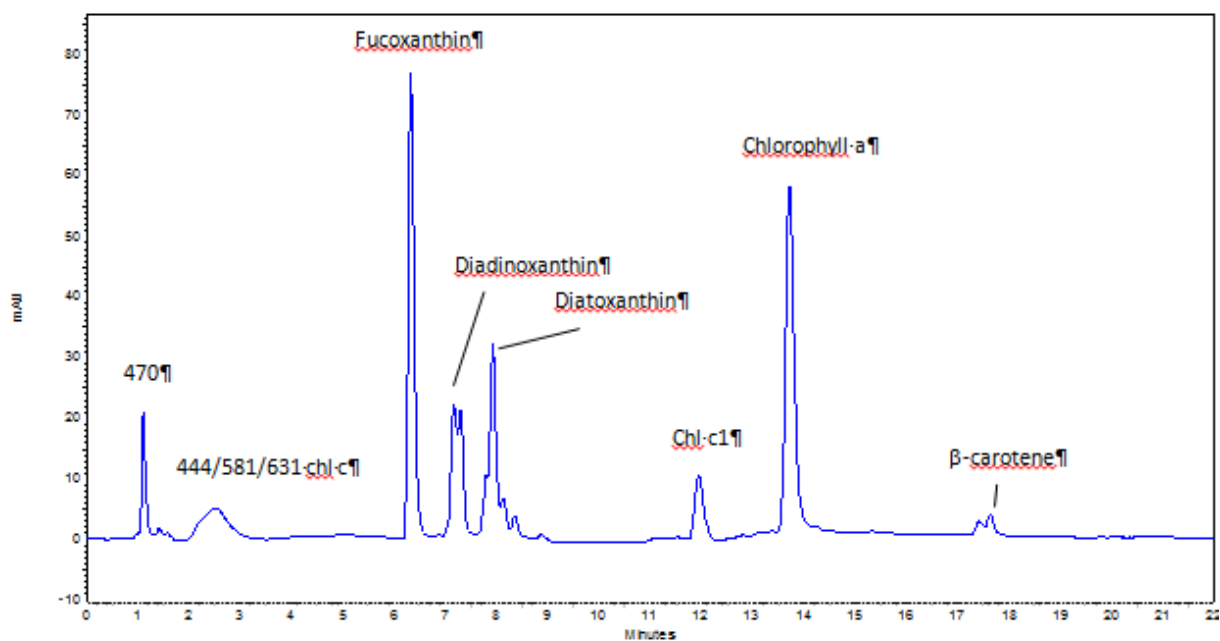


Figura I.12. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a Género *Haslea*, Familia *Naviculae*

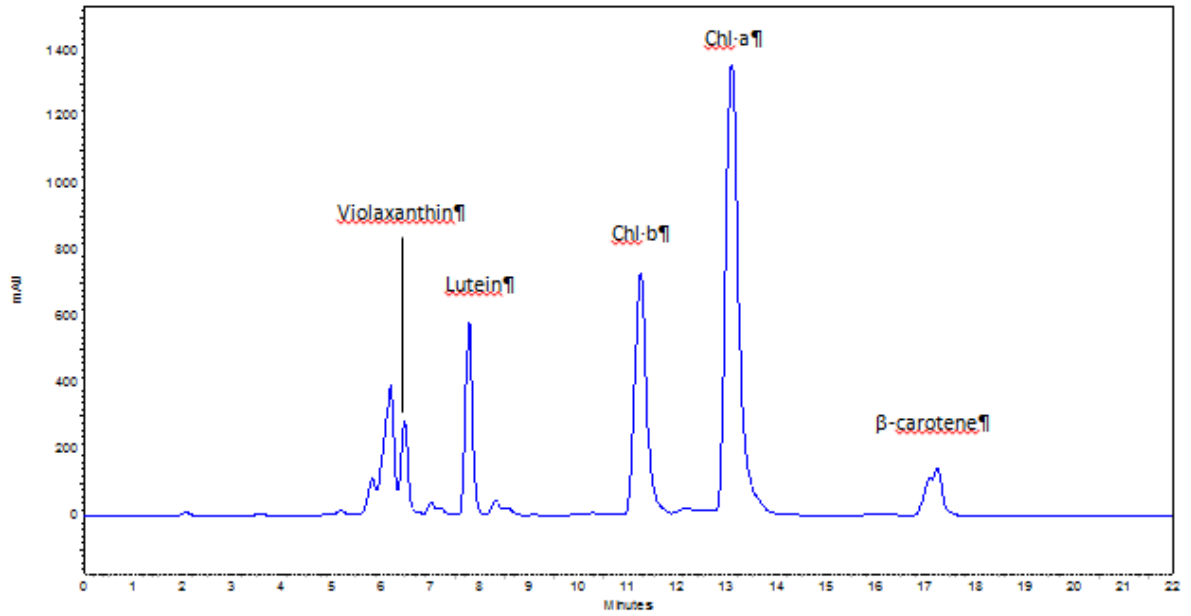


Figura I.13. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a Género *Oocystis*

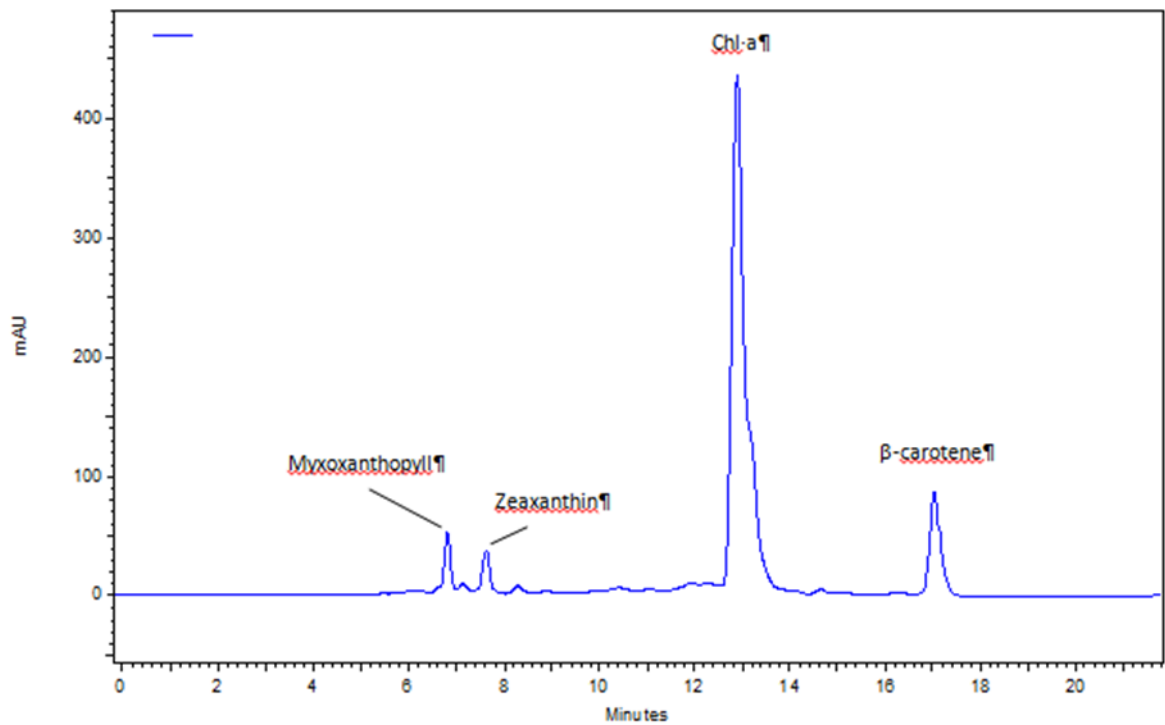


Figura I.14. Cromatogramas obtenidos mediante HPLC-DAD mostrando el perfil de pigmentos correspondientes a género *Microcoleus*

I.2.1.5. SECUENCIACIÓN GENÓMICA

Tras la identificación anterior realizada en base a las determinaciones de microscopía óptica y el perfil de pigmentos, que ha permitido la identificación de las diferentes cepas a nivel de género, se procedió a su secuenciación genómica para determinar las diferentes cepas a nivel de especie.

Dicho análisis se realizó según la metodología de Montero *et al.* [51]. El procedimiento contempla una extracción y purificación del ADN ribosomal de la subunidad 18S *rDNA* de una muestra de cultivo puro de algas o de 16S *rDNA* para cianobacterias. Dicha muestra de ADN se amplificó mediante reacción en cadena de la polimerasa (PCR) utilizando 4 secuencias génicas específicas de algas y que se encuentran recogidas en la **Tabla I.2**. El producto de amplificación fue purificado mediante cromatografía en gel de agarosa y su secuencia de bases determinada en un Secuenciador ABI Prism 3100 (Applied Biosystem). La similitud de la secuencia genética con respecto a las que se encuentran en la base de datos del *National Center for Biotechnology Information* se analizó mediante el sistema de análisis BLAST.

Tabla I.2. Secuencias específicas de algas empleadas en la amplificación material genético para la PCR.

Nombre	Secuencia
905F	5'-TGAAACTYAAAGGAATTG-3'
1492R	5'-GGTTACCTTGTTACGACTT-3'
1A	5'-AACCTGGTTGATCCTGCCAGT-3'
564R	5'-GGCACCAGACTTGCCCTC-3'

I.2.1.6. RESUMEN DE LA IDENTIFICACIÓN

En la **Tabla I.3** se recoge las especies de algas y cianobacterias que se lograron aislar e identificar. De estas fueron *Chlorella sorokiniana* isolate BE1 y *Oocystis* sp. FG2/8.5E de las que se las que posteriormente se utilizaron para la producción de 15 L de cada una de ellas a modo de policultivo para inocular el MPB, como se muestra en la **Figura I.15**. La inoculación se produjo solo en el primer ciclo del emplazamiento, guardando entre ciclo y ciclo volumen de medio de cultivo suficiente como para arrancar el proceso.

Tabla I.3. Nombre, género y observaciones de las microalgas aisladas de los suelos de la DO de Vinos Uclés

Nombre	Observaciones
Chlorella sorokiniana isolate BE1	Crece bien en medio líquido
Klebsormidium flaccidum	Flocula fácilmente en medio líquido
Haslea spicula strain BA28	Crece bien en medio líquido
Navicula pulchripora isolate UTEX 2604	Crece en asociación con <i>Klebsormidium</i>
Oocystis sp. FG2/8.5E	Crece bien en medio líquido
Microcoleus sp. E6	Cianobacteria filamentosa, crece mal en medio líquido.



Figura I.15. (1) Fotobiorreactores tubulares de 15 L de capacidad utilizados para la generación de inóculo. (2) Inóculo de *Oocystis* sp (3) Inoculación del MPB.

I.2.2. MODULO DE PRODUCCION DE ALGAS

En el diseño del Módulo de Producción de Biomejorador (MPB) se tuvieron en cuenta los siguientes condicionantes:

1. Minimizar el consumo eléctrico de los dispositivos para que el MPB sea autosuficiente con la instalación fotovoltaica que integra.
2. Reducir el peso de los dispositivos que componen el modulo para que el remolque sea fácilmente transportable por un vehículo convencional y no haya

que matricular el remolque, con el gasto anual de inspección técnica y seguro que suponen.

3. Simplificar los dispositivos para facilitar el montaje y desmontaje de los mismos entre desplazamientos.
4. Implantar dispositivos económicos y fáciles de reponer y mantener.

I.2.2.1. AIREACION Y RECIRCULACION DEL MEDIO DE CULTIVO

El objetivo era evitar la necesidad de instalar otro dispositivo para realizar la recirculación y así reducir el consumo energético del Módulo de Producción de Biomejorador (MPB). El planteamiento fue ligar la inyección de gases con una suficiente agitación del medio.

También con el dispositivo de burbujeo se buscó proporcionar una recirculación adecuada del medio de cultivo, proporcionando un efecto de intermitencia en la luz (*flashing-light effect*) [52] y una adecuada mezcla en la adición de CO₂ [53] y los nutrientes, mejorando la producción de biomasa [38].

Para ello se ensayaron tres tipos de dispositivos para realizar el burbujeo: difusor de ventosa de 30 cm de diámetro (DV), aireador de neumática de 6 mm (AN) y tubo poroso rígido para riego por exudación de 7 mm de diámetro (TP) [54]. Para realizar estos ensayos se utilizó un depósito de 1 m³ de volumen, provisto de una altura de agua de 80 cm y un cilindro de metacrilato de 360 mm de diámetro, también con una altura de 80 cm de agua. Sobre el depósito se ensayó el DV y TP, y en el cilindro de metacrilato el AN. En el fondo de los recipientes mencionados se dispusieron los dispositivos de burbujeo en red mallada tal y como se muestra en la **Figura I.17**, midiendo en el nodo la presión diferencial con un manómetro manual (Testo 512, medidor de presión diferencial 0-200 hPa).

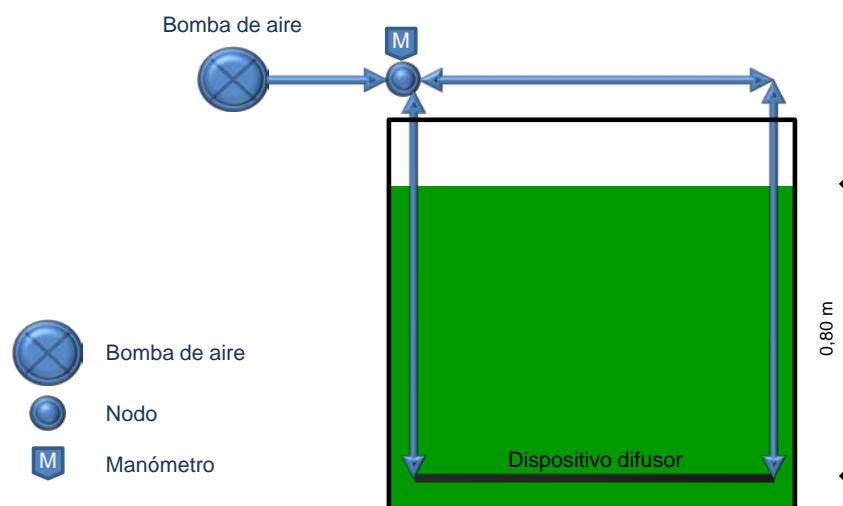


Figura I.16. Esquema de conexión de bomba de aire para los dispositivos difusores (TP, DM y AN) en el recipiente de ensayos.

Tras una primera prueba visual se vio como se muestra en la **Figura I.17** que tanto el AN como el DV provocan una burbuja abundante y centrada en torno a los elementos difusores, hecho que obligaba a disponer de muchos difusores de estas característica disponiendo a nivel técnico de parrillas que aseguren al fondo este multitud de difusores, aspecto incrementa la infraestructura necesaria y con ello la logística de transporte y montaje-desmontaje.

Se realizó una medición de la presión para cada dispositivo de burbujeo mencionado. Para lo que se usó una bomba de aire de 41 W con un caudal de 68 L min^{-1} (Secoh SLL 40 Air Pump), midiéndose en el nodo la presión diferencial, cuyos valores se muestran en la **Tabla I.4**, además del área efectiva de burbujeo de cada dispositivo en el ensayo.

Tabla I.4. Presiones de trabajo, superficie de aireación y precio de la cantidad de difusor empleada en el ensayo, para unas condiciones de 80cm de columna de agua.

Difusores	Presión [Pa]	Elemento difusor		Precio por superficie de aireación [€m ²]
		Superficie aireación [m ²]	Coste [€]	
Difusor de ventosa (DV)	3,536	0,07069	12,00	170
Aireador de neumática (AN)	5,338	0,00003	7,45	247.990
Tubo poroso de riego (TP)	9,340	0,02199	1,30	59

Se observa que la presión en el TP fue mayor que en los DV y AN. Esto se explica porque para un caudal fijo de aire, a una mayor superficie efectiva, supondrá una menor velocidad del gas a la salida del dispositivo difusor, lo que hace que la presión

de salida también sea menor. Es decir, el TP dispone de menor área efectiva de salida de gases por el tamaño pequeño de sus poros, lo que hace que la velocidad del gas inyectado sea más baja, reduciendo así la presión de trabajo, y disponiendo así de más caudal para una mayor superficie de aireación, lo que se traduce en un mayor número de metros lineales.

Con el TP logramos inyectar al medio de cultivo aire con una burbuja fina que facilita la difusión en el agua, y una burbuja abundante y distribuida que asegura la buena recirculación del medio de cultivo.

Por otro lado, analizando el coste de instalación de estos dispositivos por metro cuadrado de aireación, vemos como al TP le corresponde un menor coste de $59 \text{ €}\cdot\text{m}^{-2}$, como se muestra en la Tabla I.4.

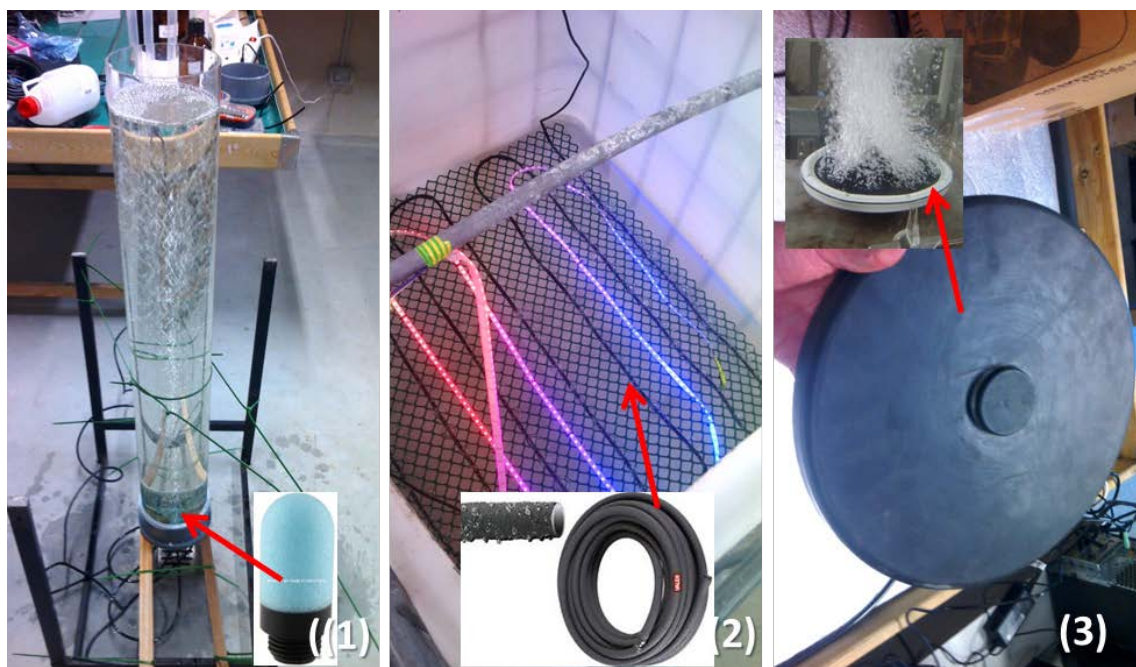


Figura 1.17. Tipos de sistemas de inyección de gases ensayados en el marco del proyecto. **(1)** difusores de neumática en 80 cm de columna de agua. **(2)** Tubo poroso 7 mm en superficie de 1 m² de depósito **(3)** Difusor de ventosa

I.2.2.2. INYECCION DE GASES. BRAZOS POROSOS

Trabajando en el montaje de la red mallada neumática para inyectar los gases, se diseñaron una serie de elementos para distribuir el TP en una distribución homogénea en superficie. Estos elementos se llamaron brazos porosos. Estos tienen una forma de sección circular, y en conjunto abarcan la totalidad de la superficie inferior del depósito. Estos brazos constan de una estructura rígida en cruz de PVC sobre la que

se teje de forma regular 20 m de tubo poroso (**Figura I.18**). Cada extremo del tubo poroso está conectado a una tubería no porosa que conecta al borboteador.

Este diseño de brazos porosos, se permite recoger los mismos y apilarles, facilitando su transporte y su almacenamiento de cara a minimizar las dimensiones de remolque.

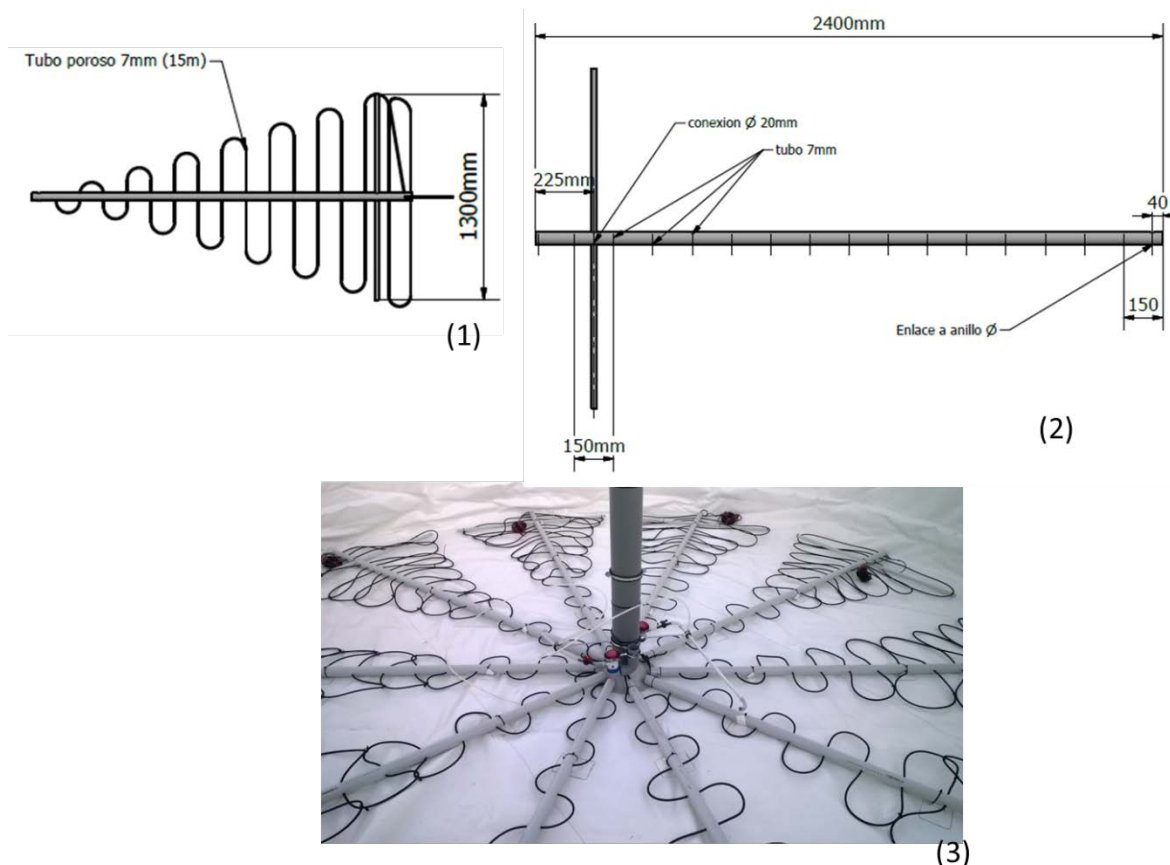


Figura I.18. (1) Vista en planta de la distribución del tubo poroso por la estructura de PVC (2) Vista en planta de las dimensiones del brazo poroso y la distribución de los pasos del tubo poroso a través de la estructura de PVC (3) Vista de la colocación de los brazos porosos en el interior del depósito.

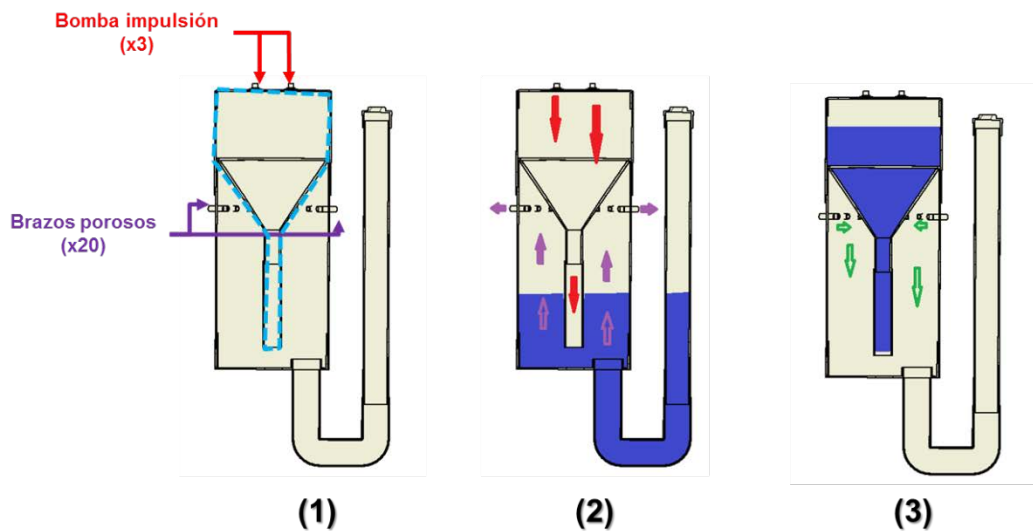
I.2.2.3. BORBOTEADOR

La función del borboteador es múltiple:

- Humectar el gas a inyectar en el medio de cultivo, pues se trata de los gases de combustión de una caldera, con una temperatura entre 50-70°C, lo que provocará una fuerte evaporación del medio de cultivo. De esta forma, se produce una humectación previa del gas antes de su entrada por los brazos porosos, reduciendo así la evaporación.
- Enlazar las entradas y salidas de la red mallada neumática. Como se ha comentado se disponen de tres bombas, cuyas salidas se conectan directamente al borboteador. Por otro lado tenemos las 20 entradas de los 10

brazos porosos. Es por ello que el borboteador actúa como elemento centralizador de todas las entradas y salidas.

- c) Evitar el retorno del medio de cultivo a través de los brazos porosos. Cuando se apagan las bombas se crea por diferencia de presiones, una succión tanto en los brazos porosos como en el agua de humectación contenida en el borboteador **Figura I.19.3**. Primero al colocarse el nivel de las salidas de los brazos porosos del borboteador por encima del nivel del medio de cultivo del depósito, se evita que el medio de cultivo fluya hasta el borboteador. Segundo esta succión hace que el agua de humectación del borboteador ascienda, debido a esta diferencia de presiones, pudiendo llegar hasta las bombas, hecho que pudiera dañarlas, acción que se evita con el diseño del borboteador, el cual se esquematiza en la **Figura I.19**.



- Fluido de humectación
- Cámara de expansión
- Entrada de gas de bomba impulsión
- Salida de gas humectado a cada brazo
- Presión de succión en el momentos posterior a apagado de bomba de impulsión del gas

Figura I.19. (1) Esquema con los elementos que componen el borboteador. (2) esquema del borboteador en funcionamiento (3) Estado del borboteador en el momento seguido al apagado de las bombas de impulsión del gas. (4) Borboteador funcionando en el MPB

I.2.2.4. EQUIPOS DE ASPIRACIÓN-IMPULSION DE GASES

Se eligieron 3 bombas diafragma de impulsión y aspiración de corriente continua a 12 V (7006Z Diaphragm pump Gardner Denver Thomas) que rinden un flujo de 7,5 L/min, 2,5 bar y 28 W cada una. La conexión de las tres salidas de impulsión de las bombas se realizó al borboteador.

I.2.2.5. DISEÑO DEL DEPOSITO FLEXIBLE

En cuanto al depósito que contiene el medio de cultivo para el crecimiento de microalgas, éste debe ser desmontable y permitir entrar dentro independientemente del nivel de llenado que tenga para labores de mantenimiento. Dentro de las alternativas comerciales disponibles se estudiaron tres: depósito tipo ONION (DN), depósito flexible (DF) y depósito tipo VOLUTEX (DX) (**Figura 1.20**).

El DF no permite entrar dentro ya que es cerrado, además los materiales para construirse debieran ser transparentes para entrar la luz, pero el hecho de que sea cerrado no permite limpiar las algas que se adhirieran al interior formando el denominado *biofouling* y derivando en una pérdida total de la productividad del sistema [55]. Por otro lado, el introducir en su interior los dispositivos de aireación, supone un reto que las empresas fabricantes no estaban dispuestas a asumir.

El DN permite entrar dentro del depósito en su conformación desarrollada, la cual se consigue cuando el depósito está lleno. Esto limita también el poder operar el depósito a diferentes volúmenes de carga y el poder introducir dispositivos estando vacío. Por otro lado el diseño de tronco de cono hace reducir la radiación solar incidente en capas profundas.

El DX permite entrar dentro del depósito vacío y operar a diferentes volúmenes de llenado, ya que éste dispone de una estructura de soporte.

Tanto en el DX como en el DN, la altura de estos depósitos es elevada si operamos a su volumen permitido, ya que supera el metro. Esta profundidad hace que la luz incidente sea el gran factor limitante para el crecimiento de las microalgas [56], [57]. Por esta razón principalmente, se eligió finalmente el DX como el más óptimo para desarrollar el MPB.

Al fabricante del DX se le pidieron unos cambios, como fueron el disponer de una cúpula con ventanas transparentes y de una serie de anillas en el fondo interior del depósito para atar los brazos porosos de inyección de gas, ya que estos tienden a flotar al introducir el gas a presión.

La cúpula transparente se consideró necesaria para reducir la evaporación de agua del medio de cultivo y confinar los gases de inyección, lo que supone un mayor tiempo de contacto con el medio de cultivo.

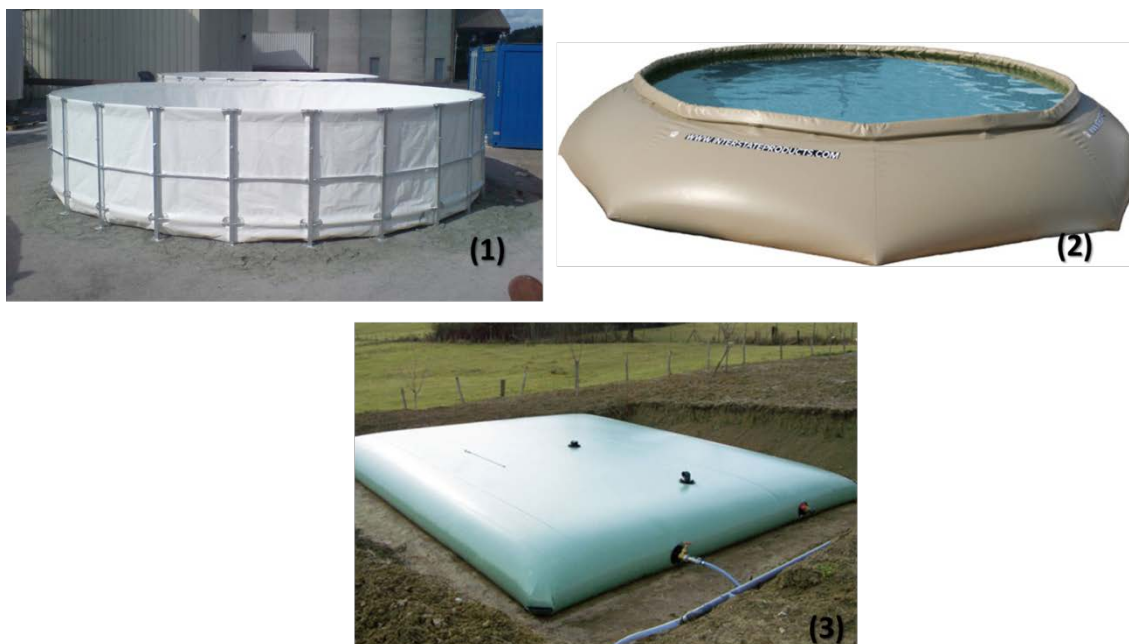


Figura I.20. Distintos tipos de depósitos flexibles contemplados. (1) Tipo VOLUTEX (DX). (2) tipo ONION (DN), (3) tipo cisterna (DF).

I.2.2.6. ILUMINACION ARTIFICIAL

Se estudió la posibilidad de introducir en el interior del depósito y colocado sobre los brazos porosos, iluminación artificial con elementos *Light-Emitting Diode* (LED), con objeto de iluminar las capas inferiores y obtener una mayor productividad al poder incrementar la altura efectiva del medio de cultivo.

Las microalgas para su crecimiento absorben longitudes del espectro 450-470 nm y 645-665 nm , correspondientes a los espectros azul y rojo, respectivamente [58]. El efecto varía según especies: el espectro rojo se ha demostrado que tiene un efecto mayor sobre la productividad en materia seca para *Spirulina platensis* [59] y el azul sobre la pigmentación de *Haematococcus pluvialis* [60], en cambio para *Nannochloropsis sp* se ha demostrado que es con el azul donde mayor tasa de crecimiento [61]. Al factor del espectro hay que unir la intermitencia de la luz: ciclo de oscuridad y de luz, lo que se conoce como *flashing-light effect* [52]. Existen numerosos estudios que describen la aplicación de LED para el crecimiento de microalgas a través de ciclos de iluminación intermitentes [62]–[66].

En la referencia [67] se demuestra, para un caso similar al del presente estudio, cómo cultivando *Chlorella minutissima* con luz roja de 660 nm, éstas metabolizan más nitrógeno y fósforo del digestato además de consumir más CO₂.

A nivel comercial se localizó una tira de LED sumergible programable Red-Green-Blue (RGB) (72W, 12VDC, SMD 5050, 3260 lúmenes) [68]. Se realizó el espectro de la lámpara mediante espectro-radiómetro portátil PS200, como se muestra en la **Figura I.21**. También se midió con un sensor de radiación PAR (SQ-222 Apogee Instruments) la intensidad emitida por la lámpara una distancia de 20 cm.

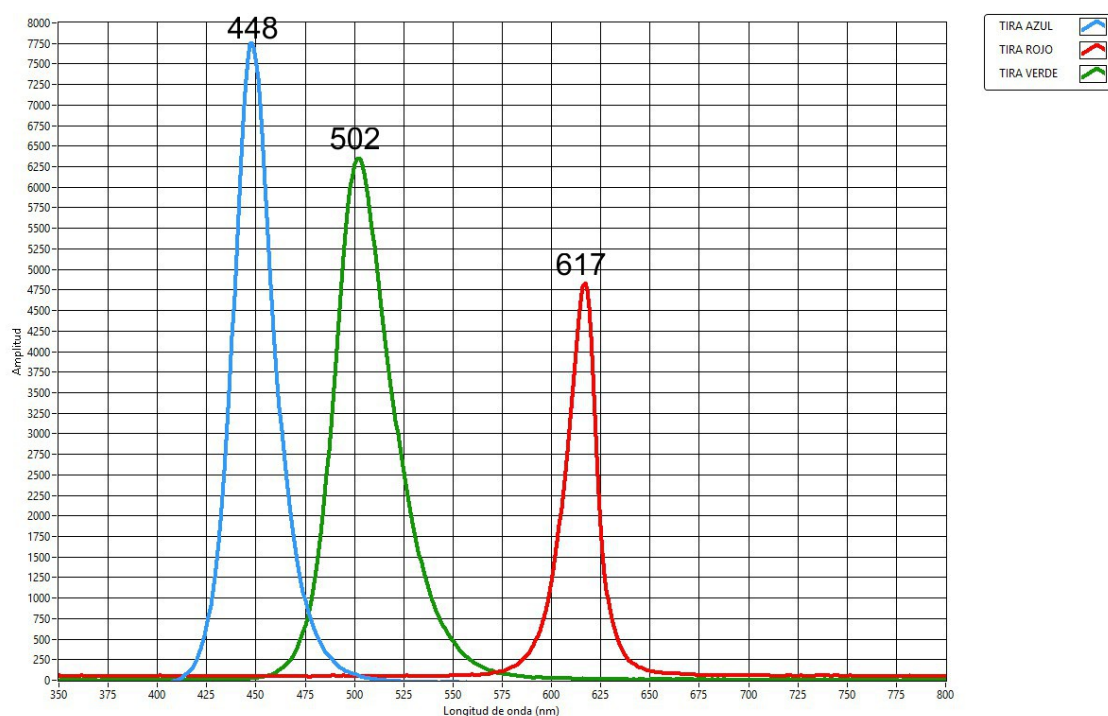


Figura I.21. Representación de espectros RGB de la tira LED sumergible. Gráfico obtenido del software realizado en LabVIEW de National Instruments.

El espectro de las bandas roja y azul es muy estrecho y no se encuentra centrado, además de presentar una intensidad lumínica de $178 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ y $140 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para los LED rojos y azules respectivamente, intensidades que según el trabajo de Wang *et al.* [59] mostraban productividades en biomasa no significativas para *Spirulina platensis*. Junto a esto, hay que considerar que en la prueba realizada en el depósito de 1 m³ se vio cómo las microalgas quedaban adheridas sobre el diodo de la tira LED, atraídas por el calor del diodo, lo que ocasiona una pérdida de la intensidad lumínica de la tira de LED. Por estas razones se prescindió de la iluminación artificial en el fondo del depósito, ya que a nivel técnico no estaba claro su efecto positivo sobre la productividad de las microalgas, y porque el consumo energético de cada tira led de 5 m supondría sumar 72 W de potencia a la instalación fotovoltaica.

I.2.2.7. AUTONOMÍA ENERGÉTICA

El módulo de producción de algas cuenta con un sistema autónomo de alimentación eléctrica mediante un sistema fotovoltaico. Dicho sistema está formado por cuatro componentes principales:

- a) Placas fotovoltaicas: seis unidades de 145 W nominales cada una, con una potencia total de 870 W. Se encuentran instaladas en la parte superior del remolque, a modo de techo, y se elevan con un ángulo adecuado cuando deben entrar en funcionamiento para captar la mayor cantidad de radiación solar (**Figura I.22.1**).
- b) Baterías de plomo ácido: cuatro de baterías de 6 Vdc (corriente continua) cada una, que conectadas en serie proporcionan una tensión nominal de 24 Vdc al sistema de control y monitorización (**Figura I.22.2**). Estas baterías se recargan mediante las placas fotovoltaicas durante el día y proporcionan energía al sistema durante las horas sin luz solar. La capacidad nominal total de las baterías es de 250 Ah, un valor dimensionado en primera instancia para los equipos consumidores del módulo de producción de algas.
- c) Regulador de carga solar: este dispositivo controla la energía que se suministra a las baterías desde las placas fotovoltaicas para alargar la vida útil de dichas baterías. Proporciona diferentes ciclos de carga y mantenimiento para optimizar la capacidad de las baterías (**Figura I.22.3**).
- d) Inversor de corriente: parte del sistema de control y monitorización requiere alimentación alterna a 230 Vac, por lo que a la salida de las baterías se sitúa un inversor de onda sinusoidal pura, que convierte la tensión continua de las baterías en tensión alterna (**Figura I.22.4**).

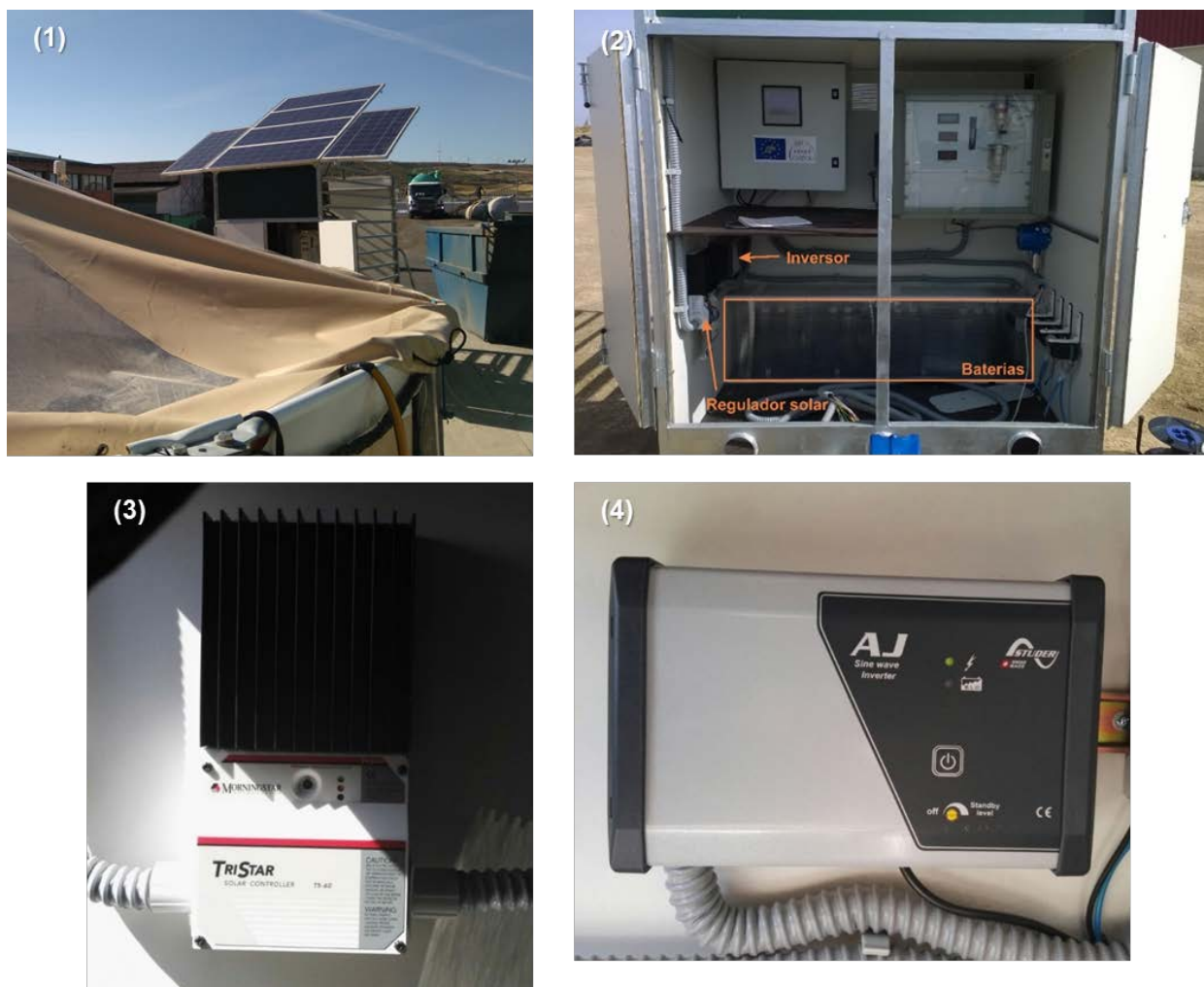


Figura 1.22. (1) Cubierta de remolque con seis placas fotovoltaicas. (2) detalle de interior de remolque con dispositivos de la instalación fotovoltaica: baterías, regulador solar e inversor. (3) detalle de regulador de carga solar, situado entre los paneles fotovoltaicos y las baterías. (4) detalle inversor de corriente, convierte la corriente continua de las baterías, 24 Vdc en corriente alterna, 230 Vac.

I.2.2.8. FLOCULACION DE EFLUENTE RESIDUAL. DIGESTATO

I.2.2.8.1. Digestato empleado

Las características físico-químicas del digestato se recogen en la **Tabla 1.5**, destacando su elevada turbidez ocasionada por el contenido en sólidos totales. Estos sólidos introducidos en el medio de cultivo, incrementan la turbidez del medio, reduciendo la intensidad lumínica en capas profundas [58], lo que hace reducir notablemente la concentración de microalgas.

Tabla I.5. Analítica del digestato, indicando el procedimiento de determinación analítica.

Parámetros	Digestato agroalimentario. Codigestión de gallinaza, purín y silo de raspón
Nitrógeno Kjeldahl [g L ⁻¹]	2,156
Fosforo. Espectrofotometría UV-vis [mg L ⁻¹]	140
Potasio FAAS [g L ⁻¹]	1,177
Sólidos totales. 48 h, 105°C	1,5%
Sólidos volátiles totales. 1 h, 500°C	0,80%
Cenizas. 5h, 500°C	0,79%
Turbidez [NTU]	19.900

I.2.2.8.2. Floculación química con cloruro férrico

Floculación química mediante la adición de cloruro férrico (FeCl₃), es uno de los medios más tradicionalmente utilizados en los procesos de floculación. El hierro es uno de los metales más importantes que interviene en las reacciones enzimáticas de la fotosíntesis [69]. El coste de FeCl₃ ronda los 60 €·Kg⁻¹. Se realizaron pruebas de floculación con una solución de 20 g L⁻¹ de FeCl₃ sobre un digestato agroindustrial con un contenido de 1,50% p/v de sólidos totales. Para ello se realizó el ensayo de floculación-coagulación tomándose como referencia la Norma ASTM D2035-08 [70] para diferentes alícuotas de FeCl₃ vertidas sobre 250 mL de digestato. En la **Figura I.23** se muestra los valores de turbidez medidos con Turbidímetro portátil HI 93703 Hanna Instruments, así como el coste de adición por cada alícuota. Se observa que adicionado el mismo volumen de alícuota que la muestra de digestato se obtiene una turbidez mínima de 48 NTU a un coste de FeCl₃ de 1,2 €·L⁻¹ tratado.

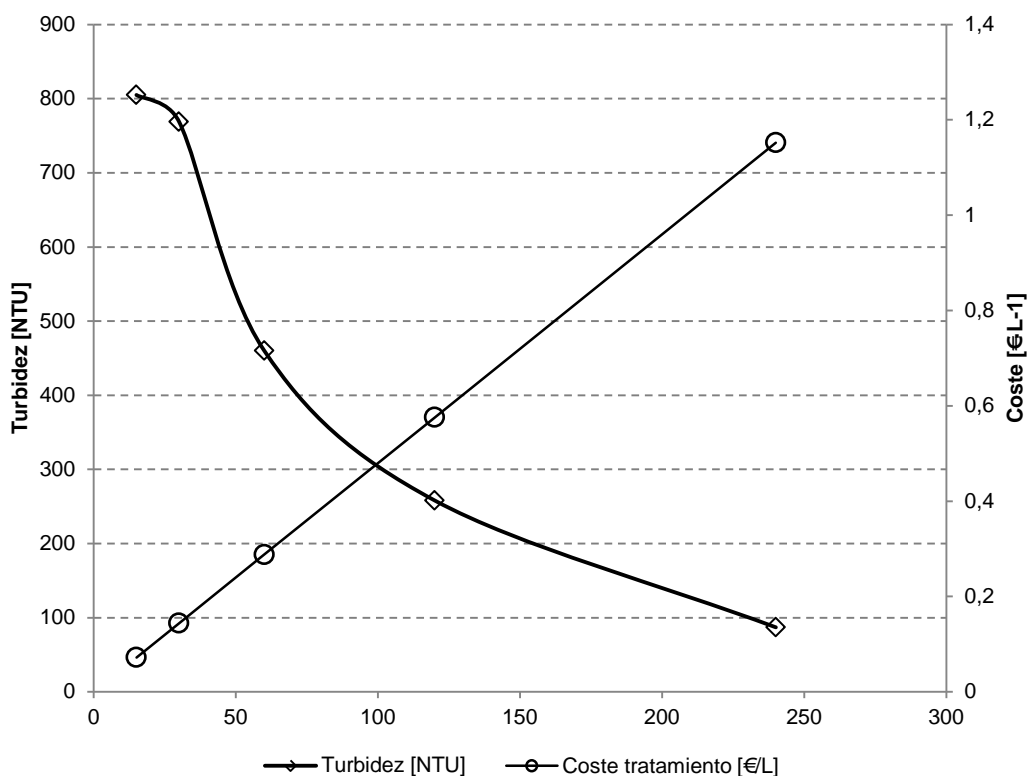


Figura I.23. Resultados de ensayo de floculación de digestato agroindustrial de turbidez 786 NTU. Se ha establecido un coste de 60 €/Kg-1 de FeCl₃.

El trabajar con este proceso de floculación supondría incluir materiales que resistiesen el pH de 2,3 que tiene la solución de FeCl₃, además de sistemas de seguridad del personal operario y seguridad ambiental ante posibles derrames accidentales de esta solución. Es decir, sería necesario disponer de un depósito donde se almacenase la solución concentrada de FeCl₃, de un sistema donde se mezclase este concentrado con el digestato en cuestión, atendiendo a los tiempos de agitación y reposo necesarios, para posteriormente, retirar la fase líquida e introducirla al medio de cultivo. Este proceso supone además tener que estar reponiendo la solución concentrada, siendo esto una labor delicada por ser un líquido muy ácido.

I.2.2.8.3. Electrofloculación

La electrofloculación se caracteriza por someter al efluente a tratar al campo eléctrico generado por dos electrodos de diferente carga: ánodo carga negativa y cátodo carga positiva. Esta tecnología tiene la ventaja de ser un sistema compacto, fácil de automatizar y de bajo coste de operación como indica Chen [71]. La presencia de iones en el medio de cultivo es positivo en el rendimiento de la electrofloculación, como demuestra Baieler *et al.* [72] para el caso del hierro (Fe) y el aluminio (Al).

En esta tecnología, es la utilización de electrodos de cobre (Cu) y aluminio (Al) la que más eficiencia presentan en la floculación [71]. Desde nuestro punto de vista de utilización de la biomasa de algas para su adición al suelo, hay que recordar que el Cu está clasificado como metal pesado y sus niveles de concentración se encuentran regulados para los fertilizantes por el RD 824/2005 [73] y para su contenido en suelos agrícolas por el RD 1310/1990 [74]. Por otro lado, varios trabajos recogen el efecto inhibitor del Al sobre el crecimiento de las microalgas [72], [75], [76]. Tanto para el caso del Cu como para el Cinc (Zn) [77], se demuestra que sí son absorbidos por diferentes especies de microalgas como *Chlorella fusca* o *Scenedesmus subspicatus*. Por estas razones, se eligió usar en el desarrollo del prototipo unos electrodos de Fe, ya que éste no tienen ningún efecto inhibitor sobre el crecimiento de las microalgas, ni tampoco sobre los cultivos a los que posteriormente se van aplicar las algas como biomejorador.

La presencia de cloruros en el efluente, puede generar moléculas de cloro (Cl_2) en el proceso de electrofloculación, lo que puede acarrear fenómenos de corrosión en los equipos del módulo [71], teniendo este cloro un efecto desinfectante en el efluente residual [78], [79], además de participar en la oxidación de los compuestos orgánicos [80].

En los estudios revisados [72], [81]–[84] tanto para el tratamiento de aguas residuales como para la recolección de microalgas, se ha visto como el factor de tiempo de reposo que transcurre después de la electrofloculación no es un factor de diseño. En este ensayo si se analizó este tiempo, viendo la evolución de la separación de las fases del digestato en función del tiempo de reposo. Analizando de que este factor sea sustitutivo de intensidades de carga y tiempos de electrofloculación mayores, en pro de reducir costes energéticos.

Se realizaron unas pruebas para testar la tecnología de electrofloculación en el digestato agroindustrial descrito en la **Tabla I.5**. Para ello se utilizaron tres ánodos y tres cátodos de Zn intercalados entre sí a una distancia de 1 cm, conteniendo cada electrodo una superficie unitaria sumergida de $0,038\text{ m}^2$, obteniendo una intensidad de carga media de $212\text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$. Los electrodos fueron sumergidos en un vaso de precipitados de 250 mL provisto de un agitador magnético, con 200 mL de digestato. Se empleó una batería de 12 V (Valta A17) donde a través de dos polímetros se midió la intensidad de corriente eléctrica en función del tiempo.

La experiencia consistió en ver la energía necesaria para flocular el digestato, es decir que se separase el digestato en dos fases diferenciadas: una líquida y otra sólida.

Para ello se establecieron 6 tratamientos que estaban definidos por tiempos crecientes de electrofloculación, es decir tiempo de paso de corriente eléctrica por el digestato. Los tiempos del tratamiento fueron: 0, 1, 2, 4, 8 y 16 minutos, tras los cuales se fue midiendo la distancia de separación entre ambas fases cada 30 minutos. Durante el tiempo de electrofloculación se fue midiendo la variación de la intensidad en los electrodos como se muestra en la (**Figura I.24**), mostrándose una pérdida en la intensidad de los electrodos provocada por la precipitación de sales en la superficie de los mismos, tal y como explican Koren y Syversen (1995) [85]. Esto supuso que la intensidad de carga media fuese menor en el tratamiento de más tiempo como se muestra en la **Tabla I.6**, ya que la densidad de corriente inicial para todos los tratamientos fue de $212 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$.

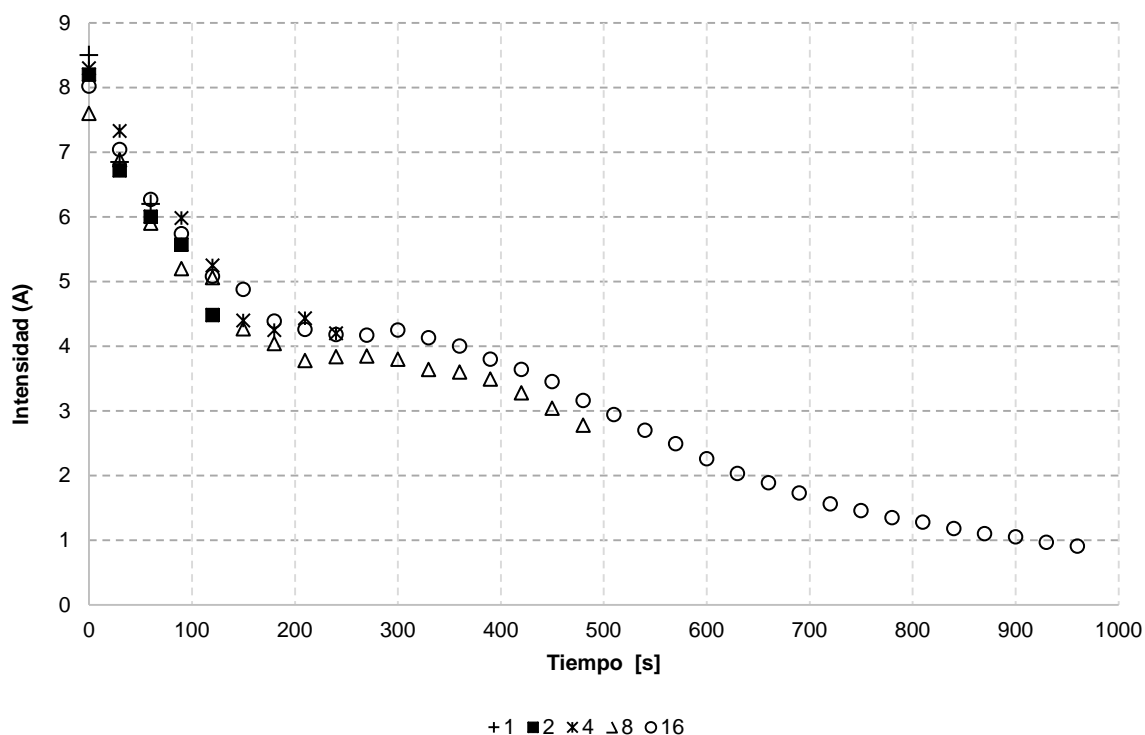


Figura I.24. Variación de la intensidad eléctrica en los electrodos durante los tratamientos

Como se muestra en la **Tabla I.7**, el tratamiento control: de 0 minutos de electrofloculación, muestra similares distancias de separación a lo largo de todo el tiempo de reposo monitorizado. Como se muestra en la **Figura I.25** la diferencia principal es que durante los tratamientos de 1, 2, 4 y 8 minutos se observó cómo existía una fase líquida y dos sólidas: una floculada y otra precipitada. En cambio en el tratamiento de 16 minutos se observa cómo solo hay una fase sólida: la fase precipitada. Esto puede deberse a lo que reportan Koren [85] sobre el efecto del hidrógeno que se produce en la electrolisis del agua, cuyas las burbujas se producen en el cátodo y que provocan la

flotación de los flóculos en la superficie de la suspensión. En el caso de un tratamiento de 16 min, la no presencia de flóculos se puede explicar porque un mayor tiempo de electro-floculación deriva en un incremento de la temperatura que a su vez ocasiona, como reportaba Khosla *et al.* [86], un mayor tamaño de las burbujas de hidrógeno y oxígeno y la pérdida de gases, lo que hace que los flóculos se rompan y precipiten.

Tabla I.6. Densidades de carga promedio en los tratamientos

Tratamiento	Densidad de carga media [A·m ⁻²]
1	190
2	164
4	147
8	115
16	86

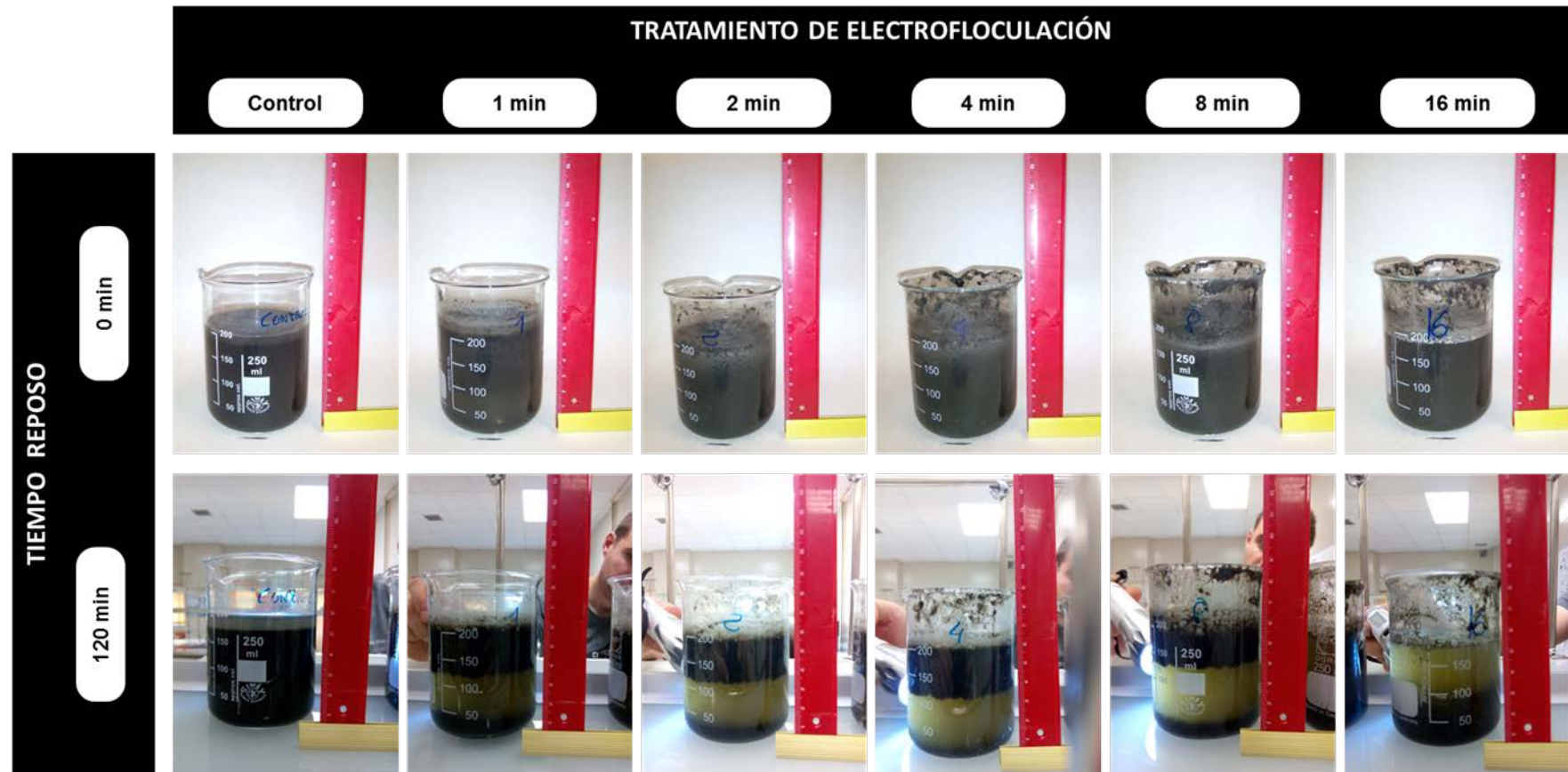


Figura I.25. Imágenes de separación entre fases para los diferentes tratamientos durante el minuto 0 de la fase de reposo a al minuto 120.

Se midió la turbidez, el pH y la conductividad eléctrica de la fase líquida transcurridas dos horas del proceso de electrofloculación (**Tabla I.8**), viéndose que el efecto de la duración del tratamiento no tiene una relación significativa sobre la turbidez (ANOVA $p = 0,1125$), ni en la conductividad eléctrica (ANOVA $p = 0,0833$) ni tampoco en el pH (ANOVA $p = 0,0792$). Estos datos fueron analizado con el Test Student-t para $p < 0,05$.

Tabla I.7. Separación entre fases después del electro-floculación

Tiempo de reposo [min]	Distancia de rotura fase líquida –fase sólidas tras el tratamiento de electro-floculación [mm]					
	Control	1	2	4	8	16
0	0	0	0	0	0	0
30	10	15	15	15	15	15
60	10	25	25	20	20	20
90	10	30	25	25	25	25
120	10	30	30	30	30	30

Tabla I.8. Resultados de medida de pH, conductividad eléctrica, y turbidez de la fase líquida separada pasadas dos horas. En el caso del control el pH y CE es del conjunto de la muestra del digestato.

Tratamiento	Turbidez [NTU]	pH	Conductividad eléctrica [$dS m^{-1}$]
Control	-	7,23	9,61
1	8,56	7,8	9,13
2	7,35	7,72	9,08
4	7,01	8,21	9,26
8	6,82	8,02	9,13
16	6,9	8,15	9,27

Con esto demuestra que con el tratamiento de 1 minuto y un tiempo de reposo de 90 min obtenemos la separación de ambas fases, repercutiendo así en el consumo energético del proceso, como se muestra en la **Tabla I.9**.

Tabla I.9. Relación de consumo energético por tratamiento y coste por volumen de digestato (precio electricidad 0,092 € kWh⁻¹ [87])

Tratamiento	Energía [kWh·L ⁻¹]	Coste por efluente [€L ⁻¹]
0	-	-
1	6,89	0,63
2	32,78	3,02
4	60,25	5,54
8	95,68	8,80
16	143,05	13,16

Las densidad de carga fue superior a lo recomendado por Chen *et al.* [71], que sugieren trabajar a densidades de corriente 20-25 A·m⁻² para asegurar que los electrodos no pierdan efectividad a causa de la precipitaciones, hecho que se vio por el incremento del tiempo del tratamiento.

Para una densidad de carga tan elevada se han obtenido consumos energéticos para el tratamiento 1 de 6.890 kWh·m⁻³ muy por encima de los que recogen otras referencias bibliográficas, que para electrodos de hierro rondan los 0,7 kWh·m⁻³ [88] o de aluminio para efluentes agroindustriales 4,8 kWh·m⁻³ [89].

Bayramoglu *et al.* analizan en su trabajo [90] cómo para densidades de corriente elevadas, el coste de operación se incrementa, independiente del tiempo de retención del efluente. En este mismo trabajo se establece como tiempo de retención óptimo 10 minutos para una densidad de corriente de 100 A·m⁻² sobre un efluente de industria textil con un valor de conductividad eléctrica menor al efluente agroindustrial evaluado (3,99 dS·m⁻¹) y un pH más bajo (6,95). Estos valores marcados como óptimos pueden variar en nuestro efluente, descendiendo el tiempo de retención, ya que como explican diversos trabajos [86], [91], [92], el aumento de la conductividad eléctrica mejora la eficiencia del tratamiento, reduciendo costes.

Tomando los valores de la **Figura I.23**, para alcanzar con FeCl₃ una turbidez similar a la alcanzada con el tratamiento 1 de electrofloculación se necesitarían entorno a 0,006 Kg por litro de digestato, que supone un coste de 1,44 €·L⁻¹, frente a los 0,63 €·L⁻¹ obtenidos con el tratamiento mencionado de electrofloculación (**Tabla I.9**), lo que hace que la electrofloculación más rentable.

I.2.2.8.4. Diseño del módulo de electrofloculación

Este módulo se ha diseñado y construido en PVC. Consta de dos componentes conectados en serie, y cada componente dispone de un primer tramo donde se

localizan los electrodos de hierro de 0,5 mm de espesor y 500 y 110 mm de longitud y anchura, respectivamente, separados 45 mm. (**Figura I.26.1**). Estos electrodos fueron fijados en el interior de un tubo de PVC de 125 mm de diámetro. Seguido a este tramo se localiza en la parte inferior un tramo de reposo: segundo tramo, que tiene como objetivo que los sólidos que precipiten se retengan en la parte inferior. Este tramo dispone de una llave que permite el vaciado de los sólidos de forma manual y periódica. Siguiendo el sentido de circulación del flujo se ubica otro tramo, tercer tramo, dispuesto en 45° frente al primero; a modo de filtro de lamelas. Este tramo tiene el objetivo de filtrar los sólidos floculados y que aún se encuentran en suspensión, consiguiendo una mejor clarificación del efluente. Este tramo también de 125 mm de diámetro dispone en su interior de un filtro desmontable constituido por celdas de celulosa hidrófoba (**Figura I.26.2**) que tiene como objetivo reducir el régimen turbulento del efluente tratado, provocando su sedimentación en las celdas de celulosa. El efluente discurre en sentido ascendente por el filtro, obteniendo el efluente clarificado en la parte superior y que se introduce en un segundo electrofloculador conectado en serie, de igual morfología y diseño. El efluente tras pasar por estos dos componentes, es inyectado en el centro del depósito del medio de cultivo, donde se dispone de dos bombas centrífugas de 58 W que homogenizarán su mezcla con el medio de cultivo (**Figura I.26.3**).

Es módulo de electrofloculación es alimentado por una bomba peristáltica de 5 L·min⁻¹, de 12 V DC (**Figura I.26.5**). La presión de funcionamiento de la bomba es suficiente para aspirar el efluente del depósito, pasarlo por el módulo de floculación y cargarlo en el depósito de medio de cultivo que se localiza a una distancia de 8 m. En este caso la energía de alimentación de los electrodos provino de una fuente de corriente continua variable: FERVE PRIMA F-930 (**Figura I.26.4**). Todo el proceso fue controlado a través de la programación horaria de la Unidad de Control y Registro (UCR). La intensidad de carga conseguida en cada componente fue de 182 A·m⁻², frente a los 212 A·m⁻² del ensayo en laboratorio con electrodos de Zn. El caudal de paso del efluente fue regulado a través de la estrangulación de las distintas llaves que están dispuestas entre tramos de componentes, obteniéndose un caudal medio de 0,05 L·min⁻¹. En el primer tramo del primer componente se vio, cómo las espumas de la electrofloculación hacían descender la intensidad de carga, ya que reducían la superficie efectiva de los electrodos.



Figura I.26. (1) Componente en fase de montaje, con filtro al lado. (2) Filtros desmontables de celulosa hidrófoba. (3) Bomba 26 W de recirculación de digestato en el interior de depósito. (4) Modulo de floculación ubicado en la industria vinícola, cajón donde se ubica la fuente de alimentación continua FERVE PRIMA F-930. (5) Modulo de floculación ubicado en industria quesera, bomba peristáltica.

I.2.2.9. SISTEMA DE CONTROL Y MONITORIZACIÓN

I.2.2.9.1. Unidad de control y registro

La unidad de control y registro (UCR) está constituida por un controlador multicanal MiltiCon CMC-141 [93], que nos permite realizar las funciones de control y monitorización de todo el proceso del MPB, además de acceder a los registros de forma remota a través de un módulo WiFi.

I.2.2.9.2. Unidad de monitorización de gases

Esta unidad es un cuadro de medición de la concentración de diferentes gases y que contiene sensores de oxígeno (O_2), dióxido de carbono (CO_2) y amoníaco (NH_3), además de un sensor externo añadido para la medición de metano (CH_4). Los cuatro sensores se encuentran conectados mediante un sistema neumático y una bomba de

aspiración que los alimenta con el gas contenido en la cúpula del depósito. Este gas de muestra antes de ser introducido a las sondas es deshumidificado mediante su paso por un filtro coalescente y un sistema de refrigeración Peltier. Las especificaciones de las sondas se muestran en la **Tabla I.10**. La secuencia de operación para el muestreo de gases es de 28 minutos de medida de O₂-CO₂-NH₃ y 2 minutos de limpieza de circuito. El circuito de medida es maniobrado a través de unas electroválvulas neumáticas controladas por la UCR. Este cuadro se encuentra en el interior del remolque, en un cajón habilitado en su parte delantera, tal y como se aprecia en **Figura I.27**

Tabla I.10. Especificaciones de las sondas de gases.

Compuesto	Nombre comercial sonda	Rango de medida	Resolución	Repetitividad/Respuesta típica
O ₂	Sensotran SEN2-O2	0-25%	0,1%	+/-2% / < 15 s
CO ₂	Sensotran IR	0-20%	0,1%	+/-20ppm / <60 s
NH ₃	Sensotran SEN2-NH3-1000	0-1000 ppm	10 ppm	+/-10% / < 120 s
CH ₄	Sensotran SEN2-LEL%VOL	0-100%	1%	+/-2% / < 8 s



Figura I.27. Cuadro de medida de gases (derecha) junto al cuadro eléctrico principal (izquierda).

I.2.2.9.3. Unidad de monitorización de climática

Anejo al módulo de producción de biomejorador se disponen de diferentes sondas que registran la evolución de las variables climáticas. Existen dos grupos: variables atmosféricas y variables de proceso. Las variables climáticas son las que representan

el estado de la atmosfera (**Figura I.28.1.**): radiación PAR exterior, temperatura y humedad relativa ambiente, y las variables de proceso son las que resultan de la monitorización del funcionamiento del módulo y/o las que afectan a su funcionamiento: como la radiación PAR incidente en el medio de cultivo (debajo de la cúpula transparente) (**Figura I.28.2.**), temperatura del líquido, pH y conductividad eléctrica del medio de cultivo, así como los gases CO₂, O₂, NH₃, CH₄, que quedan retenidos en el espacio de cabeza comprendido entre el medio de cultivo y la cúpula y que son medidos en la unidad de monitorización de gases; visto en el apartado I.2.2.9.2. La especificaciones de las sonda se muestran en la **Tabla I.11.**

Tabla I.11. Especificaciones de sondas: radiación PAR, pH, y conductividad eléctrica.

Variable	Nombre comercial sonda	Rango de medida	Comentario
Radiación PAR	Apogee Quantum Sensor SQ-222	0-2000 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	Rango espectral de 410 a 655 nm
pH	Electrodo HANNA INSTRUMENTS HI1002/5	0-11	Adicionalmente medidor/regulador de pH HANNA INSTRUMENTS BL 931700
Conductividad eléctrica	HANNA INSTRUMENTS HI7638/10	0-19,99 dS m^{-1}	Adicionalmente medidor/regulador CE HANNA INSTRUMENTS HI8936BN



Figura I.28. (1). Sonda de radiación PAR exterior. **(2)** Sonda de radiación PAR interior, bajo cúpula transparente.

I.2.2.10. MOVILIDAD

Se utilizó el software de diseño en 3D Autodesk Inventor Professional para el dimensionamiento del remolque en función de las dimensiones mismas de los dispositivos que en el iban a transportarse. Se diseñó el remolque junto con el depósito tanto de forma desplegada como almacenada en el remolque (**Figura I.29**).

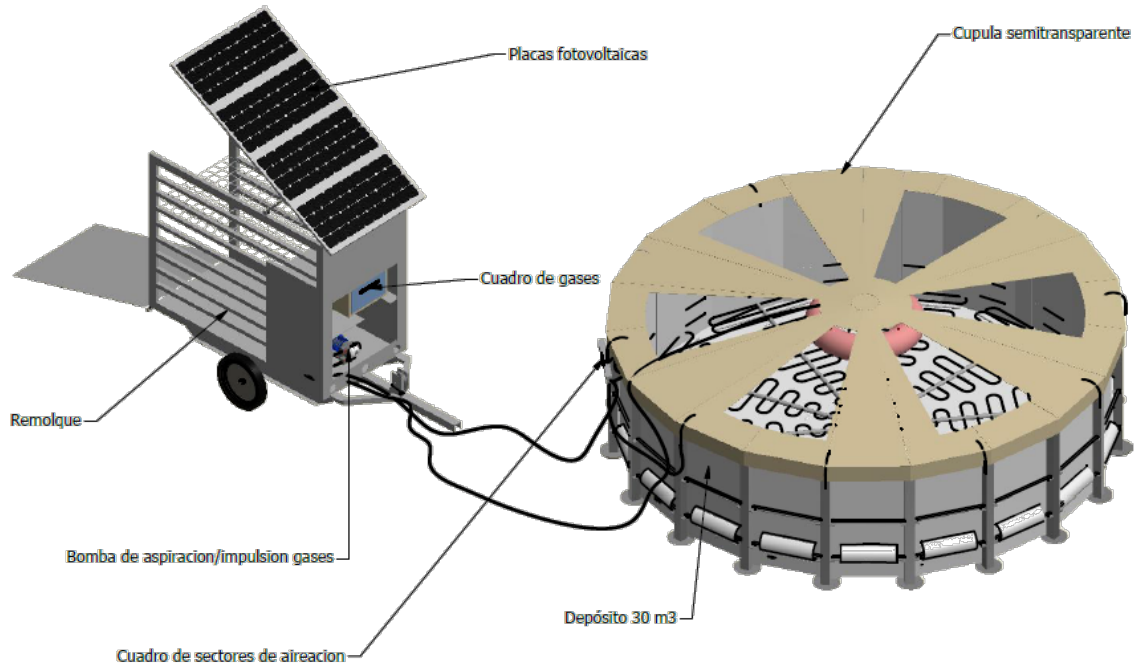


Figura I.29. Infografía desarrollada en el diseño del módulo de producción de biomejorador con Autodesk Inventor

La construcción del remolque se realizó en acero inoxidable minimizando el peso de tara, para lo que se sustituyeron los paramentos verticales por enrejados, como se puede apreciar en los planos de diseño (**Figura I.30**). El peso de tara fue de 440 Kg, quedando disponibles 310 Kg para los dispositivos almacenados y transportados, para que el remolque no superase los 750 Kg y no tuviera que ser matriculado y provisto de un seguro de circulación, lo que supondría un coste anual en el MPB. El peso total del remolque albergando todos los dispositivos del MPB fue de 680 Kg.

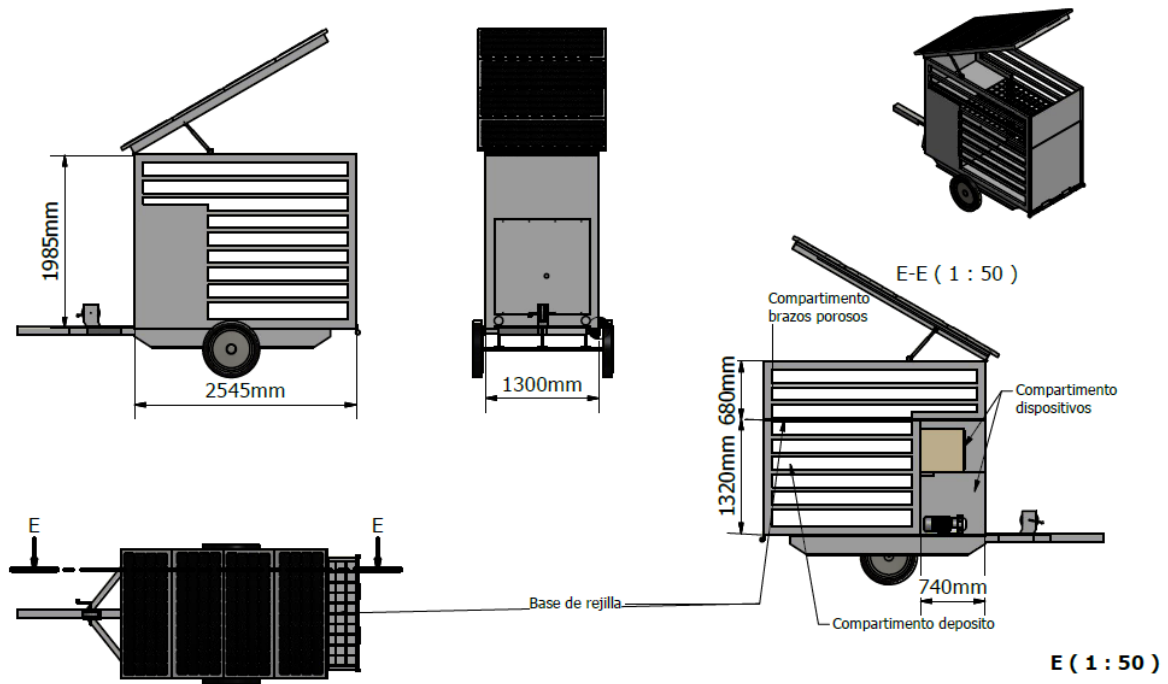


Figura I.30. Planos de diseño sobre los que se construyó el remolque

El transporte del remolque con todos los dispositivos del MPB supone para un vehículo diésel de 110 CV un consumo de 13 L a los 100 Km, un 140% más que si no arrastrara la carga del remolque. La aerodinámica del remolque no fue tomada en cuenta en el diseño del remolque. A posteriori se observó que se puede mejorar modificando el panel frontal recto por otro a forma de cuchilla que proyecte el viento por encima del remolque.

Como se muestra en la **Figura I.31** los elementos que componen en el depósito van en la parte inferior trasera, los brazos porosos van apilados en la parte superior, dejando así en la parte delantera espacio para disponer de un cajón cerrado donde se localizan las bombas de aspiración/impulsión del aire, así como el cuadro de medida de gases y los elementos del sistema de control y monitorización.



Figura I.31. Remolque de MPB cargado indicando localizaciones de para el transporte de los dispositivos principales que lo componen.

El montaje del MPB supuso el trabajo de dos personas durante 5 horas, en la **Figura I.32** se muestra una secuencia del montaje.



Figura I.32. Secuencia de montaje del MPB. **(1)** Vista del acople del vehículo tractor al remolque. **(2)** Tendido de lona de sobre suelo. **(3)** Despliegue de la membrana del depósito. **(4)** Montaje de estructura metálica estructural del depósito. **(5)** Montaje del depósito. **(6)** Montaje de los brazos porosos. **(7)** Montaje del mástil para el izado de la cúpula. **(8)** Finalización del montaje con el MPB listo para ser inoculado.

I.3. RESULTADOS

I.3.1. PERIODO DE MONITORIZACION

En el presente trabajo se han recogido los valores de las variables atmosféricas, de proceso y del medio de cultivo referentes a 3 ciclos productivos de diferente duración que se obtuvieron en la DO Vinos de Uclés (Cuenca). El prototipo se trasladó el 31/08/2015 y estuvo funcionando hasta el 05/04/2016. Durante ese tiempo se

produjeron 6 ciclos productivos, pero sólo se han seleccionado cuatro debido a la homogeneidad de operación de los mismos.

Semanalmente se tomó una muestra homogénea del medio de cultivo recogiendo 1 L de líquido en 5 puntos diferentes del MPB. Posteriormente fue analizado en laboratorio el contenido en materia seca por gravimetría, los valores de pH y conductividad eléctrica. También tres veces por semana se midió sobre una muestra homogénea el contenido de nitrato (NO_3^-), magnesio (Mg^{+2}), amonio (NH_4^+), calcio (Ca^{+2}) potasio (K^+) y sodio (Na^+) con la sonda combinada de iones selectivos (Multi ION NT-Sensor), además de la turbidez (HI 98703 - Hanna Instruments).

Durante estos ciclos se alimentó el medio de cultivo con un digestato agroganadero generado con purín de cerdo, gallinaza, las aguas de limpieza de la bodega y el material del silo de raspón.

Para el análisis estadístico, a partir de la radiación PAR interior se ha definido el fotoperiodo para introducir esta variable indirecta en el análisis de operación del MPB. Como indican varias referencias, por debajo de $150 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ la energía radiante no es suficiente para completar la actividad fotosintética de las algas y se considera fase nocturna [63], [94]. También la concentración de microalgas se transformó a biomasa acumulada, es decir el total de biomasa algas contenida en todo el volumen del medio de cultivo, siendo esta variable la que se utilizó para los análisis estadísticos.

En cuanto a las medidas de gases en el metano (CH_4), no se ha visto ninguna variación, presentándose en los siguientes apartados la evolución del resto de gases: NH_3 , CO_2 y O_2 .

I.3.1.1. PRESION DE GASES

Se observó que entre ciclo y ciclo productivo, si pasaban varios días, se producían incrustaciones de inertes en los brazos porosos secos y sin presión. Esto provocaba que la distribución de burbujas en el medio dejase de ser homogénea (**Figura I.33.2**), incluso la aparición de algas filamentosas adheridas sobre los tubos porosos, tal y como se aprecia en la **Figura I.33.1**. La presión media se vio disminuida en un 68% a causa de estas incrustaciones. Para solucionar estos problemas se conectó un compresor de aire a la entrada dispuesta en el borboteador, inyectando en el circuito de los brazos porosos aire a presión de 0,30 bar (**Figura I.33.3**). Esto fue suficiente para restaurar con las bombas del MPB una agitación y un burbujeo homogéneo como se muestra en la **Figura I.33.4**.

En el registro de presión se ha observado cómo la presión se incrementaba en función del volumen de medio de cultivo y por lo tanto de la altura de la columna de agua, variando entre 0,08 bar para un volumen de unos 5 m³, a 0,18 bar para un volumen de 25 m³.

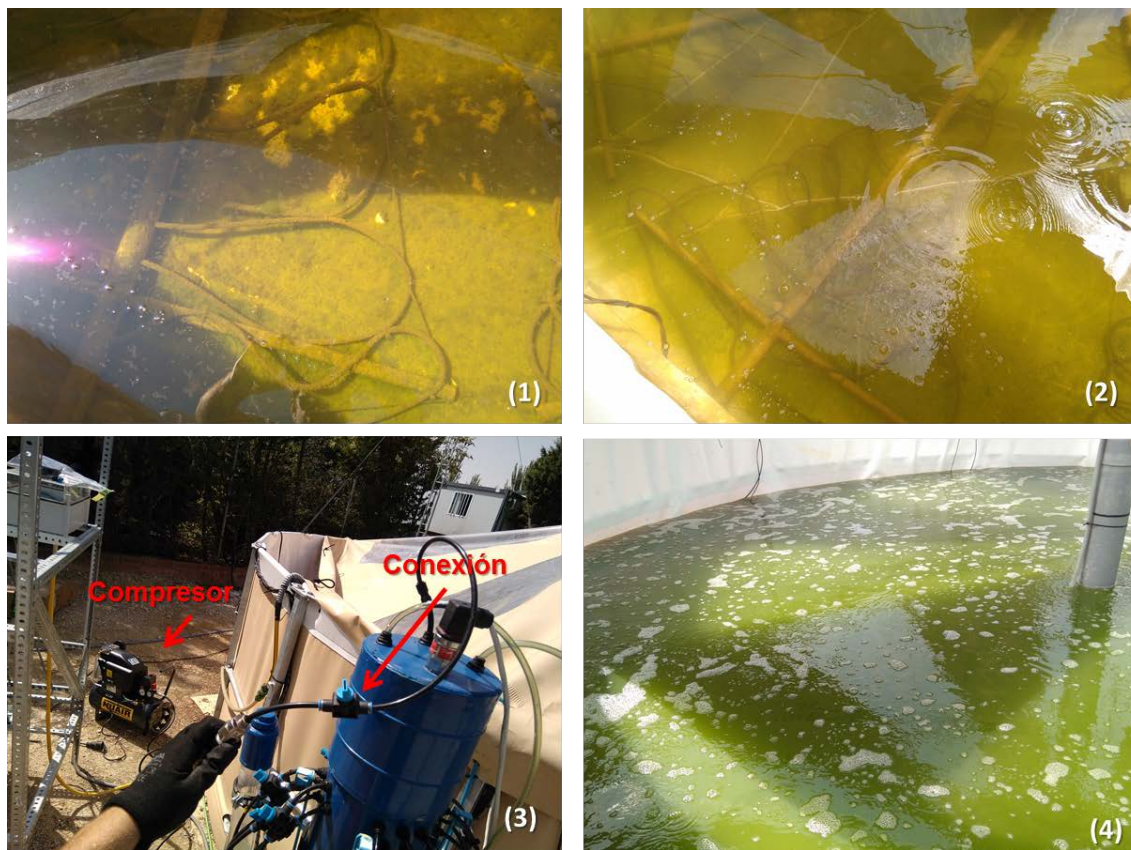


Figura I.33. (1) Estado de brazos porosos entre ciclo y ciclo consecuencia de haberse secado y posterior proliferación de algas filamentosas adheridas al tubo poroso. (2) Agitación del medio de cultivo cuando los brazos porosos se encuentran obturados con algas filamentosas adheridas. (3) Conexión del compresor al cabezal superior del borboteador introduciendo aire a 0,30 bar para limpiar incrustaciones en los brazos porosos. (4) Estado de la aireación del medio de cultivo restaurado y con las bombas de aireación del MPB a una presión media de 0,013 bares y un volumen en el MPB próximo a 15 m³.

I.3.1.2. PRODUCTIVIDAD DE BIOMASA

En los ciclos monitorizados se mostraron unas productividades medias diarias significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0306$) como se muestra en la **Figura I.34**. La concentración de biomasa en el medio de cultivo fue incrementándose como se aprecia en **Figura I.35.1.**, pero en la **Figura I.35.2.**, se muestra cómo la productividad descende, relacionándose con un aumento de la turbidez del medio provocado por el incremento en la biomasa de algas, la propia turbidez del digestato y la pérdida de intensidad lumínica efectiva en capas profundas [58]. Las productividades obtenidas en los 4 ciclos realizados son bajas respecto a las obtenidas por otros autores:

Franchino *et al.* [36] con digestato de purín de cerdo diluido, obtuvieron para *Chlorella sp.*, productividades medias de $0,443 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$, siendo las menores registradas de $0,077 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$, es decir muy superior a la media máxima que se obtuvo en el ciclo 3 en el presente ensayo. En el uso de digestato agroganadero diluido para el crecimiento de *Chlorella vulgaris* se obtuvieron productividades medias de $0,23 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$, como también reporta Franchino *et al.* [95], muy superiores a las obtenidas. También usando digestato como fuente de nutrientes, Prajapati *et al.* [96] para *Chlorella sp.* documenta productividades mayores de $0,070 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$, similares todas ellas a las productividades obtenidas por otros autores que utilizaron efluentes urbanos [97]. Para justificar la baja productividad obtenida no se puede recurrir al factor de la transparencia del medio y la falta de iluminación de sus capas más profundas, ya que no muestra relación aparente entre la baja productividad y los volúmenes de medio de cultivo, así en los ciclos 2 y 4, que representan unos volúmenes de medio de cultivo finales extremos entre sí, tienen productividades medias significativamente similares.

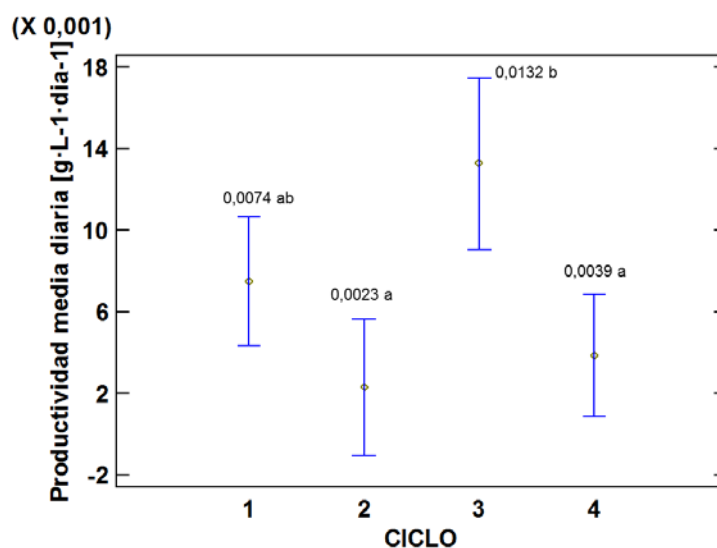


Figura I.34. Comparación de productividades medias diarias. Medias Fisher LSD. Volumen de medio de cultivo alcanzado: Ciclo1: 15.000L, Ciclo 2: 30.000L, Ciclo 3: 20.000L, Ciclo 4: 5.000L

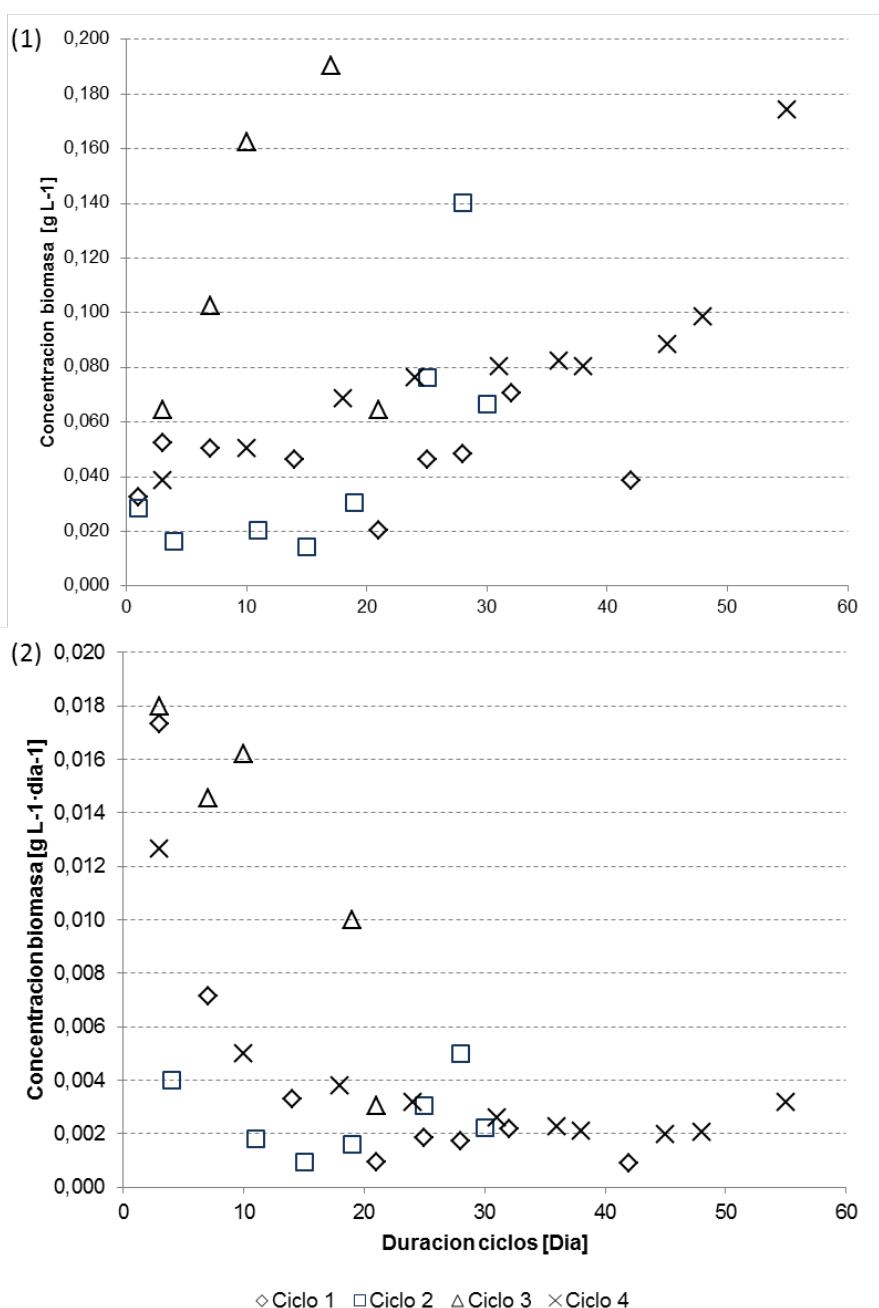


Figura 1.35. Ciclo 1 de 42 días. Ciclo 2 de 30 días. Ciclo 3 de 21 días. Ciclo 4 de 55 días. **(1)** Evolución de concentración de biomasa de algas en medio de cultivo durante los 4 ciclos de monitorización. **(2)** Evolución de la productividad diaria.

I.3.1.3. EVOLUCION DE GASES

I.3.1.3.1. Amoniaco

La concentración de amonio emitido en cada ciclo fue significativamente diferente entre los cuatro ciclos realizados (ANOVA $p=0,0000$), siendo para el ciclo 1 el mayor valor medio de emisión NH_4^+ , tal como se muestra en la **Figura 1.36** Este hecho no se corresponde con la carga de digestato introducida en el MPB, ya que durante el ciclo 1

se introdujeron menores cargas de digestato. Como se muestra en la **Tabla I.12** las cantidades de digestato utilizadas en cada ciclo fueron diferentes, así como la duración de los mismos y la aireación diaria empleada.

Calculando la tasa de emisión de NH₃ por aire inyectado (E_{NH_3}) [g NH₃ L⁻¹] con la **Ecuación I.1**, donde C0 es la concentración de NH₄⁺ del digestato [mg·L⁻¹] y Cn es la concentración final de NH₄⁺ del medio de cultivo [mg·L⁻¹], VM el volumen del medio de cultivo al final del ciclo [L], y VD el volumen de digestato utilizado en cada ciclo [L], y por ultimo VIG es el volumen medio diario de gases inyectados durante todo el ciclo [L·día]. Se muestra (**Figura I.36.1**) como para el ciclo 1 se produjo la mayor tasa de emisión de NH₃ por aire inyectado, lo que puede explicar por qué para el primer ciclo se registró la mayor concentración medio de emisión de NH₃.

A nivel de proceso, hay que indicar que en el primer ciclo de cultivo se utilizó un digestato resultado del arranque del proceso de digestión, con un mayor contenido en NH₄⁺, estando este digestato mezclado con purín de cerdo parcialmente transformado.

También se demuestra que existe una relación lineal directamente proporcional y significativa entre la concentración media diaria de NH₃ y la temperatura media diaria del medio de cultivo (ANOVA p=0,0000; R2=89.78%). La temperatura del medio de cultivo en los diferentes ciclos va descendiendo (**Figura I.36.2**), lo que hace aumentar la solubilidad del NH₃ y por lo tanto reducir su emisión.

Ecuación I.1. Calculo de emisión diaria de NH₄⁺ por aire inyectado

$$E_{NH_3} = \frac{C0 \cdot VD - Cn \cdot VM}{VIG}$$

Tabla I.12. Cargas y pérdidas medias de NH₃ por ciclo. Volumen total de medio de cultivo final: Ciclo1: 15.000 L, Ciclo 2: 30.000 L, Ciclo 3: 20.000 L, Ciclo 4: 5.000 L.

Parámetros	CICLO 1	CICLO 2	CICLO 3	CICLO 4
Concentración NH ₄ ⁺ digestato (C0) [mg L ⁻¹]	1056 ± 68	684 ± 103	587 ± 73	521 ± 25
Duración del ciclo (n) [días]	42	30	55	21
Volumen digestato total [L]	1000	1000	8000	600
Concentración NH ₄ ⁺ ultimo día (Cn) [mg L ⁻¹]	7,87	4,53	216,63	48,94
Carga media diaria de NH ₄ ⁺ [g·día-1]	25,14	22,80	85,38	12,41
Aireación media diaria [L·día-1]	1380	1380	1553	1553
Volumen de gas inyectado por ciclo [L]	15000	30000	20000	5000
Emisión de NH3 por aire inyectado [g NH ₃ L ⁻¹]	0,680	0,397	0,234	0,010
Carga de digestato por ciclo [% v]	6,67%	3,33%	40,00%	12,00%

Se observó una diferencia significativa (ANOVA $p=0,0000$) entre la evolución del NH_3 en los gases del MPB para la fase diurna (0,54% a) y nocturna (0,41% b), influenciada por la variación de la temperatura del medio de cultivo, algo que también encuentran Collos y Harrison [98] y relacionan a la variación del pH.

Por otro lado aparece una la relación entre la emisión de NH_3 con el volumen de inyección de gases, definido por el tiempo de funcionamiento de la bomba de aireación, lo que se puede relacionar con la agitación del medio de cultivo, y por lo tanto con la volatilización del NH_4^+ del medio de cultivo a la atmósfera. Por esto a partir de las medias diarias de emisión de NH_3 y de tiempos diarios de funcionamiento de la bomba de aireación, se realizó un ajuste lineal sin constante, mostrándose una relación significativa y con una buena correlación (ANOVA $P=0,0000$; $R^2=70,89\%$).

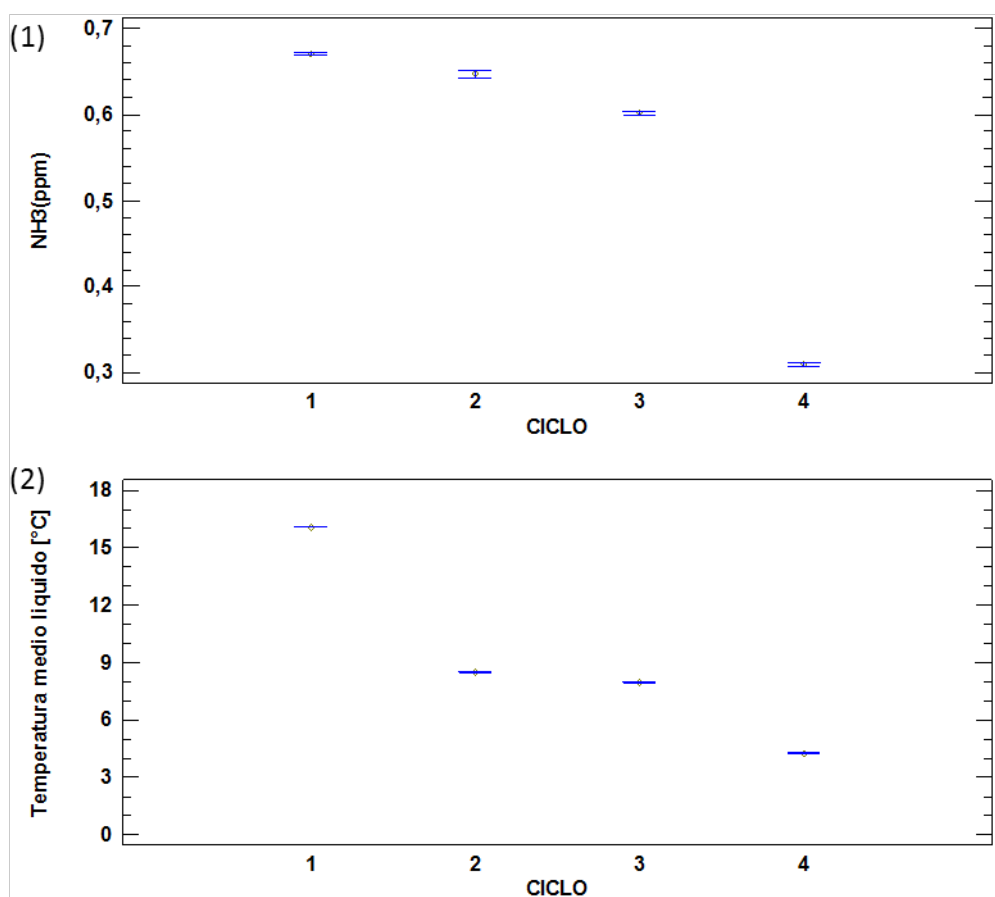


Figura 1.36. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. (1) Concentración de NH_3 , grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) Ciclo 1: 0,67% (a), Ciclo 2: 0,65% (b) Ciclo 3: 0,60% (c) Ciclo 4: 0,31% (d). (2) Temperatura medio cultivo, grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) Ciclo 1: 16,09 °C (a), Ciclo 2: 8,46 °C (b) Ciclo 3: 7,94 °C (c) Ciclo 4: 4,26 °C (d)

El NH_4^+ es un elemento inhibitor del crecimiento de las microalgas cuando se emplean efluentes industriales en su alimentación, como apuntan Källqvist y Svenson [99]. También Tigini *et al.* [100] encuentran el mismo efecto en el caso de utilizar purín del

cerdo para *Chlorella vulgaris*, con concentraciones de 750 mg L^{-1} se causa inhibición en su crecimiento [101]. Contradictoriamente, otros estudios recientes con *Chlorella sorokiniana* reseñan que su crecimiento no se ve afectado por las concentraciones de amonio [102], por contra Collos y Harrison [98] sitúan los valores umbrales de inhibición en 100 mg L^{-1} . En nuestro desarrollo de sistema de cultivo se pone en manifiesto que una buena 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 I.37**, existiendo una tendencia conforme pasan los días hacia la reducción del amonio en el medio de cultivo.

Cuando las condiciones de crecimiento para las algas no son favorables, la actividad de las bacterias presentes en el efluente [103], contribuyen a la emisión de óxidos de nitrógeno N-NO_x como reportan Chu *et al.* [104].

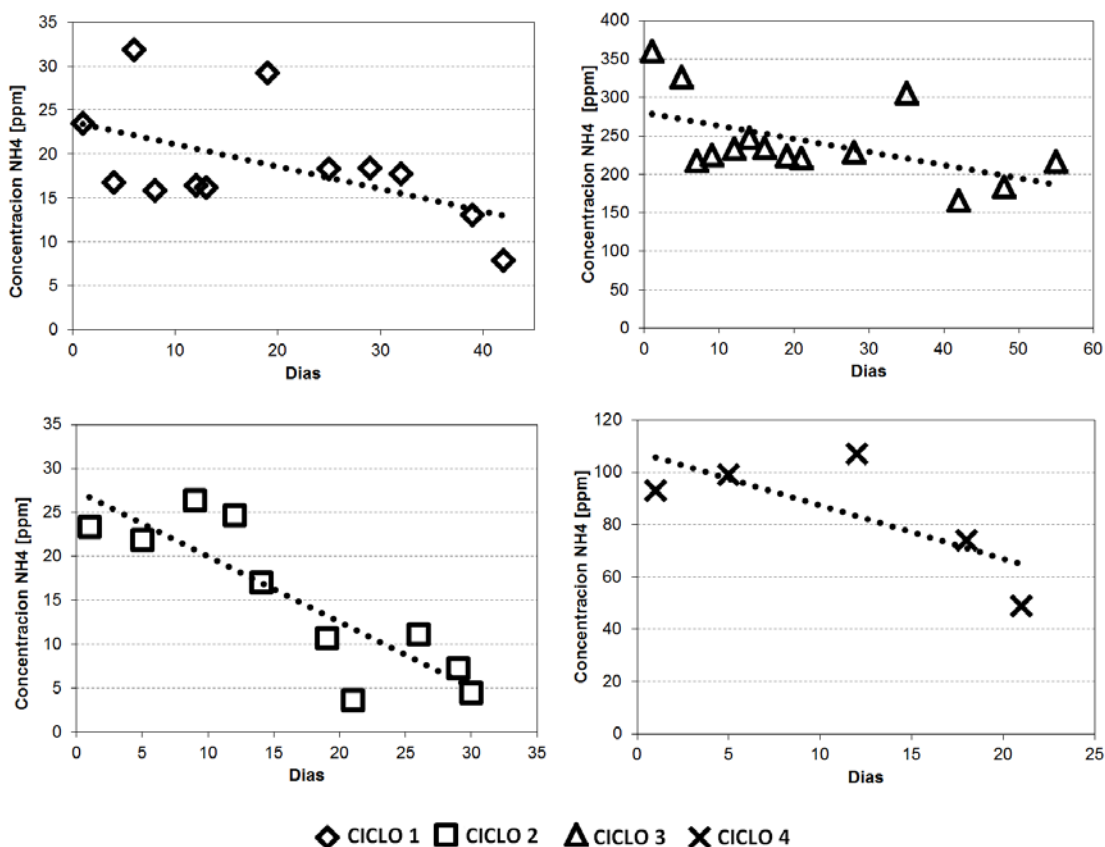


Figura I.37. Evolución de NH_4^+ en medio de cultivo durante los 4 ciclos de monitorización.

I.3.1.3.2. Dióxido de carbono y oxígeno

Tomando los datos correspondientes a la evolución diaria media, se muestra cómo para la concentración de CO_2 por ciclo existe una relación lineal positiva y significativa con la cantidad de biomasa acumulada (ANOVA $p=0,0000$; R^2 0,54%), es decir, a

mayor concentración de CO₂, mayores producciones de microalgas se logran. Este hecho que hace pensar que el consumo de CO₂ por las algas se vea ocultado por las emisiones de CO₂ propias de la evolución del digestato introducido o de los gases inyectados, o que por razones de metabolismo estas algas estén trabajando en régimen heterotrófico o mixotrófico en capas profundas como plantea Zhang *et al.* [19]. El incremento de la concentración de biomasa acumulada es paralelo al incremento del vertido de digestato en el medio de cultivo, lo que apoya que estas emisiones provengan mayoritariamente de la propia evolución del digestato en el medio de cultivo, pues es en este sentido donde se muestra una relación significativa y directamente proporcional entre la cantidad de digestato y la concentración de CO₂ (ANOVA p=0,0000; R² 82,54%).

Por su parte, el O₂, no muestra correlación significativa con la concentración de biomasa (ANOVA p=0,8663; R² 0,00%) ni tampoco con el volumen de digestato vertido y la concentración de O₂ (ANOVA p=0,7603; R² 8,87%).

En cuanto al análisis de la evolución de los gases CO₂ y O₂ en el MPB en función del fotoperiodo se muestra, se observa que existe una correlación significativa tanto para el CO₂ (ANOVA p=0,0000) como para el O₂ (ANOVA p=0,0000) **Figura I.38.3** y **Figura I.38.4**. De la misma forma existe una correlación significativa con el estado de aireación del medio de cultivo para ambos gases, siendo estas variaciones de las medias, similares que la del análisis del fotoperiodo, (**Figura I.38.1** y **Figura I.38.2**) es decir se muestra una relación a pares entre en el estado de la bombas de aireación y el fotoperiodo: estado ON con fotoperiodo diurno y estafo OFF con fotoperiodo nocturno.

Esto no nos permite afirmar si existe algún efecto de la actividad fototrófica de las microalgas en la evolución de los gases, por lo que se procedió a comparar aquellos registros de los días que las bombas de aireación no funcionaron por insuficiente potencia del sistema fotovoltaico. Como se muestra en la **Figura I.39** existen para ambos gases diferencias significativas para día y noche, percibiéndose una evolución que no se ajusta a la evolución de gases típica de especies fototróficas. Se muestra una mayor concentración de CO₂ durante el día que durante la noche, y en el caso del O₂ una mayor concentración por la noche. Esto se puede explicar por la presencia de bacterias anaerobias facultativas presentes en el digestato que al ser introducidas en el medio de cultivo intervienen en el balance de gases del mismo. Estas bacterias son las responsables de la fase acidogénica de la digestión anaerobia y pueden sobrevivir

en condiciones aerobias o anaerobias [105], de ahí su posible presencia y actividad en el medio de cultivo.

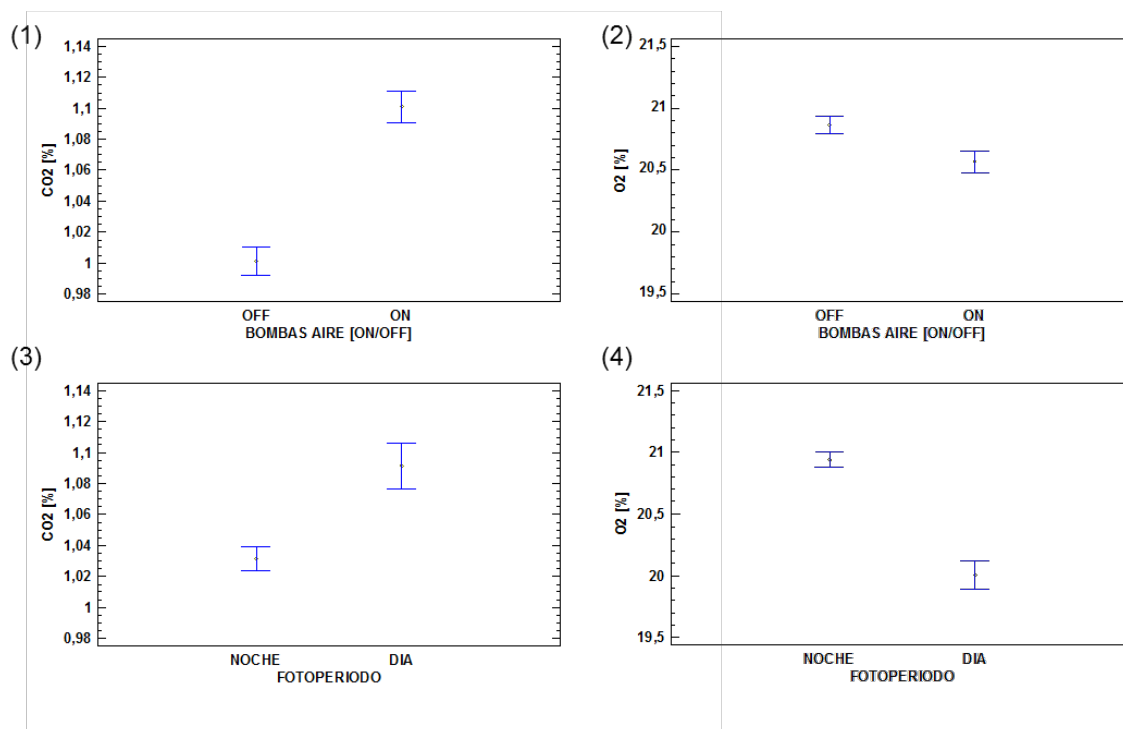


Figura 1.38. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. **(1)** Actividad de las bombas de aire (ON-OFF) y CO₂ y **(2)** O₂ **(3)** Ciclos día-noche y CO₂ y **(4)** O₂

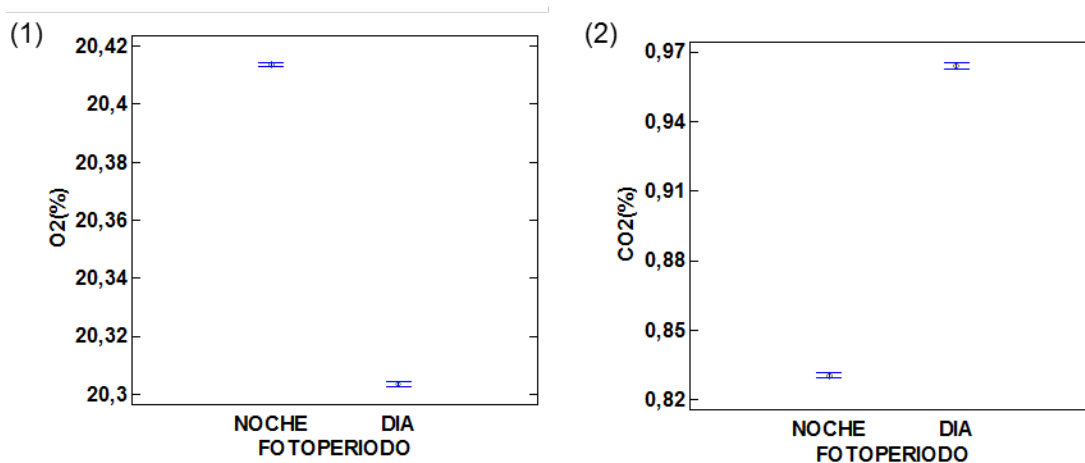


Figura 1.39. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. **(1)** Grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) NOCHE O₂ 20,30% (a), DIA O₂ 20,41% (b). **(2)** Grupos significativamente diferentes (ANOVA $p=0,0000$) NOCHE CO₂ 0,83% (a) DIA CO₂ 0,96% (b)

Por todo ello se puede afirmar que la variación en la emisión y por lo tanto en los gases monitorizados en el espacio de cabeza del depósito de cultivo, vienen condicionados principalmente por las bacterias del digestato introducidas en el medio

de cultivo, no mostrando ninguna variación significativa en los gases atribuible al metabolismo de las algas.

En cuanto al CO₂ y O₂, la comparativa entre ciclos (**Figura I.40**), atendiendo a la carga de digestato de cada ciclo (**Tabla I.12**) es el ciclo 3 es que mayor carga presenta no viendo un comportamiento diferente en las concentraciones de CO₂ y O₂ respecto a los demás ciclos, incluso siendo estadísticamente similar al ciclo 1, que es el que menos carga tiene.

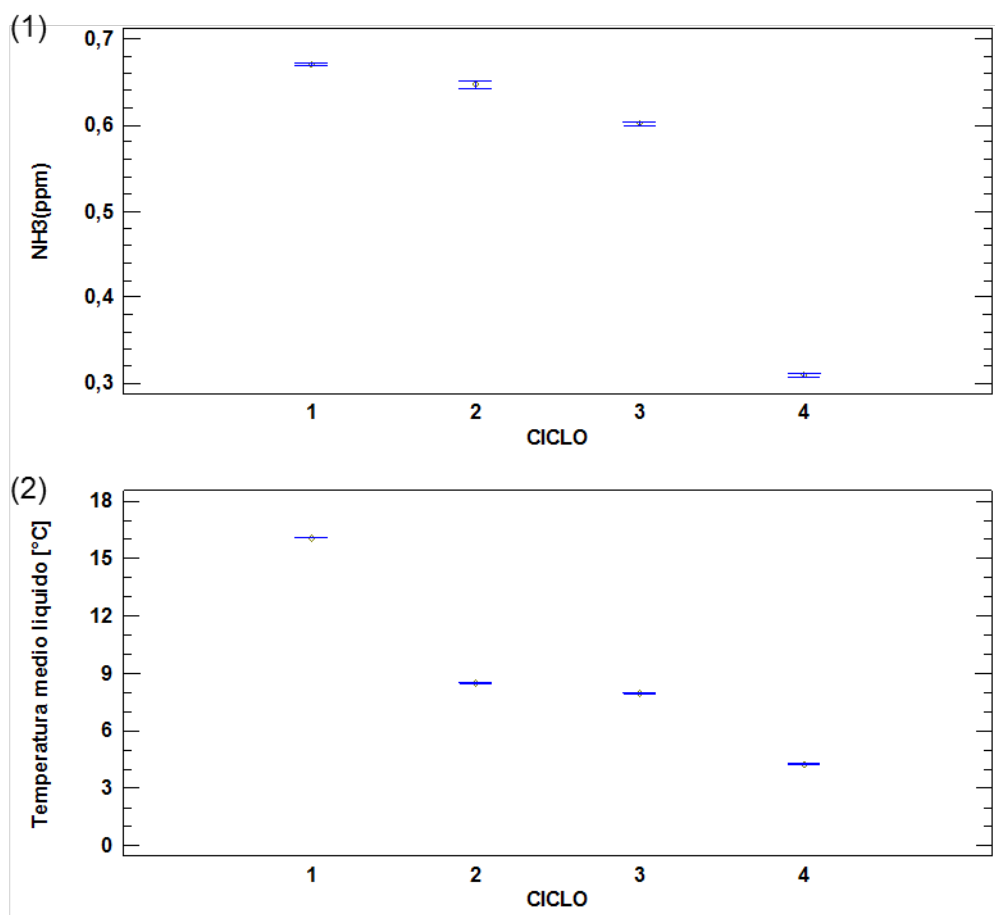


Figura I.40. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. Indicando la homogeneidad de los grupos. **(1)** Concentración de O₂, grupos significativamente diferentes (ANOVA p=0,0000) Ciclo 1: 20,33% (a), Ciclo 2: 20,37% (a) Ciclo 3: 20,33% (a) Ciclo 4: 7,31% (b). **(2)** Temperatura medio cultivo, grupos significativamente diferentes (ANOVA p=0,0000) Ciclo 1: 16,09 °C (a), Ciclo 2: 8,46 °C (b) Ciclo 3: 7,94 °C (c) Ciclo 4: 4,26 °C (d)

I.3.1.4. MEDIO DE CULTIVO

En la **Figura I.41** se muestran las medias de los distintos ciclos monitorizados atendiendo a los parámetros determinados semanalmente mediante la sonda de iones selectivos. En la **Tabla I.13**, se muestran las concentraciones y los valores de carga de los nutrientes por ciclo. Destaca que la concentración de NO₃⁻ en la carga es menor

que la concentración media en cualquiera de los ciclos (**Figura I.41.1**), esto puede deberse a la existencia de procesos de nitrificación del amonio. En el anterior apartado I.3.1.3 ya se indicó que este amonio puede haberse volatilizado en forma de NH_3 , pero también a la vista de estos resultados puede indicarse su posible transformación a nitrato por bacterias nitrificantes (bacterias autótrofas) que utilizan el CO_2 .

Tabla I.13. Análisis de digestatos empleados en cada ciclo, valores medios. Tasas de carga de cada nutriente por cada ciclo. Concentraciones finales en el medio cultivo.

	Ciclo 1	Ciclo 2	Ciclo 3	Ciclo 4
Concentraciones digestato				
NO_3^- (mg L⁻¹)	3,5 ± 1,82	2,34 ± 0,11	5,18 ± 2,51	1,98 ± 0,65
NH_4^+ (mg L⁻¹)	1056 ± 68	684 ± 103	587 ± 73	521 ± 25
K^+ (mg L⁻¹)	102 ± 15	124 ± 41	117 ± 37	98 ± 53
Ca^{+2} (mg L⁻¹)	85 ± 28	102 ± 34	75 ± 18	69 ± 33
Mg^{+2} (mg L⁻¹)	36 ± 8	54 ± 1	28 ± 10	30 ± 9
Na^+ (mg L⁻¹)	258 ± 83	190 ± 12	215 ± 21	280 ± 71
pH	8,67 ± 0,35	8,35 ± 0,08	8,06 ± 0,08	8,72 ± 0,77
Tasas de carga por ciclo				
NO_3^- (mg L⁻¹)	0,2	0,1	2,1	0,2
NH_4^+ (mg L⁻¹)	70,4	22,8	234,8	62,5
K^+ (mg L⁻¹)	6,8	4,1	46,8	11,8
Ca^{+2} (mg L⁻¹)	5,7	3,4	30,0	8,3
Mg^{+2} (mg L⁻¹)	2,4	1,8	11,2	3,6
Na^+ (mg L⁻¹)	10,5	3,0	46,0	21,6
Concentraciones finales en el medio de cultivo				
NO_3^- (mg L⁻¹)	1130,2	84,7	96,8	65,6
NH_4^+ (mg L⁻¹)	2,4	89,6	4,4	1,0
K^+ (mg L⁻¹)	1,8	42,1	12,7	32,4
Ca^{+2} (mg L⁻¹)	189,8	181,0	764,3	1346,3
Mg^{+2} (mg L⁻¹)	1,0	8,6	23,3	13,9
Na^+ (mg L⁻¹)	18,9	4,7	49,4	28,9

El amonio es la fuente de nitrógeno preferida por las microalgas ya que precisan menos energía que el resto de formas de nitrógeno para consumirla [106]. Cuando existe una alta concentración de amonio en el medio de cultivo, esta inhibe el consumo de otras fuentes de nitrógeno como puede ser el nitrato [107]. La alta concentración de amonio en nuestra experiencia apoyaría que el nitrato incorporado con el digestato y el procedente de la nitrificación del amonio tampoco hayan sido consumidos. Ya en este sentido González-Fernández apuntaba a que habitualmente se sobreestima el papel de las microalgas en el consumo de nitrógeno [103].

El cuanto al NO_3^- se muestra que la tasa de carga de todos los ciclos fue baja, pero en cambio la concentración media de nitrato es muy superior a la mencionada carga. En el caso del amonio pasa lo contrario, la tasa de carga es elevada y la media de los ciclos es baja. Esto indica que se ha producido nitrificación: conversión de amonio a nitrato, sin embargo no se obtiene ninguna correlación significativa entre el contenido de nitrato y amonio del medio de cultivo (ANOVA $p=0,1463$ $R^2=3,38\%$ modelo lineal), lo que se atribuye a la existencia de bacterias nitrificantes que se ven favorecidas por el oxígeno que producido por las microalgas [103].

Las concentraciones medias generalmente son mayores que las tasas de carga calculadas en cada nutriente, esto puede deberse a la mineralización de la materia orgánica con la correspondiente liberación de los mencionados nutrientes, hecho especialmente relevante en el caso del calcio, cuyo elevado contenido no se puede atribuir al presente en el agua utilizada (42 mg L^{-1}).

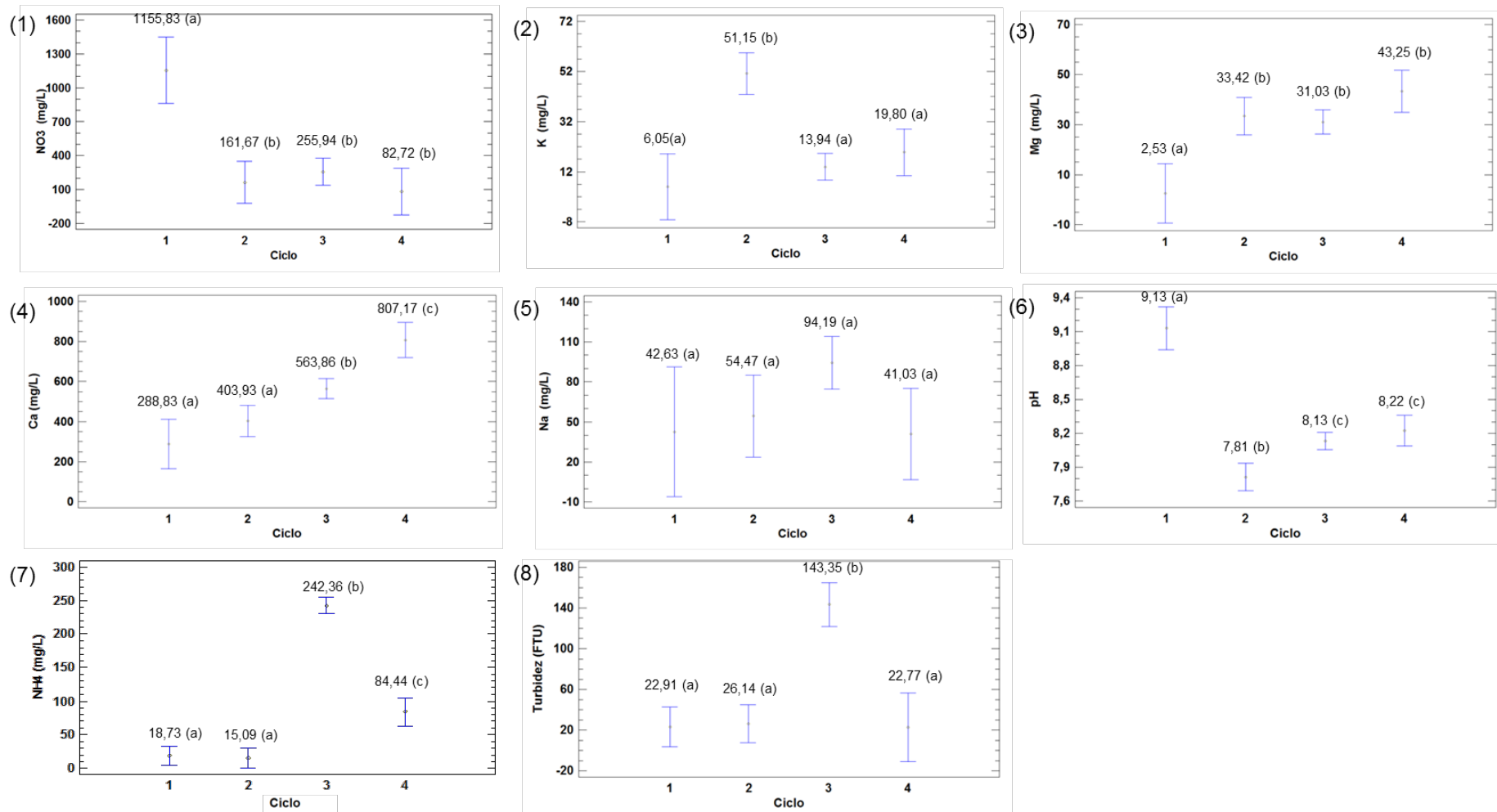


Figura I.41. Gráficos de medias 95% Fisher LSD. Ciclo 1 n= 36, Ciclo 2, n= 27, Ciclo 3 n= 42, Ciclo 4 n= 15. **(1)** Concentración NO₃ [mg·L⁻¹] ANOVA p=0,0005 **(2)** Concentración de K [mg·L⁻¹] ANOVA p=0,0024 **(3)** Concentración Mg [mg·L⁻¹] ANOVA p=0,0024 **(4)** Concentración Ca [mg·L⁻¹] ANOVA p=0,0000 **(5)** Concentración de Na [mg·L⁻¹] ANOVA p=0,1479 **(6)** pH ANOVA p=0,0000 **(7)** Concentración NH₄⁺ [mg·L⁻¹] ANOVA p=0,0000 **(8)** Turbidez [NTU] ANOVA p=0,0000.

I.3.2. CONSUMO ENERGÉTICOS

El sistema energético está sujeto a la disponibilidad de las condiciones solares de cada momento. Por ello y con el objetivo de que se garanticen las acciones de funcionamiento, monitorización y control, en este orden de preferencia, se han definido tres estados que se habilitan en función de la carga de las baterías. Como se muestra en la **Figura I.42** los estados se definen en función de la tensión [V] que tienen las baterías, cada estado supone:

- Estado I, de monitorización y control. Cuando la carga de las baterías es mayor de 23,70 V se realizan las acciones de control y monitorización según sus configuraciones establecidas.
- Estado II, estado de monitorización cuando la carga esta entre 23,70 V y 25,30 V, solo se realizan las funciones de monitorización.
- Estado III, estado de funcionamiento. Por debajo de 25,3 V, el sistema sólo registra la tensión de carga de las baterías y la radiación solar, ya que en función de la carga de las baterías el sistema pasa a los estados anteriormente descritos (II y I) y en función de la radiación solar se desencadena, si procede por el nivel de carga de la batería, el estado I, es decir las funciones de control. Las funciones de control sólo quedan definidas para un nivel de radiación PAR mayor de $100 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

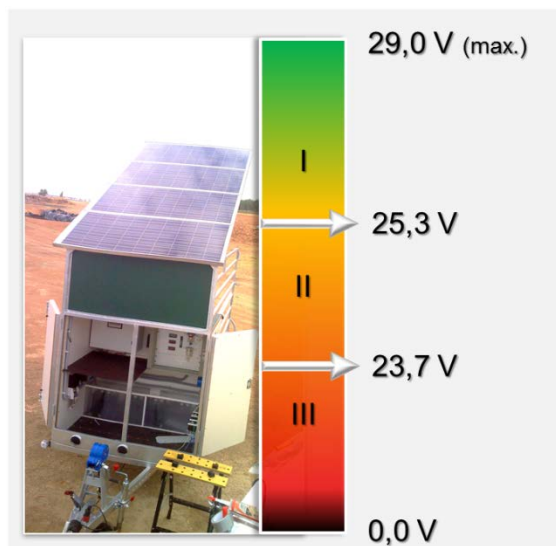


Figura I.42. Esquema de estados y umbrales en función de la carga de las baterías

En función de estas consignas de carga de baterías que definen los estados, se han analizado para el periodo de funcionamiento del MPB, el tiempo contenido en cada estado por mes, quedando representado en la **Figura I.43**.

CAPITULO I. DESARROLLO DE UN MÓDULO DE PRODUCCIÓN MÓVIL Y AUTÓNOMO PARA LA PRODUCCIÓN DE ALGAS EDÁFICAS AUTÓCTONAS

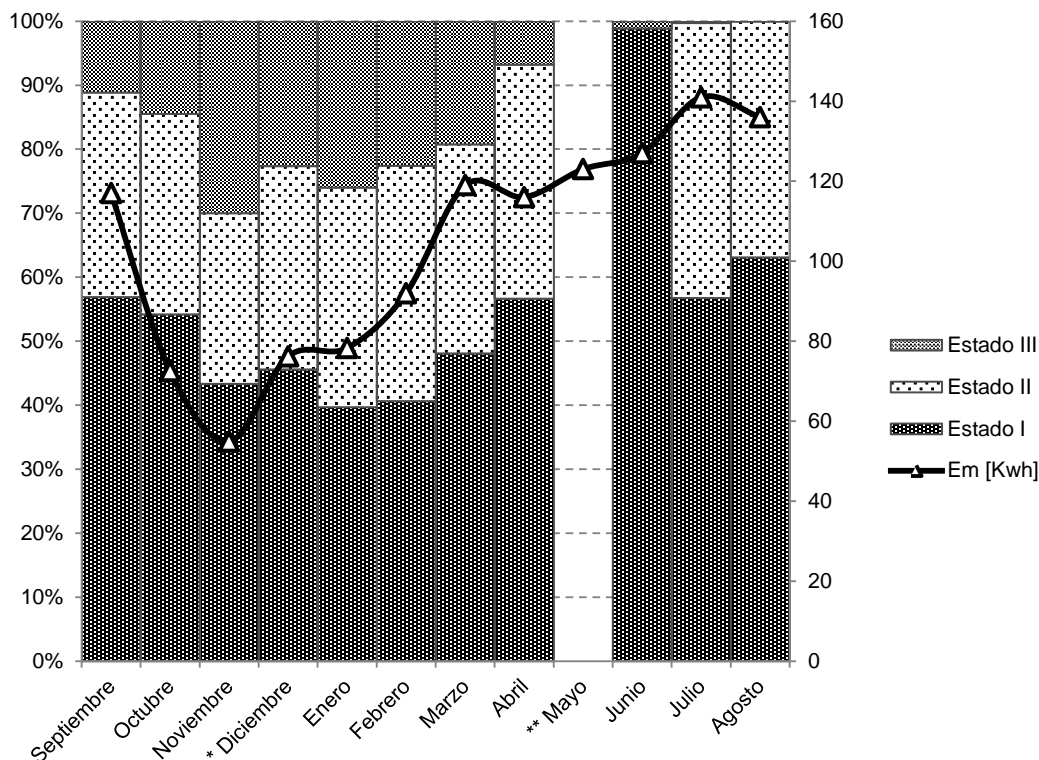


Figura I.43. Proporción en tiempo de autonomía energética del módulo de producción de biomejorador atendiendo a los tres estados: Estado I: potencia suficiente para acciones de monitorización y control (>25,3 V), Estado II, solo para acciones de monitorización (23,7-24,3 V), Estado III para acciones de mantenimiento (>23,7 V). ** Incorporación de dos placas fotovoltaicas sumando 290 Wp a los 580 W p instalados. ** Traslado de módulo de producción de (Longitud: latitud): -3,014:39,987 a 42,365:-3,746. En mayo no se puso en funcionamiento. Representación de media mensual de producción fotovoltaica para el sistema y la ubicación definida [Kwh], estimación obtenida de [108] (inclinación de 35°, orientación 0°)

La prioridad es que el sistema este funcionado en el estado I, ya que se controla el proceso. La ampliación de la potencia de la instalación fotovoltaica en diciembre de 580 Wp a 870 Wp, supuso incrementar de media en un 9,10% el tiempo del estado I.

Respecto al potencial de producción energética de la instalación, obtenida de la aplicación desarrollada por el JRC [108], se muestra como la primera localización del MPB en Cuenca suponía un 13% más de potencial anual en producción eléctrica respecto a la localización de Burgos. También atendiendo a esta fuente de cálculo de potencial para la ubicación de Cuenca, la ampliación de la instalación supuso incrementar el potencial anual en un 22%.

En el mes de junio el sistema trabajó en el estado I un 99% del tiempo, siendo el mes más favorable, esto se debe a que la carga de producción y de funcionamiento de los dispositivos no está desplegada completamente, por ejemplo la bomba peristáltica de carga de digestato con un consumo 48 W no fue conectada hasta la última semana del mes. Descartando este hecho, el mes de julio y agosto fueron meses con elevado

potencia de generación eléctrica, y por ello no se registró unos insignificantes 0,24% y 0,02% de funcionamiento en estado III. Estos estados en estos meses se localizan en horas de madrugada, hasta que se consigue la recarga de las baterías con el sol. En horas de máxima radiación es cuando se ha programado el proceso de incorporación de digestato, ya que este supone un tiempo de funcionamiento máximo de 80 min para introducir 200 L de digestato diarios, lo que supone un consumo de 0,064 KWh.

Con las variables monitorizadas no se puede establecer un balance de la energía captada frente a la utilizada y ver si el dimensionamiento de la instalación es suficiente. Para ello se hubiera tenido que haber monitorizado la intensidad y la tensión entre el regulador y baterías y a ver instalado un amperímetro entre las baterías y los dispositivos del MPB, es decir los consumidores.

I.4. CONCLUSIONES

Se ha conseguido aislar especies de algas extraídas del suelo, su reproducción en condiciones de laboratorio hasta la obtención de suficiente cantidad de inóculo y que son susceptibles de ser aprovechadas para recuperar los nutrientes residuales presentes en efluentes líquidos producidos en la digestión anaerobia de residuos de agroindustria.

Las productividades alcanzadas con este sistema de producción de microalgas para los ciclos monitorizados y con el digestato empleado, han sido inferiores a las reportadas por otros autores en condiciones similares, lo que se atribuye principalmente a la altura de la lámina del medio de cultivo que afecta a la intensidad de lumínica efectiva que reciben las algas.

La autonomía energética del MPB ha mostrado escasa en los meses de menores horas de insolación, diciembre-enero, para cumplir con las labores de monitorización y control. En este desarrollo la prioridad ha sido la monitorización, en un desarrollo comercial sería el control. Esta autonomía redundaría en poder enclavar este MPB en cualquier ubicación siempre se esté disponible el efluente del cual se quieran recuperar los nutrientes.

Una posibilidad de trabajo para la mejora de la productividad del sistema es utilizar un menor volumen del medio de cultivo por ciclo, disminuyendo así la lámina de agua en incrementando la frecuencia de vaciado, lo que redundaría en una mayor productividad en biomasa de algas.

I.5. REFERENCIAS

- [1] European Environment Agency, «Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2012 and inventory report 2014», 2014.
- [2] L. Bernstein, K. Casey, L. Bernstein, J. Roy, K. C. Delhotal, J. Harnisch, R. Matsuhashi, L. Price, K. Tanaka, E. Worrell, y F. Yamba, «2007: Industry.»
- [3] K. L. Sahrawat, «Factors Affecting Nitrification in Soils», *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 39, n.º 9-10, pp. 1436-1446, 2008.
- [4] C. Hénault, A. Grossel, B. Mary, M. Roussel, y J. Léonard, «Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation», *Pedosphere*, vol. 22, n.º 4, pp. 426-433, 2012.
- [5] P. Tubiello, Francesco N.; Córdor-Golec, Rocío D.; Salvatore, Mirella; Piersante, Angela; Federici, Sandro; Ferrara, Alessandro; Rossi, Simone; Flammini, Alessandro; Cardenas, Paola; Biancalani, Riccardo; Jacobs, Heather; Prasula, Paulina; Prosperi, *Estimación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en la Agricultura Un Manual para Abordar los Requisitos de los Datos para los Países en Desarrollo*. 2015.
- [6] A. F. Bouwman, «Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils», *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 46, n.º 1, pp. 53-70, 1996.
- [7] J. M. Bremner, «Sources of nitrous oxide in soils», *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 49, n.º 1, pp. 7-16, 1997.
- [8] O. Nagata, T. Sugito, S. Kobayashi, y R. Sameshima, «Nitrous oxide emissions following the application of wheat residues and fertilizer under conventional-, reduced-, and zero-tillage systems in central Hokkaido, Japan», *Journal of Agricultural Meteorology*, vol. 65, n.º 2, pp. 151-159, 2009.
- [9] E. M. Baggs, R. M. Rees, K. a Smith, y a J. a Vinten, «Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues», *Soil Use and Management*, vol. 16, n.º October, pp. 82-87, 2000.
- [10] S. Wood y A. Cowie, «A review of greenhouse gas emission factors for fertiliser production», *IEA bioenergy task*, vol. 38, n.º June, p. 20, 2004.
- [11] United Nations World Water Assessment Programme y United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. UNESCO, «Water for a sustainable World. The United Nations World Water Development Report 2015», Paris, 2015.
- [12] U. National Minerals Information Center, «Mineral Commodity Summaries 2016», 2011.
- [13] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, «World fertilizer trends and outlook to 2018».
- [14] O. Maaß, P. Grundmann, y C. von Bock und Polach, «Added-value from innovative value chains by establishing nutrient cycles via struvite», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 87, pp. 126-136, jun. 2014.
- [15] S. Katakai, H. West, M. Clarke, y D. C. Baruah, «Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 107, pp. 142-156, 2016.
- [16] M. C. . Garcia, M. B. . Vanotti, y A. A. . Szogi, «Recovery of nitrogen from swine manure containing high-ammonia using gas-permeable membrane technology and reduced chemicals», en *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2015*, 2015, vol. 3, pp. 1875-1880.
- [17] 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.
- [18] 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.
- [19] T.-Y. Zhang, H.-Y. Hu, Y.-H. Wu, L.-L. Zhuang, X.-Q. Xu, X.-X. Wang, y G.-H. Dao, «Promising solutions to solve the bottlenecks in the large-scale cultivation of microalgae for biomass/bioenergy production», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 60, pp. 1602-1614, 2016.
- [20] 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.
- [21] M. T. Shah, S. T. Zodape, D. R. Chaudhary, K. Eswaran, y J. Chikara, «Seaweed Sap As an Alternative Liquid Fertilizer for Yield and Quality Improvement of Wheat», *Journal of Plant Nutrition*, vol. 36, n.º 2, pp. 192-200, 2013.
- [22] A. Hussain y S. Hasnain, «Phytostimulation and biofertilization in wheat by cyanobacteria», *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, vol. 38, n.º 1, pp. 85-92, ene. 2011.
- [23] K. Swarnalakshmi, R. Prasanna, A. Kumar, S. Pattnaik, K. Chakravarty, Y. S. Shivay, R. Singh, y A. K. Saxena, «Evaluating the influence of novel cyanobacterial biofilmed biofertilizers on soil fertility and plant nutrition in wheat», *European Journal of Soil Biology*, vol. 55, pp. 107-116, 2013.
- [24] K. Jäger, V. Ördög, y B. Barnabás, «Effect of cyanobacterial and microalgal biomass on anther culture response of wheat (*Triticum aestivum* L.)», *Acta Agronomica Hungarica*, vol. 53, n.º 1, pp. 99-107, jul. 2005.
- [25] M. H. Abd-Alla, A. L. E. Mahmoud, y A. A. Issa, «Cyanobacterial biofertilizer improved growth of wheat», *Phyton*, vol. 34, n.º 1, pp. 11-18, 1994.
- [26] J. de S. Castro, M. L. Calijuri, P. P. Assemany, P. R. Cecon, I. R. de Assis, y V. J. Ribeiro, «Microalgae biofilm in soil: Greenhouse gas emissions, ammonia volatilization and plant growth», *Science of The Total Environment*, sep. 2016.
- [27] Z. Xie, Y. Liu, C. Hu, L. Chen, y D. Li, «Relationships between the biomass of algal crusts in fields and their compressive strength», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 39, n.º 2, pp. 567-572, 2007.
- [28] I. Miralles, F. Domingo, E. García-Campos, C. Trasar-Cepeda, M. C. Leirós, y F. Gil-Sotres, «Biological and microbial activity in biological soil crusts from the Tabernas desert, a sub-arid zone in SE Spain», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 55, pp. 113-121, 2012.
- [29] M. Schoebitz, M. D. López, y A. Roldán, «Bioencapsulation of microbial inoculants for better soil-plant fertilization. A review», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 33, n.º 4, pp. 751-765, 2013.
- [30] J. Marler, «Fertilizers and methods for using biotic science to feed soils», US 8246711 B2, 2012.
- [31] 张钧, «Bio-organic compound fertilizer», CN 101781149 A, 2010.
- [32] J. Kim y J.-D. Kim, «Inhibitory Effect of Algal Extracts on Mycelial Growth of the Tomato-Wilt Pathogen, *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*.», *Mycobiology*, vol. 36, n.º 4, pp. 242-8, dic. 2008.
- [33] A. Tiwari y A. Kaur, «Allelopathic impact of Cyanobacteria on pathogenic fungi».

- [34] 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.
- [35] C. Ledda, A. Schievano, B. Scaglia, M. Rossoni, F. G. Acién Fernández, y F. Adani, «Integration of microalgae production with anaerobic digestion of dairy cattle manure: an overall mass and energy balance of the process», *Journal of Cleaner Production*, vol. 112, Part, pp. 103-112, 2016.
- [36] 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.
- [37] S. E. Taelman, S. De Meester, W. Van Dijk, V. da Silva, y J. Dewulf, «Environmental sustainability analysis of a protein-rich livestock feed ingredient in The Netherlands: Microalgae production versus soybean import», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 101, pp. 61-72, 2015.
- [38] 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.
- [39] 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.
- [40] 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.
- [41] 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.
- [42] 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.
- [43] V. Joseph y A. Joseph, «Ecology and seasonal variation of microalgal community in an oil refinery effluent holding pond: Monitoring and assessment», *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 80, n.º 2, pp. 175-185, 2002.
- [44] Q. He, H. Yang, y C. Hu, «Culture modes and financial evaluation of two oleaginous microalgae for biodiesel production in desert area with open raceway pond», *Bioresource Technology*, vol. 218, pp. 571-579, 2016.
- [45] R. Sato, Y. Maeda, T. Yoshino, T. Tanaka, y M. Matsumoto, «Seasonal variation of biomass and oil production of the oleaginous diatom *Fistulifera* sp. in outdoor vertical bubble column and raceway-type bioreactors», *Journal of Bioscience and Bioengineering*, vol. 117, n.º 6, pp. 720-724, 2014.
- [46] «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].
- [47] «Cámara de Comercio e Industria de Cuenca - Vinos de Uclés, primera D.O. de vino española en certificar la Huella de Carbono gracias al programa Innocámaras de la

- Cámara de Cuenca». [En línea]. Disponible en: http://www.camaracuenca.org/departamento_de_comunicacion/20130508_bodegas_origen_cuenca.html. [Accedido: 11-sep-2016].
- [48] Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España, «Datos de comercialización de las Denominaciones de Origen Protegidas de vinos (DOPs) en la campaña vitivinícola 2014/2015 (1 de agosto 2014 a 31 de julio 2015)».
- [49] L. Lamastra, M. Balderacchi, A. Di Guardo, M. Monchiero, y M. Trevisan, «A novel fuzzy expert system to assess the sustainability of the viticulture at the wine-estate scale», *Science of The Total Environment*, 2016.
- [50] J. U. Grobbelaar, «Inorganic Algal Nutrition», en *Handbook of Microalgal Culture*, Oxford, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2013, pp. 123-133.
- [51] O. Montero, J. M. Porta, J. Porta, G. Martínez, y L. M. Lubián, «Characterization of two *Synechococcus* sp. PCC7002-related cyanobacterial strains in relation to 16S rDNA, crtR gene, lipids and pigments», *Phycological Research*, vol. 59, n.º 3, pp. 147-155, jul. 2011.
- [52] J. Degen, A. Uebele, A. Retze, U. Schmid-Staiger, y W. Trösch, «A novel airlift photobioreactor with baffles for improved light utilization through the flashing light effect», *Journal of Biotechnology*, vol. 92, n.º 2, pp. 89-94, 2001.
- [53] J. Delanoue y N. Depauw, «The Potential of Microalgal Biotechnology - a Review of Production and Uses of Microalgae», *Biotechnology Advances*, vol. 6, n.º 4, pp. 725-770, 1988.
- [54] LEROY MERLIN, «Tubería Geolia 16 MM - 25 M POROSA Ref. 14115640 - Leroy Merlin». [En línea]. Disponible en: <http://www.leroymerlin.es/fp/14115640/tuberia-geolia-16-mm--25-m-porosa>. [Accedido: 16-ago-2016].
- [55] L. Harris, S. Tozzi, P. Wiley, C. Young, T.-M. J. Richardson, K. Clark, y J. D. Trent, «Potential impact of biofouling on the photobioreactors of the Offshore Membrane Enclosures for Growing Algae (OMEGA) system», *Bioresource Technology*, vol. 144, pp. 420-428, 2013.
- [56] E. Sada, S. Katoh, A. Kheirilomoon, y H. Yokoi, «Effects of light intensity on the growth rate of the red alga *Porphyridium-cruentum*.», *J. Ferment. Bioeng.*, vol. 67(2), n.º 2, p. :135-137, 1989.
- [57] K. Sakamoto, M. Baba, I. Suzuki, M. M. Watanabe, y Y. Shiraiwa, «Optimization of light for growth, photosynthesis, and hydrocarbon production by the colonial microalga *Botryococcus braunii* BOT-22», *Bioresource technology*, vol. 110, n.º 0, pp. 474-479, 2012.
- [58] C.-Y. Y. Chen, K.-L. L. Yeh, R. Aisyah, D.-J. J. Lee, y J.-S. S. Chang, «Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: a critical review.», *Bioresource technology*, vol. 102, n.º 1, pp. 71-81, ene. 2011.
- [59] C.-Y. Wang, C.-C. Fu, y Y.-C. Liu, «Effects of using light-emitting diodes on the cultivation of *Spirulina platensis*», *Biochemical Engineering Journal*, vol. 37, n.º 1, pp. 21-25, oct. 2007.
- [60] T. Katsuda, K. Shimahara, H. Shiraishi, K. Yamagami, R. Ranjbar, y S. Katoh, «Effect of flashing light from blue light emitting diodes on cell growth and astaxanthin production of *Haematococcus pluvialis*», *Journal of Bioscience and Bioengineering*, vol. 102, n.º 5, pp. 442-446, 2006.
- [61] P. Das, W. Lei, S. S. Aziz, y J. P. Obbard, «Enhanced algae growth in both phototrophic and mixotrophic culture under blue light», *Bioresource Technology*, vol. 102, n.º 4, pp. 3883-3887, 2011.

- [62] M. R. Melnicki, G. E. Pinchuk, E. A. Hill, L. A. Kucek, S. M. Stolyar, J. K. Fredrickson, A. Konopka, y A. S. Beliaev, «Feedback-controlled led photobioreactor for photophysiological studies of cyanobacteria», *Bioresource technology*, n.º 0.
- [63] E. Sforza, D. Simionato, G. M. Giacometti, A. Bertucco, T. Morosinotto, Q. Hu, M. Sommerfeld, E. Jarvis, M. Ghirardi, M. Posewitz, G. Dismukes, D. Carrieri, N. Bennette, G. Ananyev, M. Posewitz, M. Hannon, J. Gimpel, M. Tran, B. Rasala, S. Mayfield, F. Malcata, Y. Chisti, J. Yan, A. Singh, P. Nigam, J. Murphy, H. Amaro, A. Guedes, F. Malcata, S. Boussiba, A. Vonshak, Z. Cohen, Y. Avissar, A. Richmond, P. Hodgson, R. Henderson, J. Sargent, J. Lettley, L. Rodolfi, Z. Chini, N. Bassi, G. Padovani, N. Biondi, L. Gouveia, A. Oliveira, E. Sforza, A. Bertucco, T. Morosinotto, G. Giacometti, A. Sukenik, Y. Carmeli, T. Berner, A. Solovchenko, I. Khozin-Goldberg, L. Recht, S. Boussiba, Z. Li, S. Wakao, B. Fischer, K. Niyogi, N. Murata, S. Takahashi, Y. Nishiyama, S. Allakhverdiev, P. Nixon, F. Michoux, J. Yu, M. Boehm, J. Komenda, D. Pal, I. Khozin-Goldberg, Z. Cohen, S. Boussiba, D. Simionato, E. Sforza, C. Corteggiani, A. Bertucco, G. Giacometti, T. Fisher, J. Minnaard, Z. Dubinsky, A. Richmond, Z. Cheng-Wu, Y. Zarmi, A. Carvalho, S. Silva, J. Baptista, F. Malcata, J. Grobbelaar, S. Xue, Z. Su, W. Cong, J. Gordon, J. Polle, J. Phillips, J. Myers, H. Matthijs, H. Balke, U. van Hes, B. Kroon, L. Mur, Z. Kim, S. Kim, H. Lee, C. Lee, B. Kok, L. Nedbal, V. Tichy, F. Xiong, J. Grobbelaar, K. Terry, C. Vejrazka, M. Janssen, M. Streefland, R. Wijffels, L. Nedbal, V. Tichy, F. Xiong, J. Grobbelaar, C. Brindley, F. Fernandez, J. Fernandez-Sevilla, J. Grobbelaar, L. Nedbal, V. Tichy, A. Meiser, U. Schmid-Staiger, W. Trosch, H. Qiang, A. Richmond, J. Zijffers, K. Schippers, K. Zheng, M. Janssen, J. Tramper, A. Kliphuis, L. de Winter, C. Vejrazka, D. Martens, M. Janssen, K. Maxwell, G. Johnson, P. Falkowski, J. LaRoche, M. Damiani, C. Popovich, D. Constenla, P. Leonardi, T. Fisher, T. Berner, D. Iluz, Z. Dubinsky, C. Su, L. Chien, J. Gomes, Y. Lin, Y. Yu, L. Laurens, M. Quinn, W. Van, D. Templeton, E. Wolfrum, Z. Dubinsky, P. Falkowski, K. Wyman, R. Guillard, J. Ryther, B. Demmig-Adams, W. Adams, D. Barker, B. Logan, D. Bowling, R. Moran, D. Porath, R. Porra, W. Thompson, P. Kriedemann, A. Wellburn, W. Chen, C. Zhang, L. Song, M. Sommerfeld, Q. Hu, P. Greenspan, E. Mayer, S. Fowler, G. Molina, M. Robles, G. Gimenez, P. Sanchez, y F. Garcia-Camacho, «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.
- [64] S. Xue, Z. Su, y W. Cong, «Growth of *Spirulina platensis* enhanced under intermittent illumination», *Journal of Biotechnology*, vol. 151, n.º 3, pp. 271-277, oct. 2011.
- [65] M. Janssen, L. De Bresser, T. Baijens, J. Tramper, L. R. Mur, J. F. H. Snel, y R. H. Wijffels, «Scale-up aspects of photobioreactors: Effects of mixing-induced light/dark cycles», *Journal of Applied Phycology*, vol. 12, n.º 3-5, pp. 225-237, 2000.
- [66] J. U. Grobbelaar, «The influence of light/dark cycles in mixed algal cultures on their productivity», *Bioresource Technology*, vol. 38, n.º 2-3, pp. 189-194, ene. 1991.
- [67] V. N. Nkemka y M. Murto, «Evaluation of biogas production from seaweed in batch tests and in UASB reactors combined with the removal of heavy metals», *Journal of Environmental Management*, vol. 91, n.º 7, pp. 1573-1579, 2010.
- [68] LEDenTiras, «Tira Led RGB Sumergible 5M SMD5050 300Leds IP68 - LeDenTiras.com». [En línea]. Disponible en: http://www.ledentiras.com/epages/ec4317.sf/es_ES/?ObjectPath=/Shops/ec4317/Products/017-RGB-TL5050-60-IP68.
- [69] J. Cao, H. Yuan, B. Li, y J. Yang, «Significance evaluation of the effects of environmental factors on the lipid accumulation of *Chlorella minutissima* UTEX 2341 under low-nutrition heterotrophic condition», *Bioresource Technology*, vol. 152, pp. 177-184, 2014.
- [70] A. S. for T. and Materials, «Norma ASTM D2035-08, Coagulation-Flocculation Jar Test of Water». 2008.
- [71] G. Chen, «Electrochemical technologies in wastewater treatment», *Separation and*

Purification Technology, vol. 38, n.º 1, pp. 11-41, jul. 2004.

- [72] F. Baierle, D. K. John, M. P. Souza, T. R. Bjerk, M. S. A. Moraes, M. Hoeltz, A. L. B. Rohlfes, M. E. Camargo, V. A. Corbellini, y R. C. S. Schneider, «Biomass from microalgae separation by electroflotation with iron and aluminum spiral electrodes», *Chemical Engineering Journal*, vol. 267, pp. 274-281, may 2015.
- [73] M. D. E. L. a Presidencia, «REAL DECRETO 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes», *Boletín Oficial del Estado*, vol. 171, pp. 25592-25669, 2005.
- [74] Ministerio de agricultura pesca y alimentación. Gobierno de España, «Real Decreto 1310/1990 Utilización de los lodos de depuración», *Boe*, vol. 262, pp. 32339-32340, 1990.
- [75] J. Lindemann, E. Holtkamp, y R. Herrmann, «The impact of aluminium on green algae isolated from two hydrochemically different headwater streams, Bavaria, Germany.», *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, vol. 67, n.º 1, pp. 61-77, 1990.
- [76] W. Yuheng, Z. Shengguang, L. Na, y Y. Yixin, «Influences of Various Aluminum Coagulants on Algae Floc Structure, Strength and Flotation Effect», *Procedia Environmental Sciences*, vol. 8, pp. 75-80, 2011.
- [77] K. Knauer, R. Behra, y L. Sigg, «Effects of free Cu²⁺ and Zn²⁺ ions on growth and metal accumulation in freshwater algae», *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 16, n.º 2, pp. 220-229, feb. 1997.
- [78] P. Drogui, S. Elmaleh, M. Rumeau, C. Bernard, y A. Rambaud, «Oxidising and disinfecting by hydrogen peroxide produced in a two-electrode cell», *Water Research*, vol. 35, n.º 13, pp. 3235-3241, 2001.
- [79] H. S. Awad y N. A. Galwa, «Electrochemical degradation of Acid Blue and Basic Brown dyes on Pb/PbO₂ electrode in the presence of different conductive electrolyte and effect of various operating factors», *Chemosphere*, vol. 61, n.º 9, pp. 1327-1335, 2005.
- [80] İ. A. Şengil y M. Özacar, «Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes», *Journal of Hazardous Materials*, vol. 137, n.º 2, pp. 1197-1205, 2006.
- [81] J. Lu, Y. Li, M. Yin, X. Ma, y S. Lin, «Removing heavy metal ions with continuous aluminum electrocoagulation: A study on back mixing and utilization rate of electro-generated Al ions», *Chemical Engineering Journal*, vol. 267, pp. 86-92, 2015.
- [82] A. K. Lee, D. M. Lewis, y P. J. Ashman, «Harvesting of marine microalgae by electroflocculation: The energetics, plant design, and economics», *Applied Energy*, vol. 108, pp. 45-53, ago. 2013.
- [83] D. Vandamme, S. C. V. Pontes, K. Goiris, I. Foubert, L. J. J. Pinoy, y K. Muylaert, «Evaluation of electro-coagulation-flocculation for harvesting marine and freshwater microalgae», *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 108, n.º 10, pp. 2320-2329, oct. 2011.
- [84] X. Chen, G. Chen, y P. L. Yue, «Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation», *Separation and Purification Technology*, vol. 19, n.º 1, pp. 65-76, 2000.
- [85] J. P. F. Koren y U. Syversen, «State-of-the-art electroflocculation», *Filtration & Separation*, vol. 32, n.º 2, pp. 153-146, feb. 1995.
- [86] N. K. Khosla, S. Venkatachalam, y P. Somasundaran, «Pulsed electrogeneration of bubbles for electroflotation», *Journal of Applied Electrochemistry*, vol. 21, n.º 11, pp. 986-990, 1991.

- [87] Ministerio industria y turismo. Gobierno de España, «Precio neto electricidad para usos domestico y industrial». [En línea]. Disponible en: http://www.minetur.gob.es/es-ES/IndicadoresyEstadisticas/DatosEstadisticos/IV_Energ%C3%ADa_y_emisiones/IV_12.pdf. [Accedido: 20-jul-2016].
- [88] M. Bayramoglu, M. Eyvaz, y M. Kobya, «Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation», *Chemical Engineering Journal*, vol. 128, n.º 2-3, pp. 155-161, 2007.
- [89] M. Kobya, H. Hiz, E. Senturk, C. Aydinler, y E. Demirbas, «Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation», *Desalination*, vol. 190, n.º 1-3, pp. 201-211, abr. 2006.
- [90] M. Bayramoglu, M. Kobya, O. T. Can, y M. Sozbir, «Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater», *Separation and Purification Technology*, vol. 37, n.º 2, pp. 117-125, jun. 2004.
- [91] D. D. Nguyen, H. H. Ngo, W. Guo, T. T. Nguyen, S. W. Chang, A. Jang, y Y. S. Yoon, «Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater?», *Science of The Total Environment*, vol. 563-564, pp. 549-556, sep. 2016.
- [92] R. Chen, Y. Liu, y W. Liao, «Using an environmentally friendly process combining electrocoagulation and algal cultivation to treat high-strength wastewater», *Algal Research*, vol. 16, pp. 330-337, jun. 2016.
- [93] «MultiCon CMC-99 - simex.pl». [En línea]. Disponible en: <http://www.simex.pl/product/1285>.
- [94] P. J. Schnurr y D. G. Allen, «Factors affecting algae biofilm growth and lipid production: A review», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 52, pp. 418-429, 2015.
- [95] M. Franchino, E. Comino, F. Bona, y V. A. Riggio, «Growth of three microalgae strains and nutrient removal from an agro-zootechnical digestate», 2013.
- [96] S. K. Prajapati, A. Malik, y V. K. Vijay, «Comparative evaluation of biomass production and bioenergy generation potential of *Chlorella* spp. through anaerobic digestion», *Applied Energy*, vol. 114, pp. 790-797, 2014.
- [97] S. Cho, T. T. Luong, D. Lee, Y.-K. Oh, y T. Lee, «Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production.», *Bioresource technology*, vol. 102, n.º 18, pp. 8639-8645, sep. 2011.
- [98] 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.
- [99] 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.
- [100] V. Tigini, M. Franchino, F. Bona, y G. C. Varese, «Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure», *Science of The Total Environment*, vol. 551, pp. 127-132, 2016.
- [101] 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.
- [102] J. Gutierrez, T. A. Kwan, J. B. Zimmerman, y J. Peccia, «Ammonia inhibition in oleaginous microalgae», *Algal Research*, vol. 19, pp. 123-127, 2016.
- [103] 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.
- [104] 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.
- [105] C. Manyi-Loh, S. Mamphweli, E. Meyer, A. Okoh, G. Makaka, y M. Simon, «Microbial Anaerobic Digestion (Bio-Digesters) as an Approach to the Decontamination of Animal Wastes in Pollution Control and the Generation of Renewable Energy», *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 10, n.º 9, pp. 4390-4417, sep. 2013.
- [106] G. Markou, D. Vandamme, y K. Muylaert, «Microalgal and cyanobacterial cultivation: The supply of nutrients», *Water Research*, vol. 65, pp. 186-202, 2014.
- [107] S. Boussiba y J. Gibson, «Ammonia translocation in cyanobacteria», *FEMS Microbiology Letters*, vol. 88, n.º 1, pp. 1-14, 1991.
- [108] JRC European Comission, «PV potential estimation utility». [En línea]. Disponible en: <http://re.jrc.ec.europa.eu/pvgis/apps4/pvest.php>. [Accedido: 22-ago-2016].

CAPITULO II. EVALUACION DEL MODELO PARTICIPATIVO ENTRE AGRICULTURA-AGROINDUSTRIA PARA LA CONVERSION DE RESIDUOS EN ENMIENDAS FERTILIZANTES

RESUMEN

La agroindustria tiene que realizar infraestructuras para la gestión de sus efluentes residuales, siendo estas inversiones no productivas, es decir no obtiene ningún beneficio por ellas. Por otro lado la agricultura para obtener producciones para una creciente demanda de alimentos, debe incorporar nutrientes en forma de fertilizantes minerales, siendo estos fertilizantes minerales finitos en la Tierra. Para esta recuperación existen procedimientos ya estudiados técnica y económicamente como el compostaje o la digestión anaerobia, y otras tecnologías nuevas pero que aún no son competitivas frente al uso de fertilizantes minerales, como la precipitación del fósforo en forma de estruvita, la recuperación de amonio con membranas permeables o la recuperación de los nutrientes en forma de biomasa de algas.

En este contexto, en la región vitivinícola de Uclés, perteneciente a la Comunidad Autónoma de Castilla La Mancha (España) se implantó durante 8 meses un prototipo para la transformación de los residuos de la agroindustria vitivinícola en biogás y digestato (D) a través de la digestión anaerobia y la transformación parcial de este digestato en biomasa de algas (BA). Estas dos enmiendas orgánicas, junto con un semi-compost obtenido del ensilado del raspón (SR), fueron evaluadas financieramente obteniendo una rentabilidad del TIR del 13,11% y un VAN 214.792 €. Posteriormente se analizaron los precios del valor fertilizante respecto el nitrógeno de las tres enmiendas obtenidas: BA 11,43 €·Kg⁻¹, D 19,69 €·Kg⁻¹ y SR 0,00 €·Kg⁻¹, siendo en el último cero debido a que los costes evitados imputados son mayores que los costes totales. Estos precios frente a los fertilizantes tradicionales, resultaron poco competitivos, especialmente la unidad fertilizante obtenida de BA y D, pues excedían mucho de los tradicionales: fertilizantes minerales (1,8 €·Kg⁻¹) y estiércol ganadero (0,74 €·Kg⁻¹), derivándose de ello costes de fertilización por superficie de cultivo inasumibles.

Del análisis de sensibilidad de la productividad en biomasa de algas del MPB y de la producción energética del MDA, se vio que el incremento de la escala del prototipo mejoraba estos precios por unidad fertilizante. Por ejemplo incrementando de 0,010 g·L⁻¹·día⁻¹ de productividad en biomasa de algas a 0,126 g·L⁻¹·día⁻¹, se obtendría un precio de venta de BA de 0,1396 €·Kg⁻¹, al igual que el fertilizante mineral. Respecto a la parte de digestión anaerobia este se tendría que incrementar en un 837%.

Esta diferencia entre el precio obtenido de las enmiendas frente al de los productos tradicionales sustitutivos se trató de solventar a través de un modelo participativo en el que la agroindustria y la agricultura invirtieran en una planta de recuperación de nutrientes residuales como la contemplada en el proyecto. Para ello se ha propuesto que la agricultura financiase la inversión y gestión mediante la aportación del subsidio agrario que recibe de la Política Agraria Común, y la agroindustria a través de los costes evitados, es decir de lo que se ahorra en el contrato de suministro eléctrico y la gestión de los residuos. De este modo la agricultura recibe a cambio un fertilizante sin coste (pues se produce dentro del ciclo) y la agroindustria ahorra un coste energético y gestión de efluentes. La idoneidad de este modelo participativo depende de la escala de producción en la que nos situemos. Asumiendo una productividad en BA de 0,126 g·L⁻¹·día⁻¹, se obtiene para la agroindustria y la agricultura una igual rentabilidad de TIR 5,27%

y 10.570€ y 15.263€ de VAN y para la agroindustria y agricultura respectivamente. También se analizó que desarrollar de este modelo participativo rentable para ambos actores pasaría por que este tipo de infraestructuras fuesen reconocidas e incentivadas por el mercado del carbono, y estos modelos participativos que abarquen esta tecnología, por beneficios fiscales para ambos actores.

II.1. INTRODUCCION

Según datos del 2012, la agricultura es el segundo sector que más emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) genera en la Unión Europea (UE), con 469 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq) [1]. Las emisiones directas e indirectas de óxidos de nitrógeno (NOx) provenientes del suelo, suponen el 43% en el sector de la agricultura [1]. Los factores que intervienen en la emisión de NOx están directamente relacionados con las prácticas agrícolas: cantidad de fertilizante nitrogenado, tipo de fertilizante y con las condiciones del suelo [2]. De entre estos factores, en los que podemos intervenir estaría el tipo de fertilizante para tratar con ello de conseguir unas condiciones óptimas del suelo, aportando el nitrógeno necesario para el cultivo y, paralelamente ajustar el contenido de carbono necesario en el suelo para reducir la emisión de NOx, como apuntan varios autores [2]–[4]. Es por esta razón que las enmiendas orgánicas tienen un papel más importante en la reducción de las emisiones de GEI que los fertilizantes minerales, ya que estas incorporan carbono.

Por otro lado, los fertilizantes minerales en su fabricación también emiten grandes emisiones de GEI, como apunta Lal [5] que establece que se emiten 1,35 Kg Ceq por Kg de nitrógeno producido. A nivel mundial, en 2012 se produjeron 122.136.708 tm de fertilizantes nitrogenados [6], con unas emisiones equivalentes de 164.884.556 tm de Ceq.

No son solo las emisiones de GEI asociadas a los fertilizantes minerales lo que hay que tener en cuenta para valorar de eficiencia de un fertilizante, sino también asegurar el suministro de estas materias activas: nitrógeno, fósforo y potasio a la agricultura. El fósforo es un recurso finito en la Tierra y es preciso incrementar la recuperación de este en las aguas residuales. Esta recuperación se hace a través de la estruvita (MgNH₄PO₄·6H₂O) [7]. Shu *et al.* [8], señalan que la recuperación en forma de estruvita del fósforo contenido en todas las aguas residuales mundiales supondría producir 0,63 millones de toneladas anuales de P₂O₅, que implicaría reducir la dependencia de los yacimientos minerales en un 1,6%.

Lo dicho anteriormente toma especial relevancia si consideramos que las perspectivas de crecimiento para 2050 apuntan que existirán 9,15 billones de personas en el mundo, frente los 7,23 billones que son el 2015. Estas predicciones suponen que se deberán producir más alimentos [9] y con ello se necesitarán más fertilizantes.

El incremento de la demanda de fertilizantes puede estimular las nuevas tecnologías y generar oportunidades en la recuperación del fósforo de los residuos ganaderos [10], u otros residuos y nutrientes, como el nitrógeno.

Las tecnologías que se pueden aplicar son varias para la recuperación de los nutrientes residuales. Tecnologías biológicas como el compostaje y la digestión anaerobia [11], u otras que están siendo a día de hoy más investigadas como la recuperación de fósforo a través de la estruvita [12] o la recuperación de amonio a través de membranas permeables [13]. La recuperación de los nutrientes residuales en forma de biomasa que posteriormente se utilice como enmienda orgánica fertilizante son también tecnologías aplicables. La recuperación a través de biomasa algal es otra tecnología que tiene una gran aplicabilidad en el sector de los fertilizantes como apunta Wang et al. [14]. En aguas con contaminación por fósforo se producen eutrofización de las aguas, es decir crecimiento de algas [15]. Son las algas microorganismos que demandan en su crecimiento nutrientes como el N y el P, fijándolos en forma de biomasa algal, por lo que éstas constituyen también una tecnología de recuperación de nutrientes [16], [17].

Las agroindustrias o las industrias de los alimentos es un sector contemplado como emisor de GEI por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), siendo los efluentes residuales potenciales emisores de N₂O y CH₄, y pudiendo estos ser susceptibles de aprovecharse para la generación de energía térmica y eléctrica a través de procesos de digestión anaerobia [18].

En este contexto de cambio tecnológico, el sector vitícola va a tener que adaptarse a los efectos del cambio climático si desea mantener una calidad continua, cambios que tendrán su manifestaciones más notables en la gestión del agua y del suelo entre otros, como apunta Mozell [19]. La preocupación de las industrias vinícolas en este campo, desencadenó en 2011 una plataforma que buscaba concienciar e investigar sobre el cambio climático y el efecto sobre el sector vitinícola. Surgió llamada *Wineries For Climate Protection* [20]. Es por tanto un sector preocupado por los efectos del cambio climático e implicado en el desarrollo de nuevas tecnología que contribuyan a su mitigación.

A nivel mundial, solo la UE cuenta con el 62,1% de la producción de vino y España sola representa el 13,3% de la producción mundial, según datos del 2015 [21]. En España existen más de 4.000 bodegas que suponen el 14% de toda la industria agroalimentaria española y que supone una contribución neta al PIB que ronda el 1% [22]. Es por consiguiente un sector clave en el desarrollo de la economía de la UE.

La UE a través de la Política Agraria Común (PAC), destina subsidios agrarios a determinados cultivos, con el objetivo de fortalecer el sector primario en un contexto mundial marcado por la globalización y la apertura de mercados. En la actualidad existen ciertos cultivos muy dependientes de las ayudas directas provenientes de la PAC, entre los que se encuentran los herbáceos. Sin embargo el viñedo que produce dentro de una denominación de origen (DO) se encuentra al margen de estas ayudas. Estos subsidios son “controlados” por la Organización Mundial del Comercio ya que están sujetos a una regulación, que evita que los países apoyen los cultivos de modo que distorsione la competencia igualitaria entre los países productores. Para salvar estas desautorizaciones y fortalecer la estructura productiva del sector primario, la tendencia es desacoplar las ayudas agrícolas de la producción, de modo que las ayudas sean catalogadas como de caja verde por la OMC [23]. Esta premisa es la que marca la aplicación de ayudas directas en el actual modelo de PAC en la UE.

Esta potenciación por parte de la PAC de una estructura productiva más autónoma de las ayudas de la PAC fortalecería también la búsqueda de mecanismos y tecnología que hagan al sector agrario menos dependiente de los inputs importados, y por tanto más autosuficiente en cuanto al uso de recursos, ya que como apunta Tukker [24], Europa es muy vulnerable en este sentido en la lucha por los recursos mundiales. Esto supone que el modelo de ayudas futuro fomente la producción bajo un modelo sostenible. Ya existen precedentes de esta tendencia, como es el caso de Australia que en 2012, desencadenó con el conocido programa *Carbon Farming Initiative* [25]. Mediante este programa se penalizaban las actividades emisoras de GEI e se incentivaban aquellas que invertían en una tecnología novedosa para mitigar sus emisiones. Además se dotaba de forma paralela a la agricultura y ganadería de mayor protagonismo en la lucha contra el cambio climático, favoreciendo que los ganaderos y agricultores contribuyan a fijar carbono en el suelo y reducir así su huella de carbono, por medio de la acometida de proyectos en sus explotaciones.

En este contexto y ligado a la tendencia de transformación de subsidios agrícolas a ambientales, es en el que se propone evaluar financieramente el modelo propuesto de producción. Planteando un modelo participativo de inversión en estas tecnologías de

recuperación de nutrientes. Se centra en la recuperación de nutrientes residuales de la agroindustria vinícola a través de digestión anaerobia, compostaje y biomasa de algas. Esta tecnología fue implementada en la Denominación de Origen Vinos de Uclés, que fue la primera DO que tiene certificada la huella de carbono [26]. Este desarrollo se implementó dentro del proyecto LIFE+ Integral Carbon (LIFE13 ENV/ES/001251) [27], tanto para el sector vitivinícola como el lácteo. En esta investigación se va a centrar el modelo participativo en el sector primario.

II.2. METODOLOGIA

II.2.1. CARACTERISTICAS DE LA AGROINDUSTRIA

La agroindustria sobre la que se evalúa el modelo propuesto fue el vitivinícola. Se trabajó sobre la bodega y viñedos de Bodegas Fontana que pertenecen a la Denominación de Origen Vinos de Uclés (DO), que se localiza en el municipio de Fuente de Pedro Naharro (Cuenca). Esta bodega cuenta con más 500 hectáreas de viñedo dentro de la DO de Uclés.

En esta bodega se localizó el prototipo durante 01/09/2015 a 30/04/2016, recogiendo los datos necesarios para la evaluación del escenario con prototipo (EP). Este escenario consistió en implantar un prototipo que transformase los residuos de la agroindustria vitivinícola en energía y en enmiendas fertilizantes con el fin de recuperar los nutrientes de los residuos. Estas enmiendas fueron digestato, compost de silo de raspón y biomasa de microalgas autóctonas de los suelos. Esto se concibió de forma integrada entre el viñedo y la bodega, a fin de mejorar la sostenibilidad y la rentabilidad de la agroindustria, como se esquematiza en la **Figura II.44**.

También se recogieron los datos pertenecientes a la campaña 2014-2015 para evaluar el escenario sin prototipo (ESP). Estos datos abarcaron desde los costes asociados a las labores agrícolas en los viñedos, a los costes de la bodega.

Durante 8 meses se evaluaron los ESP y EP en el sector vitivinícola, Durante este periodo se obtuvieron 6 ciclos de producción de microalgas, siendo 4 los utilizados como de referencia para el EP. Entendiendo como ciclo el tiempo que discurre desde la inoculación del medio de cultivo hasta que se llega a la máxima concentración de microalgas, retirándose posteriormente todo el volumen, y dando lugar a otro ciclo.

II.2.1.1. DESCRIPCIÓN DEL PROTOTIPO

El prototipo lo componen dos módulos: un módulo de digestión anaerobia (MDA) y un módulo de producción de biomejorador (MPB). El prototipo se ha desarrollado dentro del marco del proyecto LIFE+ Integral Carbon [27].

En el MDA se transforman los residuos de la agroindustria en biogás y digestato. Este fue desarrollado por la empresa Kepler Ingeniería y Ecogestión, basada en la tecnología de digestión anaerobia *Snow Leopard* [28], la cual desarrolla un proceso de hidrólisis físico-química previa a la digestión anaerobia. Este módulo consta de 4 elementos diseñados para ser transportados en un transporte especial, como se muestra en la **Figura II.45**: depósito de hidrólisis I, caseta, depósito de digestión anaerobia y cajón con bombas y generador neumático. Primero dispone de un depósito llamado hidrólisis I, en la cual se introducen los sustratos que se van a utilizar en la digestión, a través de una carga con una pala mecánica. Posteriormente se bombea hasta la cavidad del cilindro verde como se muestra en la **Figura II.45**, donde se desarrolla la segunda fase de hidrólisis, para posteriormente bombear el fluido al compartimento de la digestión anaerobia de 40 m³, donde se produce el biogás por la parte superior y el digestato se evacúa al depósito anejo (**Figura II.45.3**). El espacio de cabeza de la cavidad del digestor anaerobio funciona a forma de gasómetro para regular la presión de la caldera. La caldera/motor se localiza aneja al elemento de la caseta (**Figura II.45.2**.) Situado entre el depósito de hidrólisis I y el depósito de digestión anaerobia, se ubica el cajón con los dispositivos de bombeo y equipos de presión.



Figura II.45. (1) vista del MDA previa a su funcionamiento. (2) Vista de la caseta donde se localiza aneja la caldera/motor de combustión de biogás. (3) Vista del depósito de digestato de 6 m³, y anejo al floculador de digestato. (4) Vista de salida de digestato.

El MPB tiene como objetivo transformar los nutrientes del digestato en biomasa de algas, es decir el llamado biomejorador. Para maximizar el crecimiento de las microalgas que componen la biomasa final, se introducen los gases de combustión de la caldera del biogás del MDA. Este módulo se compone de un remolque de automóvil diseñado y construido específicamente para albergar los dispositivos necesarios para el cultivo de microalgas. Este dispone de una cubierta de placas fotovoltaicas con una potencia de 860 Wp, de una cavidad cerrada donde se ubican los dispositivos de control y monitorización, y de otra donde se transporta el depósito y los demás elementos: depósito desmontable de 30m³, sistemas de inyección de gases de combustión, etc. (Figura II.46).



Figura II.46. Fotografías del traslado de DO Vinos de Uclés (Cuenca) a instalaciones de la empresa Ropulpat en Burgos. **(1)** MPB recogido y listo para ser transportado. **(2)** Transporte del MPB en trayecto dirección Burgos. **(3)** Vista del montaje de MPB, donde se aprecian los dispositivos que componen el modulo. **(4)** Vista de montaje finalizado del MBP.

II.2.2. EVALUACION DE COSTES

Para la evaluación económico-financiera del prototipo se tuvo en cuenta la estructura de costes e ingresos del escenario sin prototipo (ESP) y el escenario con prototipo (EP). En el EP se desglosaron las inversiones que suponen el prototipo y los gastos que genera la operación del mismo.

II.2.2.1. ESCENARIO SIN PROTOTIPO

II.2.2.1.1. Labores agrícolas

En la **Figura II.48**, se muestran el ciclo productivo que vincula la fase agraria con la agroindustrial y los flujos que relacionan los subproductos generados y utilizados entre ambas fases. En el viñedo se introducen cada tres años $10.000 \text{ Kg}\cdot\text{Ha}^{-1}$ de estiércol a los viñedos como enmienda orgánica fertilizante que supone un coste de la materia prima de $0,02 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$. Esta labor se realiza con un esparcidor arrastrado con un tractor que según datos de MAGRAMA [29] tiene un coste de $24,64\text{€}\cdot\text{Ha}^{-1}$ con un rendimiento horario de $0,71 \text{ Ha}\cdot\text{h}^{-1}$. A este coste se incorpora el coste del operario agrícola

tractorista. Todo ello tiene un coste total de materia prima y aplicación de 42,39 €·Ha⁻¹.

En la **Tabla II.14**, atendiendo a la composición media del estiércol de origen ovino que se emplea en fertilización, se obtienen las necesidades totales fertilizantes del viñedo, así como el precio de la unidad fertilizante (PUF) calculado con **Ecuación II.2**. Dónde: CE es la composición media en N, P, K del fertilizante [Kg·Kg⁻¹] y PE es el precio de la enmienda fertilizante [€·Kg]

Tabla II.14. Necesidades fertilizantes medias del viñedo. Precio estiércol 0,02 €·Kg⁻¹

Nutriente	Composición media de estiércol [Kg·Kg ⁻¹]	Unidades fertilizantes para 3.333 Kg Ha ⁻¹ [Kg·Ha ⁻¹]	Precio por unidad fertilizante [€Kg]
N	1,77	59	0,74
P	0,22	7,33	0,09
K	1,65	55	0,69

Ecuación II.2. Calculo de precio de unidad fertilizante

$$PUF_{i=NPK} = \frac{i[CE]}{[PE]}$$

II.2.2.1.2. Balance respecto la agroindustria

Las bodegas desarrollan su actividad más intensa en las semanas que dura la vendimia, donde los procesos asociados a la recepción de la uva se suman con los asociados a los procesos de fermentación en los depósitos y la actividad diaria como es el embotellado. Por ello se consideró que la mayor concentración de actividad en la bodega se centra durante 8 meses, asociando a ellos la generación de residuos y efluentes y la demanda energética. Los datos de consumos eléctricos de la bodega en el periodo 2014-2015, muestran (**Figura II.47**) que durante los meses de agosto-abril. Para estos meses, la demanda energética supone el 74% del total anual, siendo el gasto energético anual es de 691.271 KWh. Por ello el prototipo se ubicó durante este periodo.

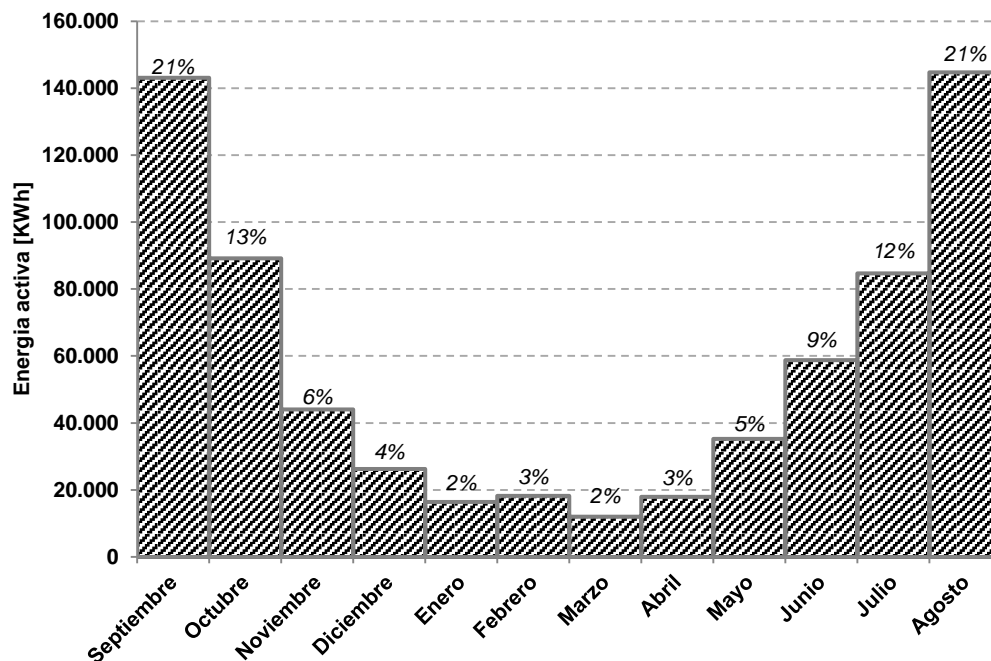


Figura II.47. Gasto en energía activa del periodo 2014-2015 [KWh] indicando proporción de gasto respecto al anual. Datos facilitados por la Bodega.

El consumo eléctrico de la bodega abarca desde el funcionamiento de los procesos de despalillado, estrujado de los días de recepción de uva en vendimia, a los procesos de remontado y enfriado del mosto. El consumo térmico se resume en la necesidad de agua caliente para limpieza de los equipos, depósitos, barricas y en el embotellado del vino. La fuente energética para la obtención de este calor proviene en este caso del gasóleo con un consumo anual de 10.839 L, según datos suministrados por la bodega, que supone una energía de 111.425 KWh. Siendo el coste medio del gasóleo de 1,028 €·L⁻¹ en el periodo 2014-2015, según aparece reflejado en facturas de la bodega.

En cuanto a generación de efluentes residuales, estos se centran principalmente en el periodo de vendimia. Para la bodega en cuestión se cuantifican estos efluentes en unos 6.476m³ de aguas de limpieza anuales y 348.750 Kg de raspón equivalente en las 500 Ha de suministro de la bodega.

Este agua de limpieza tiene una alta carga orgánica debido a los sólidos que lleva en suspensión: pepitas y hollejos principalmente. Esta agua antes de ser vertida a la depuradora municipal precisa ser eliminada de estos sólidos, pero en el ESP no se realiza ningún tratamiento previo. Por ello se calcula el canon de control de vertidos (CCV) teniendo en cuenta la carga contaminante del vertido generado en este escenario. La **Ecuación II.3** que recoge como se calcula este canon [30].

Ecuación II.3. Calculo de importe del canon de control de vertidos (CCV)

$$CCV = V \cdot P \cdot k1 \cdot k2 \cdot k3$$

Donde V es el volumen anual de vertido autorizado que son 6.476 m³·año⁻¹. P es el precio del canon con un valor de 0,042€/m³ [30]. k1 es el coeficiente según características del vertido que toma un valor de 1,09 por ser una bodega. k2 es el coeficiente según grado de contaminación del vertido se toma 2,5 ya que este vertido no dispone en este escenario de ningún tratamiento. Por ultimo k3 es el coeficiente de calidad del cauce del rio Riansares que es de 1,12 de categoría II [30]. Todo ello supone CCV de 4.264 €·año⁻¹

En cuanto al raspón, está formando con el raquis y las hojas que llegan a la bodega y que son retiradas en el proceso de despalillado. Este residuo por lo general es transportado por un gestor de residuos, lo que supone un coste total anual de 5.580€. La cantidad de raspón generada es de 348.750 Kg·año⁻¹ en 500 Ha.

En la **Figura II.48** se esquematiza todo el proceso de flujos de residuos e inputs que provoca este proceso.

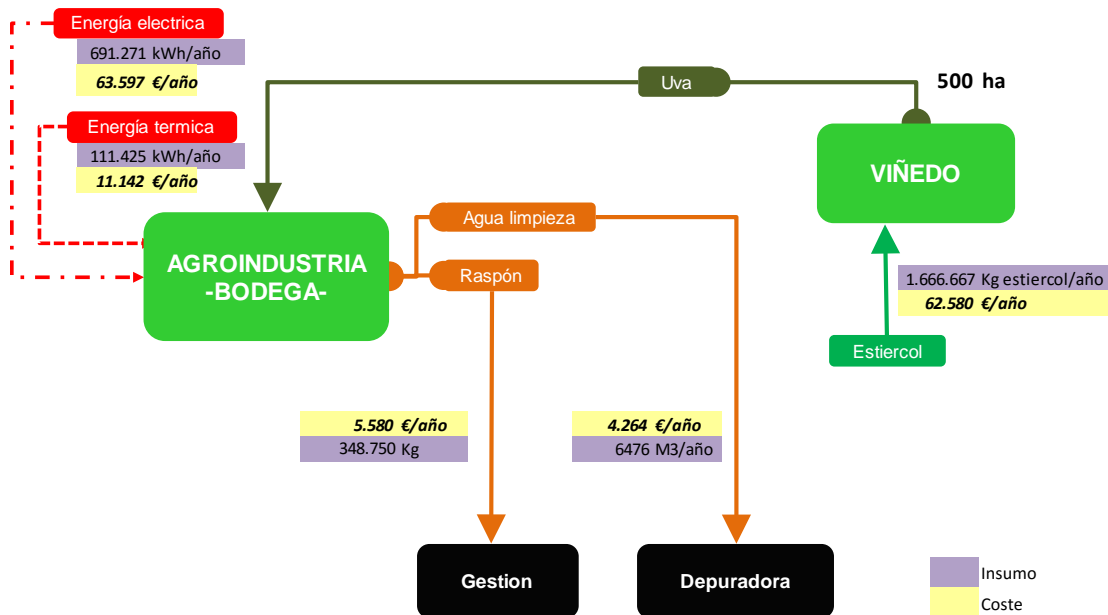


Figura II.48. Diagrama del escenario sin prototipo (ESP) indicando los insumos y costes asociados de forma anual.

II.2.2.2. ESCENARIO CON PROTOTIPO

II.2.2.2.1. **Condicionantes**

Las características de procesamiento de la planta prototipo son las que condicionan la dimensión del efecto del prototipo en el diagrama de proceso de la agroindustria

(Figura II.49). Primero tenemos los sustratos de digestión anaerobia que van a ser empleados para la producción de biogás. Estos sustratos son las aguas de limpieza, el raspón purín de cerdo y el estiércol de gallinas de puesta que en vez de utilizarlo directamente como enmienda orgánica-fertilizante en los viñedos va a ser digerido para obtener un digestato con el que suplir las necesidades fertilizantes de los viñedos.

Dado el poder metanogénico de los sustratos disponibles se procedió a calcular la fracción de los mismos en el sustrato de codigestión. Los valores de esta mezcla fueron facilitados por la empresa Kepler Ingeniería y Ecogestión como se recogen en la Tabla II.15, así como sus rendimientos en la producción de biogás.

Tabla II.15. Relación de sustratos empleados en la elaboración del sustrato de cogeneración y productividad. Información suministrada por Kepler Ingeniería y Ecogestión. Sustrato de codigestión con 0,36% de nitrógeno total y 5,2% de materia seca.

SISTRATOS	
Estiércol gallinaza [Kg día ⁻¹]	60
Purín cerdo [Kg día ⁻¹]	1.000
Ensilado de raspón [Kg día ⁻¹]	20
Aguas de limpieza [Kg día ⁻¹]	1.000
Total alimentación [Kg día ⁻¹]	2.080
PRODUCTIVIDAD	
Producción Biogás [Nm ³ día ⁻¹]	38
Producción Metano [Nm ³ día ⁻¹]	24
Producción de digestato [L· día ⁻¹]	2.000

Con la anterior información se definió para una duración de 8 meses de funcionamiento (septiembre-abril), una producción equivalente en energía térmica de 180,5 KWh·día⁻¹, que supone un 36% del consumo anual de la bodega y una producción en energía eléctrica equivalente en 85,12 KWh·día⁻¹. De la energía térmica producida alrededor de 14,85 KWh·día⁻¹ son destinados a mantenimiento del digestor anaerobio. Siendo la energía disponible un 3% de la energía que consume anualmente la agroindustria.

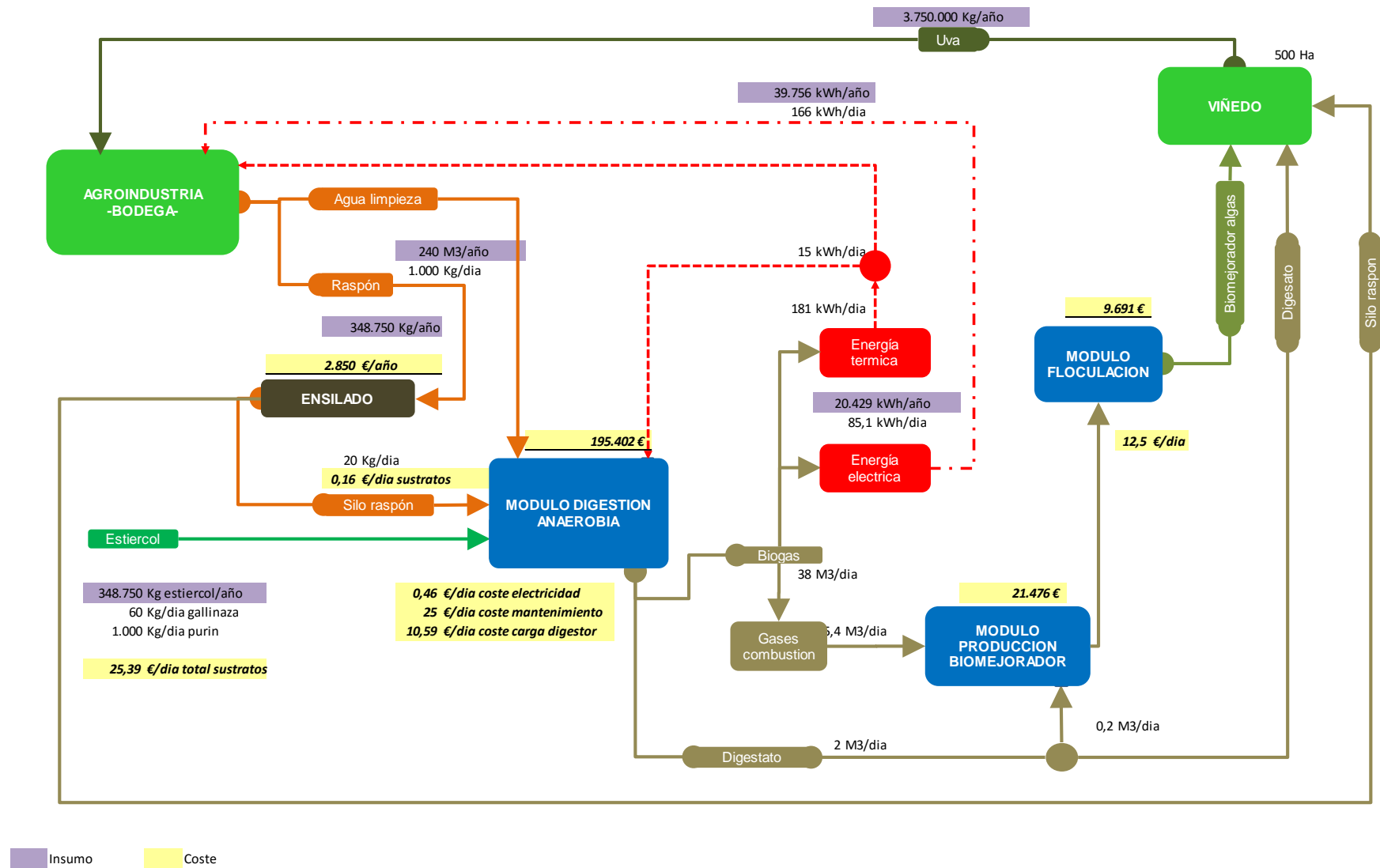


Figura II.49. Diagrama del escenario con prototipo (EP) indicando los insumos y costes asociados de forma anual.

II.2.2.2.2. Logística de almacenamiento de raspón

El raspón es el residuo obtenido de la separación de la uva del resto de material vegetal que se recibe en la bodega y que se obtiene en el proceso de despalillado. Este residuo solo se obtiene en las semanas que dura la vendimia. Es decir, se genera mucho residuo en poco tiempo, precisando disponer de este residuo a lo largo del periodo de funcionamiento del prototipo.

Dentro de los procesos que nos permitían mantener en unas condiciones buenas el raspón, se estuvieron barajando el adicionar azufre a los restos vegetales con el objetivo de inhibir la fermentación propia de este residuo durante tanto tiempo, pero este azufre, a parte del coste que conlleva, tendría un impacto negativo en la microbiología del proceso de digestión encargada de producir biogás. Finalmente se pensó en ensilar este residuo en condiciones anaerobias. Este residuo presenta un contenido del 77% en materia seca y un contenido en azúcares considerable derivado de la mezcla con las uvas en el proceso de despalillado.

Por ello se procedió a realizar un silo trinchera en el terreno con una caja excavada de 10x4x1m. Sobre esta caja se dispuso un plástico de 400µm para impermeabilizar y garantizar el ambiente anaerobio después de finalizar el silo. La operativa diaria fue talar previamente el residuo acopiado en tongadas de unos 30 cm, para posteriormente con un tractor de 70 CV compactarlo. Esta labor de forma diaria duró una hora. En la **Figura II.50** se muestra la secuencia de la fabricación del silo del raspón. En la **Tabla II.16** se muestra el coste de la elaboración del silo para unos 348.750 Kg de raspón. Considerándose que el raspón no sufre variación de peso final en el ensilado, se estima que se obtiene la misma cantidad de ensilado, que aplicando los costes de fabricación de 2.850 € se obtiene un coste de 0,01 €·Kg⁻¹.

Tabla II.16. Desglose de coste de fabricación de silo e ensilado de raspón. Coste de tractor extraído [29]

Movimiento de tierras (10x4x1m) [€]	800
Plástico de ensilado [€]	350
Operación de ensilado (horas operario + coste tractor) (32 h; 45€ h ⁻¹ operario; 28,13 € h ⁻¹ tractor) [€]	957



Figura II.50. (1) Excavación de silo trinchera. (2) Silo trinchera previo a la colocación del plástico. (3) Acopio de raspón previo al ensilado, directamente del proceso de despalillado. (4) Vista previa al llenado del silo. (5) Llenado de silo con raspón. (6) Silo lleno previo a la compactación. (7) Compactado de raspón con tractor. (8) Silo de raspón finalizado, cubierto con plástico.

El silo empezó a utilizarse pasadas 5 semanas. Durante este tiempo se vio como se fue produciendo un proceso fermentativo en el interior, y como el volumen del mismo disminuyó considerablemente. La producción anual de silo raspón (SR) como enmienda orgánica fertilizantes en la DO de Uclés fue de 343.950 Kg.

En la **Tabla II.17** se muestra la composición media del ensilado de raspón que se obtuvo del análisis en laboratorio. Para su análisis una muestra representativa se secó

durante 72 horas a 105°C, obteniendo el contenido en materia seca. Posteriormente se trituró la muestra y realizó una determinación de nitrógeno total y carbono a través del analizador LECO TruSpec CN elemental analyzer (LECO Corporation, St. Joseph MI). Paralelamente parte de la muestra triturada se digirió para analizar por absorción atómica de llama el potasio total (K) y por espectrometría en espectroscopia ultravioleta-visible el fosforo total (P).

Tabla II.17. Composición media de ensilado raspón analizado

Parámetro	Ensilado raspón
Nitrógeno total	2,49% p/p
Fosforo total	0,07% p/p
Potasio total	1,02% p/p
Carbono total	38,29% p/p
Materia seca	79,00% p/p

II.2.2.2.3. Logística de almacenamiento de aguas sucias

Estas aguas también concentran su generación en época de vendimia, pero para no desbordar la depuradora municipal que las recibe se almacenan en un depósito de 200m³. Por ello esta estuvo disponible durante todo el tiempo que duro el proceso. Como se ha comentado en el apartado II.2.2.1.2, el volumen anual de aguas sucias vertidas a la red de saneamiento municipal es de 6.476 m³ en el 2014-2015. Pero solo se emplean con el prototipo 240 m³, un 4%.

II.2.2.2.4. Logística en almacenamiento de estiércoles

El purín de cerdo utilizado como digestato de MDA fue suministrado cada dos semanas y almacenado en una cisterna flexible de 10 m³. En cuanto al estiércol de gallina, este fue acopiado en unos terrenos adyacentes al prototipo (**Figura II.51**). El coste de este estiércol fue de 0,02 €·Kg⁻¹.



Figura II.51. (1) Descarga de estiércol de gallinaza **(2)** Acopio de estiércol de gallinaza provisto de plástico cubriéndolo a fin de evitar lixiviados de nutrientes y proliferación de insectos.

II.2.2.2.5. Módulo de digestión anaerobia (MDA)

La construcción de este módulo supone una inversión de 195.405 €, según presupuesto suministrado por la empresa Kepler Ingeniería y Ecogestión, y unos costes de funcionamiento totales de $36,05 \text{ €} \cdot \text{día}^{-1}$, que se presentan desglosados en la **Tabla II.18**. Por otro lado, los costes totales de uso de sustratos ascienden a $25,55 \text{ €} \cdot \text{día}^{-1}$, con las cantidades presentadas en la **Tabla II.15** y el precio de $0,02 \text{ €} \cdot \text{Kg}^{-1}$ para el estiércol gallinaza y el purín cerdo.

La producción media de biogás fue $38 \text{ Nm}^3 \cdot \text{día}^{-1}$. Este biogás fue quemado en el motor/caldera y los gases de combustión fueron introducidos en el MPB $5,4 \text{ Nm}^3 \cdot \text{día}^{-1}$. Este volumen corresponde al tiempo de funcionamiento de las bombas de aireación y al caudal de las mismas: 3 bombas de $7,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ durante un tiempo medio de 4 horas diarias.

Tabla II.18. Desglose de costes de mantenimiento y operación del MDA. Coste eléctrico 0,092 €·KWh⁻¹ [31]

Consumo eléctrico de MDA -Potencia eléctrica Digestor (5 KWh·dia ⁻¹) [€·dia ⁻¹]	0,46
Operario encargado de supervisión y mantenimiento (1 h· dia ⁻¹) [€·dia ⁻¹]	25,00
Carga de digestor con sustratos haciendo uso de pala mecánica (1 h· dia ⁻¹) [29] [€·dia ⁻¹]	10,59

En cuanto al digestato, de los 2 m³ diarios producidos solo se derivan al MPB 0,2 m²·día⁻¹.

El digestato que no es empleado en el MPB es aplicado a campo como enmienda fertilizante con una cisterna arrastrada con un coste total de 34,79 €·Ha⁻¹. De igual forma el ensilado de raspón no procesado se propone aplicarlo a campo como enmienda con un esparcidor con un coste total de 45,32 €·Ha⁻¹. Estos valores de coste de maquinaria han sido obtenidos del MAGRAMA [29] y tomando el coste de un tractorista en 25 €·h⁻¹.

La producción anual de digestato (D) como enmienda orgánica fertilizante en la DO de Uclés fue de 432.000 Kg de digestato.

La composición media del digestato se recoge en la Tabla II.19. Se tomó una muestra representativa del digestato. El contenido en materia seca se obtuvo de la diferencia de peso después de un secado durante 72 horas a 105 °C. Se determinaron el carbono total, nitrógeno total mediante analizador COT/TN (Shimadzu). El fósforo total se analizó a través de espectrometría UV-visible y el potasio a través de absorción atómica de llama, previa digestión ácida en microondas de la muestra.

Tabla II.19. Composición media del digestato agroalimentario analizado

Parámetros	Digestato agroalimentario
Nitrógeno total	0,216% p/v
Fósforo total	0,014% p/v
Potasio total	0,118% p/v
Carbono total	2,01% p/v
Materia seca	1,50% p/v

II.2.2.2.6. Módulo de producción de biomejorador (MPB)

En la **Tabla II.20** se muestra el desglose del presupuesto del MPB, ascendiendo el presupuesto a 21.476 €. Indicar que este presupuesto se corresponde al MPB que se desarrollaría a escala comercial, descartando monitorizaciones que en caso del

proyecto LIFE+ Integral Carbon si se han realizado, por razones de investigación. Por otro lado el coste de mantenimiento y funcionamiento de este módulo queda sujeto al Módulo de Floculación como a continuación se explica.

CAPITULO II. EVALUACION DEL MODELO PARTICIPATIVO ENTRE AGRICULTURA-
AGROINDUSTRIA PARA LA CONVERSION DE RESIDUOS EN ENMIENDAS FERTILIZANTES

Tabla II.20. Desglose de presupuesto material, mano de obra y precio de venta libre de impuestos del
Módulo Producción de Biomejorador.

PRESUPUESTO MATERIAL					15.573 €	
UD	Depósito del 30m3. Tipo VOLUTEX Pronal			1	4.828,00 €	4.828 €
UD	Brazo poroso			10	32,03 €	320 €
M	Tubo poroso de 7mm. L=15 m		1,30 €	15	19,50 €	
M	Tubo PVC 50 mm		2,50 €	2,4	6,00 €	
M	Tubo PVC 20 mm		0,60 €	1,3	0,78 €	
UD	U varilla roscada		1,50 €	1	1,50 €	
M	Tubo de PE 7mm		0,85 €	5	4,25 €	
UD	Estructura de remolque. 2600 x 1400 x 1950. 750 kg			1	3.369,85 €	3.369 €
UD	Sistema de recogida e inyección gases			1	983,52 €	983 €
UD	Bomba de aspiración/impulsión		308,01 €	2	616,02 €	
M	Tubería flexible de aspiración		3,50 €	100	350,00 €	
M	Tubería impulsión 16mm		0,70 €	25	17,50 €	
UD	Sistema eléctrico fotovoltaico			1	1.470,36 €	1.470 €
UD	Placas fotovoltaicas 145Wp		120,06 €	6	720,36 €	
UD	Baterías		250,00 €	3	750,00 €	
UD	Sistema de control y monitorización			1	3.547,00 €	3.547 €
UD	Cuadro de gases. CO2		700,00 €	1	700,00 €	
UD	Controlador Datalogger		1.278,00 €	1	1.278,00 €	
UD	Sonda de temperatura con vaina		73,00 €	2	146,00 €	
UD	Sonda de pH y transmisor		380,00 €	1	380,00 €	
UD	Sonda de Conductividad eléctrica		380,00 €	1	380,00 €	
UD	Sonda de radiación PAR sumergible		180,00 €	1	180,00 €	
UD	Electroválvula gas		90,00 €	1	90,00 €	
UD	Sonda de presión gas en línea		93,00 €	1	93,00 €	
UD	Cuadros eléctricos y cables		300,00 €	1	300,00 €	
UD	Estandarización de digestato			1	1.054,46 €	1.054 €
UD	Bomba 12V DC		45,00 €	1	45,00 €	
UD	Tubo conexión 20 mm		0,46 €	50	23,00 €	
M	Tubería PVC 200m		12,83 €	3	38,49 €	
UD	Tapón reducido macho 200-125mm		1,45 €	1	1,45 €	
UD	Tapón reducido macho 125-50mm		2,30 €	1	2,30 €	
M	Tubería PVC 50mm		2,63 €	3	7,89 €	
UD	Codo 90° PVC 50mm		2,36 €	1	2,36 €	
UD	Derivación 45° 110-50mm		27,30 €	1	27,30 €	
UD	Manguito 110mm		2,18 €	1	2,18 €	
M	Tubería PVC 110mm		10,20 €	3	30,60 €	
UD	Tapón reductor macho 110-125mm		4,87 €	1	4,87 €	
UD	Tapón reductor macho 125-200mm		3,02 €	1	3,02 €	
UD	Módulo de floculación digestato		830,00 €	1	830,00 €	
UD	Electrodos de hierro		36,00 €	1	36,00 €	
MANO DE OBRA						2940 €
BENEFICIO INDUSTRIAL (16%)						2962 €

La productividad de biomasa de algas se analizó a través de gravimetría, obteniéndose la representación de la **Figura II.52**. A nivel de productividad media para los cálculos del presente trabajo, se toma la productividad máxima diaria registrada en la monitorización de los 4 ciclos de estudio, que fue de 0,010 g MS L⁻¹ día⁻¹, con una duración media del ciclo de 19 días.

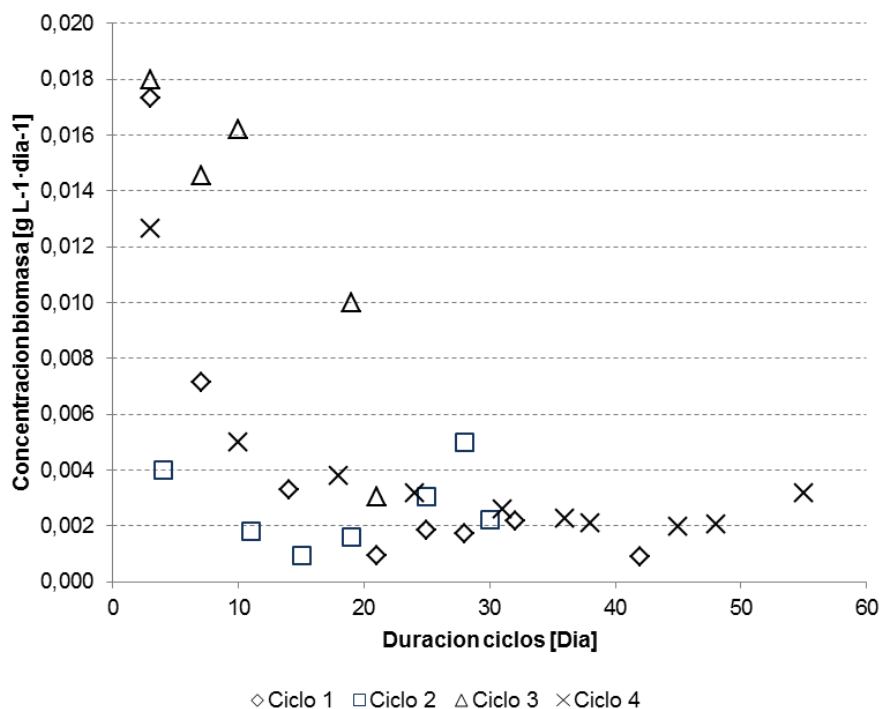


Figura II.52. Productividad media diaria de los 4 ciclos monitorizados.

II.2.2.2.7. Módulo de floculación

Este módulo es el encargado de realizar la concentración de la biomasa de las microalgas en suspensión a través de la electrofloculación.

En la **Tabla II.21** se muestra el desglose de la inversión en este floculador, que asciende a 9.412€. Este desglose atiende a la extrapolación de las experiencias realizadas con la electrofloculación a escala laboratorio. Este equipo está dimensionado para procesar un caudal de 300 mL min⁻¹ de medio de cultivo, atendiendo a las recomendaciones de Lee *et al.* [32]. En el dimensionamiento de este módulo se ha hecho uso de la energía fotovoltaica. Conviene indicar que existen equipos comerciales basados en la electro-floculación, con una capacidad de procesamiento mayor a la definida y con un coste mayor: Ennesys (www.ennesys.com).

CAPITULO II. EVALUACION DEL MODELO PARTICIPATIVO ENTRE AGRICULTURA-AGROINDUSTRIA PARA LA CONVERSION DE RESIDUOS EN ENMIENDAS FERTILIZANTES

Tabla II.21. Desglose de presupuesto material, mano de obra y precio de venta libre de impuestos del Módulo Floculación. Presupuesto total 9.412 €.

PRESUPUESTO MATERIAL				5.874 €	
UD	Estructura de modulo		1	400,00 €	400 €
UD	Sistema de agitación		1	356,00 €	356 €
	UD	Agitador con motor reductor y varilla mezcladora de plástico	178,00 €	2	356,00 €
UD	Sistema eléctrico fotovoltaico		1	1.580,24 €	1.580 €
	UD	Placas fotovoltaicas 1495x674x40 mm. 145Wp	120,06 €	4	480,24 €
	UD	Baterías	250,00 €	3	750,00 €
	UD	Regulador de carga	350,00 €	1	350,00 €
UD	Sistema de control y monitorización		1	628,00 €	628 €
	UD	Electroválvula	19,00 €	3	57,00 €
	UD	Programador LOGO! Siemens	175,00 €	1	175,00 €
	UD	Amperímetro y Voltímetro	96,00 €	1	96,00 €
	UD	Cuadros eléctricos y cables	300,00 €	1	300,00 €
UD	Componentes hidráulicos		1	669,91 €	670 €
	UD	Bomba peristáltica 12V DC 100mL/min	136,00 €	1	270,00 €
	UD	Deposito con tapa estanca de 50L	75,00 €	2	270,00 €
	UD	Pasa-muros 16mm	1,78 €	4	7,12 €
	M	Manguera PVC transparente 16mm	8,60 €	6	51,60 €
	UD	Derivación macho hembra reducida 45° 110-50mm	27,30 €	1	27,30 €
	UD	Tapón reductor macho 110-125mm	4,87 €	1	4,87 €
	UD	Tapón reductor macho 125-200mm	3,02 €	1	3,02 €
	M2	Electrodos de hierro 1 mm espesor	36,00 €	1	36,00 €
MANO DE OBRA					2.240 €
BENEFICIO INDUSTRIAL (16%)					1.298 €

Este módulo tiene unos costes de operación asociados a la visita de un operario cada 2-3 días para retirar la biomasa de algas floculada. Este trabajo tiene un coste de 12,5 €/dia⁻¹, considerando el coste de la hora del personal cualificado en 40 €/h⁻¹.

Esta biomasa se propone que para ser aplicada a suelo, sea con un equipo pulverizador 1500L, suponiendo un coste total de 9,26 €/Ha⁻¹: valores de referencia de [29] y tomando el coste de un tractorista en 25 €/h⁻¹.

La producción anual de biomasa de algas (BA) en la DO de Uclés con el prototipo fue de 3.368 Kg con una productividad media de 0,010 gMS·L⁻¹·día⁻¹

La biomasa obtenida tiene una composición que se muestra en la **Tabla II.22**. Para ello a partir de la biomasa sobrenadante obtenida de la electrofloculación se realizó la cuantificación del contenido en materia seca durante 72 horas a 105°C. Parte de la biomasa sobre nadante fue congelada a -20°C y liofilizada, sobre la cual se analizó el

valor del nitrógeno y carbono total a través del analizador *LECO TruSpec CN elemental analyzer* (LECO Corporation, St. Joseph MI). Paralelamente parte de biomasa liofilizada se digirió para analizar por espectrometría en espectroscopia ultravioleta-visible el P, y por absorción atómica de llama el potasio total K.

Tabla II.22. Composición media de la biomasa de algas recolectada en la electrofloculación

Parámetro	Biomasa de algas recolectada
Nitrógeno total	7,30% p/p
Fosforo total	0,68% p/p
Potasio total	0,89% p/p
Carbono total	42,28% p/p
Materia seca	28,47% p/p

II.3. RESULTADOS

II.3.1. ANALISIS DEL VALOR DE UNIDAD FERTILIZANTE

II.3.1.1. RESPECTO EL COSTE DE FABRICACIÓN Y PRECIO DE VENTA

De la estructura de flujos de caja se asigna cada concepto a la obtención/fabricación de una de las tres enmiendas orgánicas que se obtienen en el EP: silo de raspón, digestato y biomasa de algas, como se muestra en la **Figura II.49**. Los costes evitados han sido asignados de formar homogénea a las tres enmiendas producidas con el prototipo (**Tabla II.23**).

CAPITULO II. EVALUACION DEL MODELO PARTICIPATIVO ENTRE AGRICULTURA-
AGROINDUSTRIA PARA LA CONVERSION DE RESIDUOS EN ENMIENDAS FERTILIZANTES

Tabla II.23. Asignación de estructura de flujos de caja a fabricación de enmiendas orgánicas para las tres enmiendas orgánicas fertilizantes. * El valor anual es la amortización sin considerar valor residual al final de la vida útil. ** Calculado en la relación de cantidad utilizada en ambos productos. *** Energía eléctrica calculada como la energía eléctrica producida por la MDA a un precio de 0,092 €·KWh⁻¹. **** Energía térmica calculada como la energía térmica producida transformada a volumen de gasóleo a un precio de 1,028 €·L⁻¹ (10,28 kWh·L⁻¹ gasóleo)

	INVERSIÓN	VIDA UTIL	VALOR ANUAL	PONDERACIÓN PARA ENMIENDAS ORGÁNICAS FERTILIZANTES		
				Biomasa algas	Digestato	Silo raspón
INVERSIONES *						
Módulo Producción Biomejorador	21.476 €	20	21.476 €	1	0	0
Módulo Digestión Anaerobia **	195.402 €	20	195.402 €	0,1	0,9	0
Módulo de electro floculación	9.691 €	10	9.412 €	1	0	0
Construcción silo	800	10	800 €	0	0	1
PAGOS						
Elaboración de silo raspón			2.050 €	0	0	1
Estiércoles			6.093 €	0	1	0
Coste de electricidad modulo digestión anaerobia			110 €	0	1	0
Coste de mantenimiento/personal digestor anaerobio			6.000 €	0	1	0
Coste de carga de digestor. Medios mecánicos			2.542 €	0	1	0
Coste de supervisión y mantenimiento de floculador			3.000 €	1	0	0
COSTES EVITADOS						
Energía eléctrica total ***			- 1.879 €	0,3	0,3	0,3
Energía térmica total ****			- 3.976 €	0,3	0,3	0,3
Gestión de raspón			- 5.580 €	0,3	0,3	0,3
Canon de saneamiento y de vertido de aguas de limpieza			- 4.264 €	0,3	0,3	0,3

Para el cálculo del coste de la unidad fertilizante se realizó para el N, P, K, y el carbono (C), con la siguiente **Ecuación II.4.**

Ecuación II.4. Calculo de valor fertilizante de las enmiendas fertilizantes para N, P, K, C.

$$VF_{N,P,K,C} = \left[\frac{PG + A - CE}{UFA} \right]_{N,P,K,C}$$

Donde VF es el valor por unidad fertilizante para N, P, K, y C [€/Kg⁻¹]. PG son los pagos asociados al producto enmienda, A es la amortización y CE son los costes evitados. Siendo UFA la cantidad de unidades fertilizantes anuales producidas con el prototipo. Para el cálculo del precio de la enmienda fertilizante se consideró un beneficio industrial del 16% (BI), tomando la producción total (PT) de las tres enmiendas fertilizantes (**Ecuación II.5**).

Ecuación II.5. Calculo del precio de la enmienda fertilizante en función de N, P, K, C.

$$PEF_{SR,D,BA} = \left[(1 + BI) \cdot \frac{PG + A - CE}{PT} \right]_{SR,D,BA}$$

En la **Tabla II.24** se muestran los valores de las unidades fertilizantes para cada enmienda. También en esta se muestra los VF para cada enmienda partiendo de que los costes evitados sean cero, es decir, solo teniendo en cuenta los costes asociados. Del análisis destacamos que el valor de las unidades fertilizantes del digestato y biomasa de algas es elevado si lo comparamos con el valor obtenido los principales fertilizantes minerales utilizados en agricultura de cereal fertilizantes minerales **Tabla II.25**. El mercado de lo que llamamos enmiendas orgánicas fertilizantes comerciales (EOFC) tiene un mercado creciente ya que suelen ser productos certificados para agricultura ecológica, demandándose principalmente en cultivos de alto valor añadido como en viñedo y en cultivos hortícolas. El valor medio en N para las enmiendas orgánicas fertilizantes comerciales es de 6,4 €·Kg⁻¹, que frente al valor del BA de 11,43 €·Kg⁻¹. El valor de los fertilizantes minerales es muy inferior, siendo de 1,8 €·Kg⁻¹.

En el caso del silo de raspón, este se presenta como un compost semi-madurado, con un coste por la unidad fertilizante de prácticamente cero, si lo asignamos la proporción de costes evitados.

Tabla II.24. Costes de las unidades fertilizantes N, P, K, C de cada enmienda fertilizante, así como el precio de venta en la enmienda fertilizante.

COSTES EVITADOS (CE) ≠ 0					
	N	P	K	C	Precio de enmienda fertilizante (PEF)
Biomasa Algas (BA)	11,43 €	122,74 €	93,78 €	1,97 €	0,26 €
Digestato (D)	19,69 €	303,14 €	303,14 €	2,11 €	0,05 €
Silo Raspón (SR)	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €
COSTES EVITADOS (CE) = 0					
	N	P	K	C	Precio de enmienda fertilizante (PEF)
Biomasa Algas (BA)	90,25 €	968,89 €	740,28 €	15,58 €	2,06 €
Digestato (D)	25,31 €	389,66 €	389,66 €	2,71 €	0,06 €
Silo Raspón (SR)	0,08 €	8,26 €	0,60 €	0,02 €	0,01 €

Tabla II.25. Valor de unidad fertilizante N, P, K de fertilizantes minerales (periodo 2012-2015) y de enmiendas orgánicas fertilizantes comerciales. * Factor de conversión de aminoácidos a nitrógeno total 0,16 (www.biorizon.es) ** www.idainature.com. Elaboración propia.

	N [%]	P [%]	K [%]	Precio medio [€/Kg-1]	Valor unidad fertilizante		
					€/Kg N	€/Kg P	€/Kg K
FERTILIZANTES MINERALES							
Nitrato amónico cálcico	27	0	0	0,263	1,0		
Fosfato diatómico	18	46	0	0,484	2,7	1,1	
Fosfato mono potásico	0	20	5	0,250		1,3	5,0
Cloruro potásico	0	0	60	0,345			0,6
Sulfato potásico	0	0	50	0,107			2,1
Sulfato cálcico	0	18	0	0,174		1,0	
Media					1,8	1,1	2,6
ENMIENDAS ORGANICAS FERTILIZANTES COMERCIALES (EOFC)							
Algafert (4,5% de aminoácidos) *	0,72		1	4,6	6,4		4,6
Idai Cuaje **		8		9,5		1,2	
Media					6,4	1,2	4,6
Estiércol ganadero referencia	1,77	0,22	1,65	0,025	0,74	0,09	0,69

II.3.1.2. RESPECTO A LA APLICACIÓN EN CULTIVO

La aplicación de los diferentes productos implica costes que dependen del equipo de distribución y a las cantidades necesarias para suplir estas necesidades. En la **Tabla II.26** se muestran las cantidades de producto necesarias por hectárea para suplir las necesidades de nitrógeno de tres cultivos: viñedo, cereal y forrajera.

El coste total contempla, el coste de la cantidad del producto, el coste de la labor de aplicación y el coste de la mano de obra necesaria. A este respecto en la **Figura II.53** se muestra el coste total por hectárea para los diferentes cultivos contemplados. Se muestra como cubrir las necesidades con Enmiendas Orgánicas Fertilizantes Comerciales tiene un coste muy elevado. Estos son productos para los que el valor de la unidad fertilizante es un 350% mayor que la proveniente de la fertilización mineral. Son productos que tienen mercado en la agricultura ecológica y en cultivos para tratamientos foliares, ya que vienen complementados por aminoácidos y micronutrientes y por tanto tienen un precio elevado.

El producto más económico de cara a suplir las necesidades nitrogenadas de los tres cultivos de referencia sería el fertilizante mineral, que presenta menor coste por superficie: con 104 €/Ha⁻¹ para el viñedo, 121€/Ha⁻¹ para la forrajera y 276 €/Ha⁻¹ para el cereal.

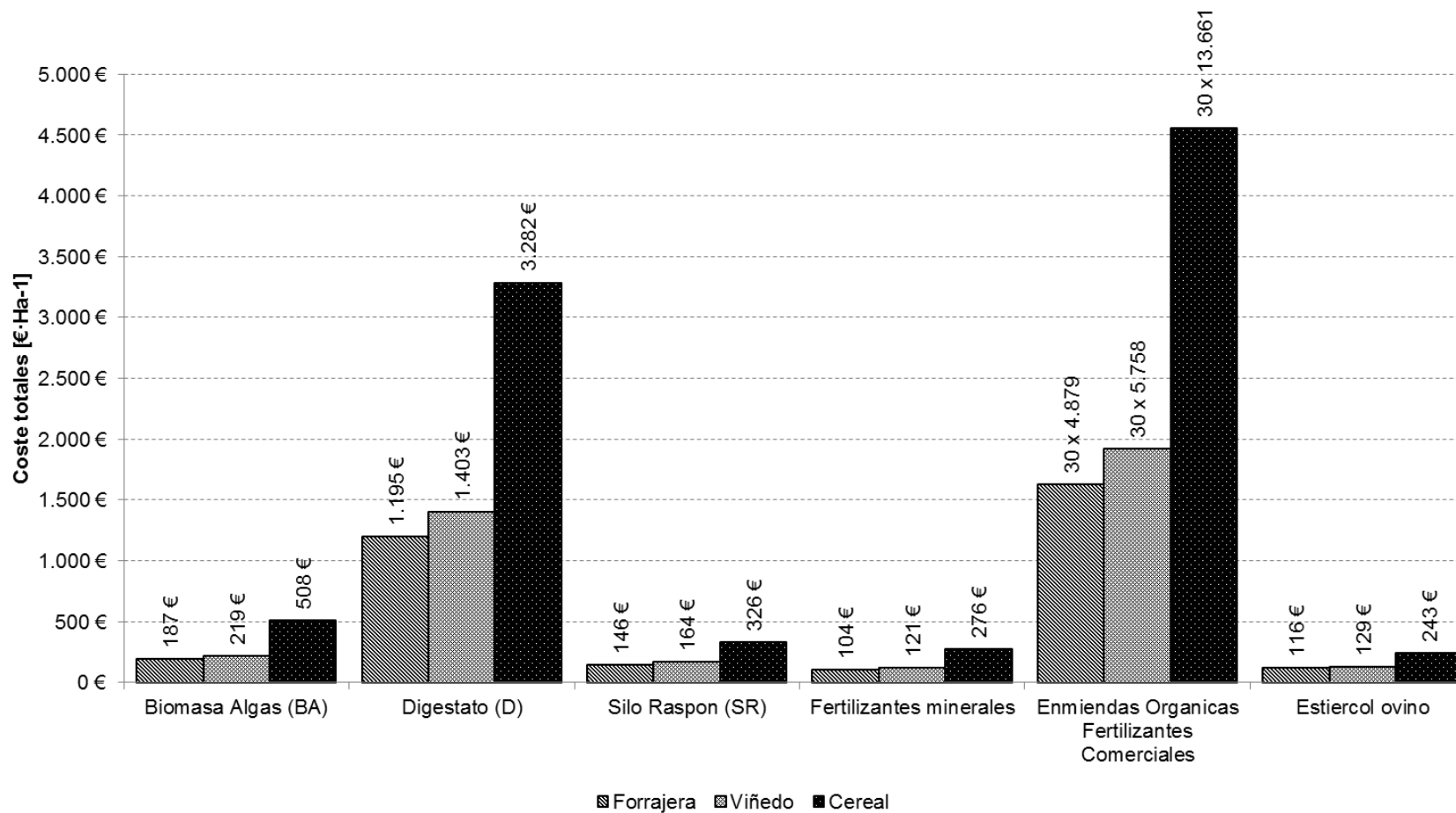
Para que el resto de enmiendas tuviesen un precio competitivo frente al fertilizante mineral, los costes totales en los tres cultivos de referencia deben ser menores o

iguales que el de los fertilizantes minerales. Por ello resultado de esta igualdad obtenemos que para la BA y el D, el precio debiera ser menor o igual de 0,1396 €·Kg⁻¹, y 0,0032 €·Kg⁻¹, respectivamente. En el caso del SR como en un principio hemos asumido que tiene un precio igual al del digestato, en este análisis también debiera tener un precio menor o igual a 0,0032 €·Kg⁻¹, para ser competitivo frente el fertilizante mineral.

Tabla II.26. Costes de aplicación de diferentes enmiendas y fertilizantes a cultivo, atendiendo a diferentes necesidades de nitrógeno: * necesidades medias en viñedo, ** necesidades medias en cereal, *** necesidades medias en forrajera, tipo esparceta (*Onobrychis viciifolia*). **** Se establece un precio para el silo raspón de 0,05€·Kg-1 como el digestato. PEF = precio de enmienda fertilizante

PRODUCTO	PEF	Contenido nitrógeno total	Distribución en cultivo con equipo		Cantidad producto atendiendo a las necesidades de nitrógeno [Kg·Ha ⁻¹]		
			Equipo	Coste distribución [€·Ha-1]	59 UFN *	140 UFN **	50 UFN ***
Biomasa Algas (BA)	0,26 €	7,30%	Pulverizador	9,26	808	1.918	685
Digestato (D)	0,05 €	0,22%	Cisterna	34,79	27.370	64.946	23.195
Silo Raspón (SR) ****	0,05 €	2,49%	Esparcidor	45,32	2.369	5.622	2.008
Fertilizantes minerales	0,43 €	22,5%	Abonadora	8,52	262	622	222
Enmiendas Orgánicas Fertilizantes Comerciales	7,03 €	0,72%	Pulverizador	9,26	8.194	19.444	6.944
Estiércol ovino	0,025 €	1,77%	Esparcidor	45,32	3.333	7.910	2.825

Figura II.53. Representación de costes totales de aplicación atendiendo a las necesidades para cultivos forrajeros, cereal, y viñedo. Costes totales calculados como la suma del coste de distribución (tractor, equipo, operario) y el coste del producto fertilizantes como tal.



Si se pretenden incorporar todas las necesidades de nitrógeno de un cultivo con BA y D, los precios de estas enmiendas hacen que estos costes por superficie sean inasumibles: en viñedo incorporar 59 UFN con fertilizante mineral supondría $121 \text{ €}\cdot\text{Ha}^{-1}$ y con BA $219 \text{ €}\cdot\text{Ha}^{-1}$, es decir un 81% más. De mayor forma pasa con el digestato que con un coste $1.405 \text{ €}\cdot\text{Ha}^{-1}$, supone un 1.057% más de la fertilización mineral.

Con esto podemos afirmar que la escala del prototipo no es rentable para suplir las necesidades de fertilización, ya que el precio de venta de la BA y del D no es competitivo frente a la fertilización mineral.

II.3.2. EVALUACION FINANCIERA DEL PROTOTIPO

Para la agroindustria sobre la que se ha trazado el ESP, se realiza la evaluación financiera de la inclusión del prototipo a la escala contemplada, analizando su rentabilidad a través de indicadores como el VAN y el TIR. El VAN mide los flujos de caja que tendrá un inversión, y por lo tanto este indicador debe ser positivo después de descontar la inversión inicial. El TIR o tasa de retorno de la inversión mide la rentabilidad de la inversión, esta debe ser superior a la tasa de actualización, indicando así que el coste de oportunidad de la inversión es mayor. En este trabajo se ha definido una tasa de actualización del 4%.

Las inversiones a realizar son las que ya se han venido explicando que se resumen en la **Tabla II.27**, donde también se indica la vida útil y la amortización sin considerar una tasa residual de la inversión al final de su vida útil. En el caso del silo del raspón se consideró inversión lo referente a la excavación de la caja.

Los pagos se corresponden al mantenimiento y uso de inputs para el proceso del prototipo. También en cuanto a ingresos estos son por un lado los costes evitados del EP frente al ESP y por otro los correspondientes a la venta de las EOF. Estos costes evitados se refieren a la energía eléctrica, energía térmica generada con el gasoil y el canon de vertido de aguas de limpieza, que no habría que soportar en el EP. El coste evitado vertido de aguas se considera al 100%, aunque solo se esté empleando el 4% del agua sucia generada, ya que se considera, por conversaciones mantenidas con los propietarios de las bodegas que la inclusión de la tecnología del prototipo supondría recuperar la mayor carga orgánica posible de estas aguas en pro de conseguir mayor cantidad de sustrato para el MDA. Respecto a la energía térmica producida con el prototipo solo se cubre el 36% de la demanda con el prototipo y solo el 3% respecto a la energía eléctrica. Para las ventas o cobros se consideran los PEF obtenidos en la **Tabla II.24**. En la **Tabla II.27** se resumen los flujos de caja constantes y anuales

contemplados. Flujos con los que se obtiene a 20 años una rentabilidad de 13,11% de TIR y 214.792 € de VAN.

Tabla II.27. Estructura de flujos de caja. Considerando flujos de caja contantes durante los 20 años de vida útil del proyecto

Inversión (0)			226.569 €
Situación ESP (1)+(2)			-15.699 €
Cobros (1)			
Pagos (2)			-15.699 €
Energía eléctrica total			-1.879 €
Energía térmica total			-3.976 €
Gestión de raspón			-5.580 €
Canon de saneamiento y de vertido de aguas de limpieza			-4.264 €
Situación EP (3)+(4)			18.827 €
Cobros (3)			36.573 €
Biomejorador	3.368 Kg·año-1	1,74 €·Kg-1	5.850 €
Digestato	432.000 Kg·año-1	0,04 €·Kg-1	17.105 €
Compost raspón	343.950 Kg·año-1	0,04 €·Kg-1	13.618 €
Pagos (4)			-19.796 €
Elaboración de silo raspón			-2.050 €
Estiércoles: purín de cerdo y gallinaza			-6.093 €
Coste de electricidad modulo digestión anaerobia			-110 €
Coste de mantenimiento/personal digestor anaerobio			-6.000 €
Coste de carga de digestor. Medios mecánicos			-2.542 €
Coste de supervisión y mantenimiento de floculador			-3.000 €
Flujos de caja (5) = (3)+(4)-(1)-(2)			34.526 €
Años de retorno (0)/(5)			7
TIR			13,11%
VAN			214.792 €

II.3.3. ANALISIS DE SENSIBILIDAD

II.3.3.1. RESPECTO A LA VARIACIÓN EN LA PRODUCTIVIDAD DIARIA DE BIOMASA DE ALGAS

Para cumplir con el margen de precios de los productos, por debajo de los cuales sean competitivos frente el estiércol de ovino, se debe recurrir a una cuestión de escala de prototipo. En el caso del SR no hay ningún factor que deba ser ajustado ya que no existe coste para su obtención, y se ha establecido un precio de venta mayor de cero para que se genere beneficio. Por otro lado en la BA para alcanzar este precio de venta se debe aumentar la productividad del MPB, es decir aumentar la productividad en producción de biomasa. Estos cálculos se han hecho considerando una productividad de 0,19 g MS·L⁻¹ en ciclos de 19 días (**Figura II.52**), que supone una

productividad media diaria de $0,010 \text{ g MS}\cdot\text{L}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$. En la **Figura II.54** se muestra cual es la evolución del precio de la enmienda fertilizante (PEF) en función del aumento de la productividad media en biomasa de algas del MPB. Es decir, para alcanzar un PEF de BA de menos $0,126 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$, la productividad media del MPB debe ser al menos de $0,155 \text{ g MS}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$. Este es el valor que marca el umbral de rentabilidad de la producción de biomasa de algas.

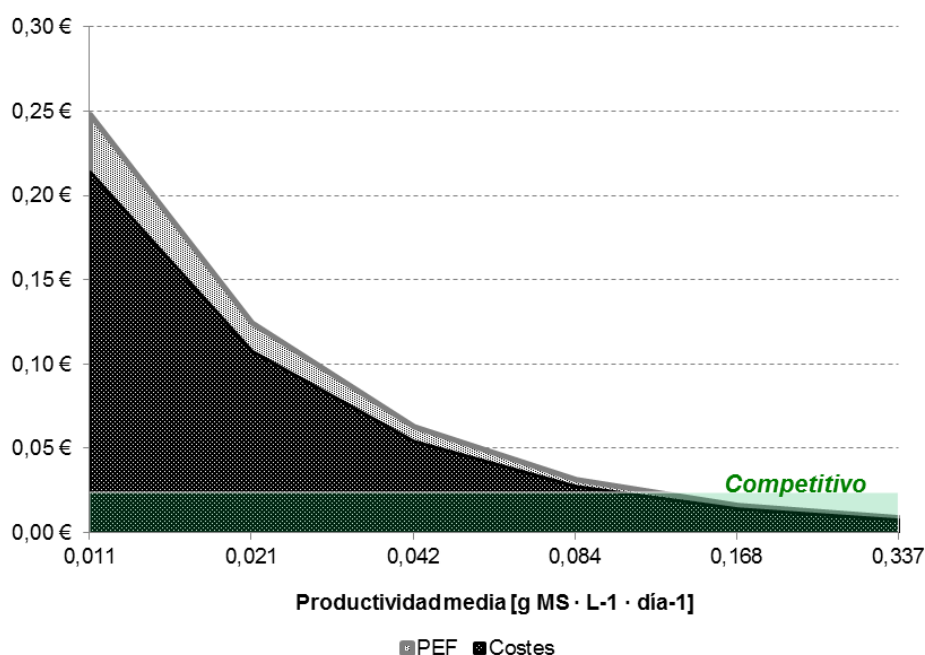


Figura II.54. Representación de evolución de costes y precio de enmienda fertilizante (PEF) de biomasa de algas (BA) manteniendo estructura de beneficios, respecto a la productividad en biomasa seca del MPB. Representación del margen por debajo del cual la BA es competitiva frente al estiércol utilizado en ESP.

II.3.3.2. RESPECTO A LA DIMENSIÓN DEL MDA

En el caso del digestato, la reducción en el precio y por lo tanto en sus costes, viene condicionado por más factores: por un lado la producción metanogénico de los sustratos de digestión utilizados y por otro el tamaño del digestor, ya que con un mayor tamaño de éste, la producción de biogás es mayor, y por lo tanto la generación de energía también. Por estas razones se establece que en función de la energía producida, que influye directamente en los costes evitados, que se deberían producir al menos $797 \text{ KWh}\cdot\text{día}^{-1}$ de energía eléctrica y $1.691 \text{ KWh}\cdot\text{día}^{-1}$ de energía térmica para que el precio del digestato fuese de $0,0032 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$, es decir competitivo frente al coste total de fertilizar con fertilizantes minerales. Esto supone incrementar la producción un 837% respecto los rangos descritos en el EP. A nivel técnico, el mismo MDA ha sido probado con suero de industria quesera obteniéndose rendimientos metanogénicos que han supuesto $220 \text{ KWh}\cdot\text{día}^{-1}$ de energía eléctrica y $227 \text{ KWh}\cdot\text{día}^{-1}$

de energía térmica, es decir un 162% más. Pero para este supuesto, la potencia del motor de cogeneración, en vez de 18 KWh eléctricos y 40 KWh térmicos, debiera ser de 33 KWh eléctricos y 74 KWh térmicos, es decir la inversión en este será mayor a la contemplada en el presente EP, y por ello este valor se debe tomar como orientativo.

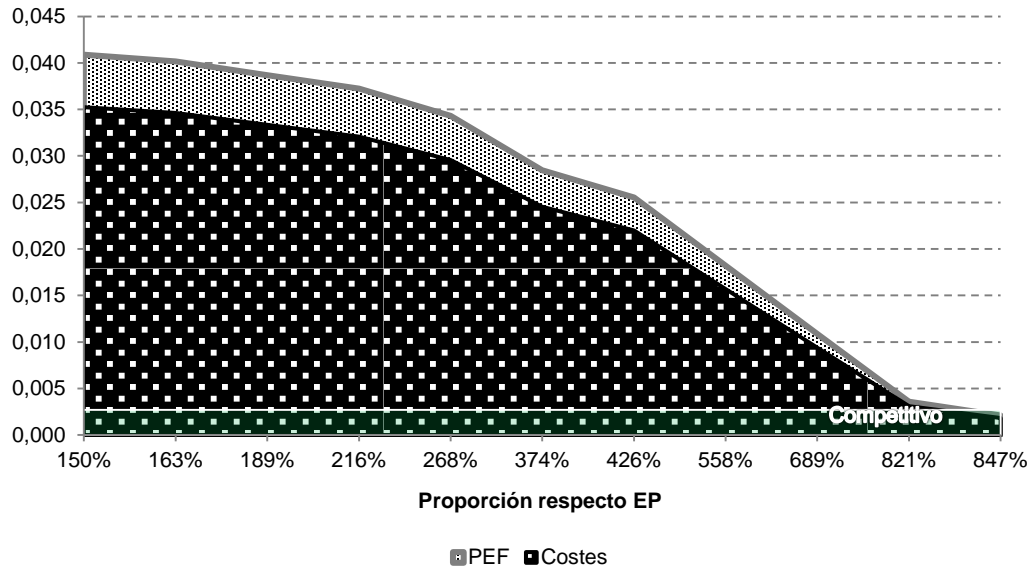


Figura II.55. Representación de evolución de costes evitados y precio de enmienda fertilizante (PEF) de digestato (D), manteniendo estructura de beneficios, respecto al incremento de la producción energética del MDA. Representación del umbral por debajo del cual el digestato es competitivo frente al estiércol utilizado en ESP.

Como se ha dicho, el precio del digestato está influenciado directamente por los costes evitados con el prototipo, es decir, la energía que se evita pagar la agroindustria y que es en definitiva su coste energético. Por ello, si nos centramos en la energía eléctrica, se ha tomado un coste de $0,092 \text{ €·KWh}^{-1}$, y un coste del gasóleo para la generación de energía térmica de $1,028 \text{ €·L}^{-1}$. Vemos que pasaría si consideramos valores por debajo de $3,50 \text{ €·KWh}^{-1}$ y $14,46 \text{ €·L}^{-1}$. Lo que ocurre es que se obtiene un precio de digestato competitivo, es decir de $0,0032 \text{ €·Kg}^{-1}$. Estos precios de la energía eléctrica y del gasóleo son precios que no son realistas en el actual contexto energético, por lo que solo se plantea conseguir este precio de digestato con la ampliación de la producción energética: eléctrica y térmica.

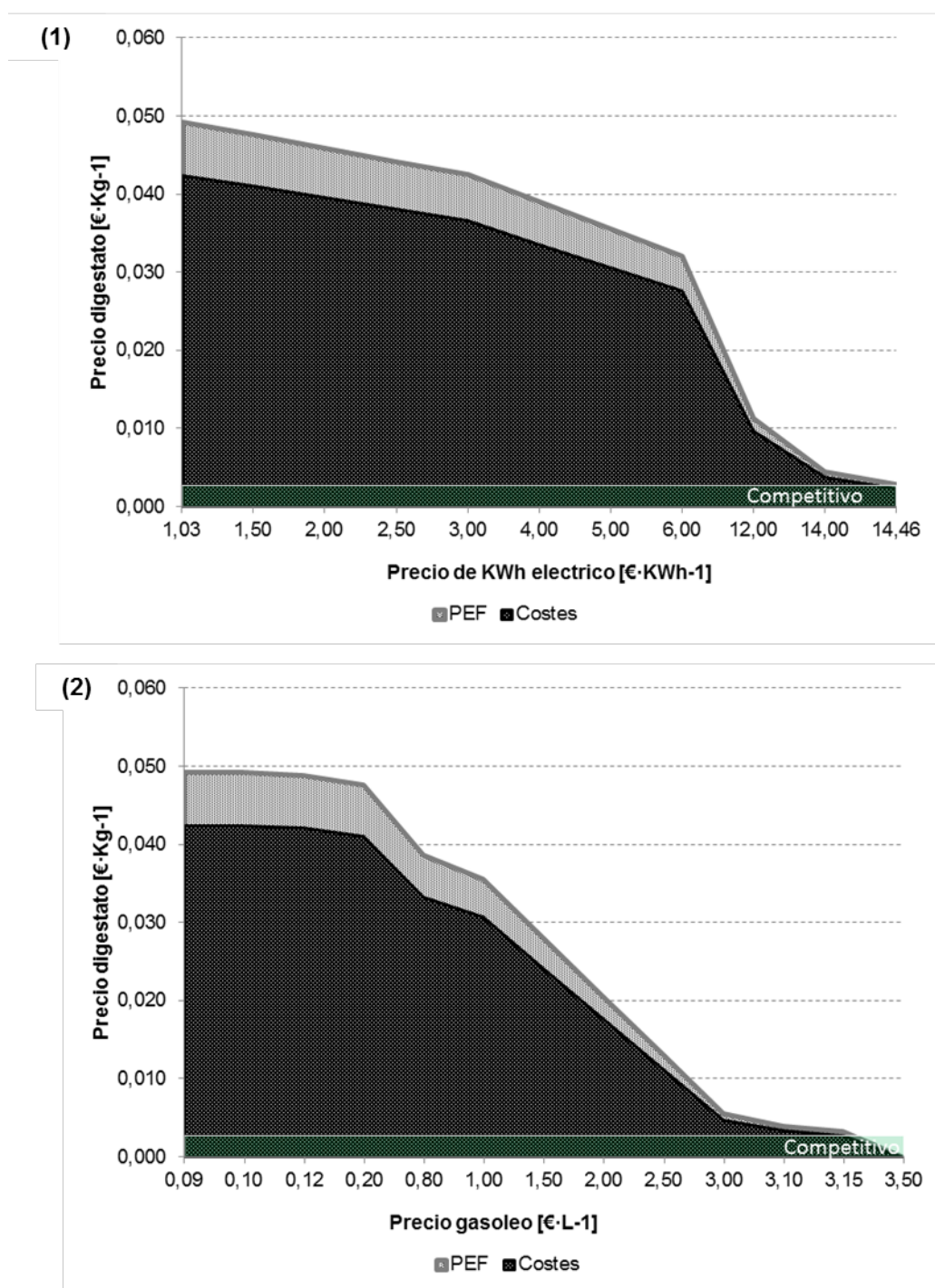


Figura II.56. Representación de evolución de costes evitados y precio de enmienda fertilizante (PEF) de digestato (D), manteniendo estructura de beneficios, por un a lado respecto al precio de la energía eléctrica (1) y por otro lado al precio del gasóleo (2). Representación del margen por debajo del cual el digestato es competitivo frente al estiércol utilizado en ESP.

II.3.4. ANALISIS CON EL MPB INDEPENDIENTE

El MPB queda integrado con el MDA, del ultimo para el primero se suministra el digestato como nutriente para que las microalgas crezcan. Ahora bien, en este apartado se va analizar la rentabilidad del MPB independiente del MDA, es decir

donde el digestato suponga un coste para la obtención de biomasa de algas. Considerando el MPB independiente del MDA, se realiza la evaluación económica del proyecto. Para ello se fija un precio por digestato de $0,008 \text{ €Kg}^{-1}$, este precio incluye el transporte desde el MDA al lugar donde se encuentre el MPB. Este precio ha sido consultado a una empresa de transportes que tarifa los portes en cisterna de 15.000 Kg, a una distancia menor de 30 Km, en 120 €.

Para 240 días de funcionamiento se necesitan 48.000 L de digestato que supone un coste anual de 384€. Por otro lado los costes de amortización son los mismos que se cargan a la biomasa de algas (BA) como se muestra en las **Tabla II.27** y **Tabla II.23**. El coste asociado anual asociado a la BA es de 5.399 €, que para una producción de biomasa anual en el MPB de 3.368 Kg al 27% de materia seca (productividad $0,010 \text{ g MS}\cdot\text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) y un contenido en N total del 7,3%, hace que el coste por unidad fertilizante de nitrógeno sea de $81,32 \text{ €Kg}^{-1}$, lo que supone un coste de la BA sea de $1,60 \text{ €Kg}^{-1}$. Lo cual supone un precio final de enmienda fertilizante (PEF) de $1,86 \text{ €Kg}^{-1}$.

El precio del valor fertilizante nitrogenado supone un 10% menos del precio obtenido contemplado la integración del MPB con el MDA. En este caso hace que la rentabilidad de la inversión con una tasa de actualización del 4% sea: VAN 13.616 €, TIR 8,51% y tasa de retorno de 9 años. Es decir la rentabilidad del MPB solo, es menor que la rentabilidad de la integración del MDA y MPB.

Si como en el apartado II.3.3 analizamos el efecto de la variación de la productividad en biomasa de algas, se muestra como esta rentabilidad se mantiene constante, pero el PEF desciende. Para que el coste de la unidad fertilizante de nitrógeno sea menor o igual que los fertilizantes minerales ($\leq 1,8 \text{ €Kg}^{-1}$), la productividad debe ser de $0,126 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ y para que sea menor o igual que Enmiendas Orgánicas fertilizantes Comerciales ($\leq 6,4 \text{ €Kg}^{-1}$) esta es de $0,048 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ (**Figura II.57**). Estas productividades son asumibles en estos sistemas de cultivo de medio líquido como reportan varios autores. Donde a partir de efluentes urbanos se consiguieron $0,9 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ en fotobiorreactor de medio líquido tubulares [33]. Con efluente de la industria de las alfombras se lograron productividades en sistemas *raceways* 0,015 a $0,045 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, productividades más similares a las recogidas en este trabajo [34]. También en cultivo de medio líquido, con digestato agroalimentario se obtuvieron productividades de $1,29\text{-}1,62 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ [35].

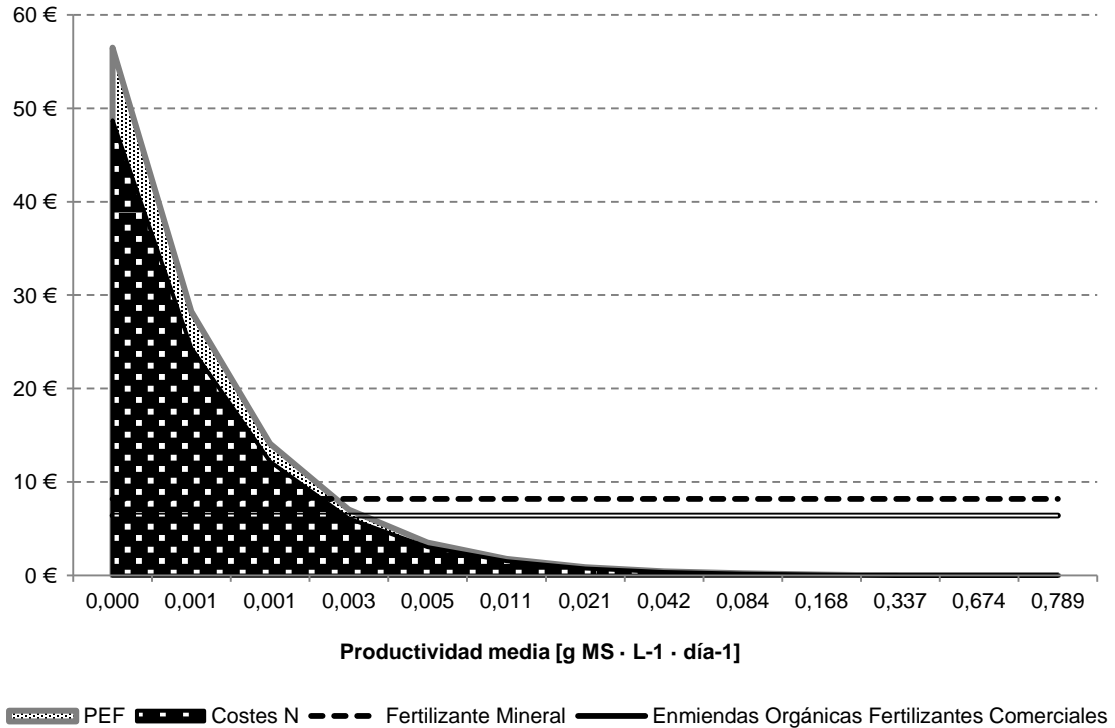


Figura II.57. Representación de evolución de costes y precio de enmienda fertilizante (PEF) de biomasa de algas (BA), manteniendo estructura de beneficios, respecto a la productividad media diaria. Representación del umbral por debajo del cual la BA es competitiva frente al estiércol utilizado en ESP, el fertilizante mineral y las Enmiendas Orgánicas Fertilizantes Comerciales.

II.3.5. MODELO DE NEGOCIO PARTICIPATIVO EN EL CONTEXTO DE POLITICA AGRICOLA COMUNITARIA

II.3.5.1. DEFINICIÓN DE MODELO

Dado que el modelo propuesto de prototipo no es rentable per se, se propone un modelo participativo de los distintos agentes que participan en las distintas fases del proyecto.

Se propone por un lado derivar parte de la ayuda agrícola que la agricultura recibe de la Política Agraria Común (PAC) por la superficie cultivada a la inversión de plantas industriales con la tecnología contenida en el prototipo. La gestión de esta inversión deberá ser articulada a través de un negocio participativo entre las agroindustrias y la agricultura, donde las primeras tengan como beneficio los costes evitados en cuanto a energía y gestión de efluentes residuales, y la segunda sea compensada por una enmienda fertilizante

Con esta propuesta de modelo de negocio se busca rentabilizar las tecnologías de recuperación de nutrientes residuales, incentivando la demanda de estas enmiendas fertilizantes, frente a los fertilizantes minerales. Ello implica unos beneficios

ambientales y sociales que esta investigación no va a bordar pues se sale de los objetivos de la misma.

Para analizar la viabilidad de esta propuesta se definen los dos escenarios que hasta ahora se han definido, como se aprecia en la **Figura II.58**, donde también se muestra la conformación de los flujos del modelo participativo y la derivación de los fondos que la agricultura recibe de la PAC.

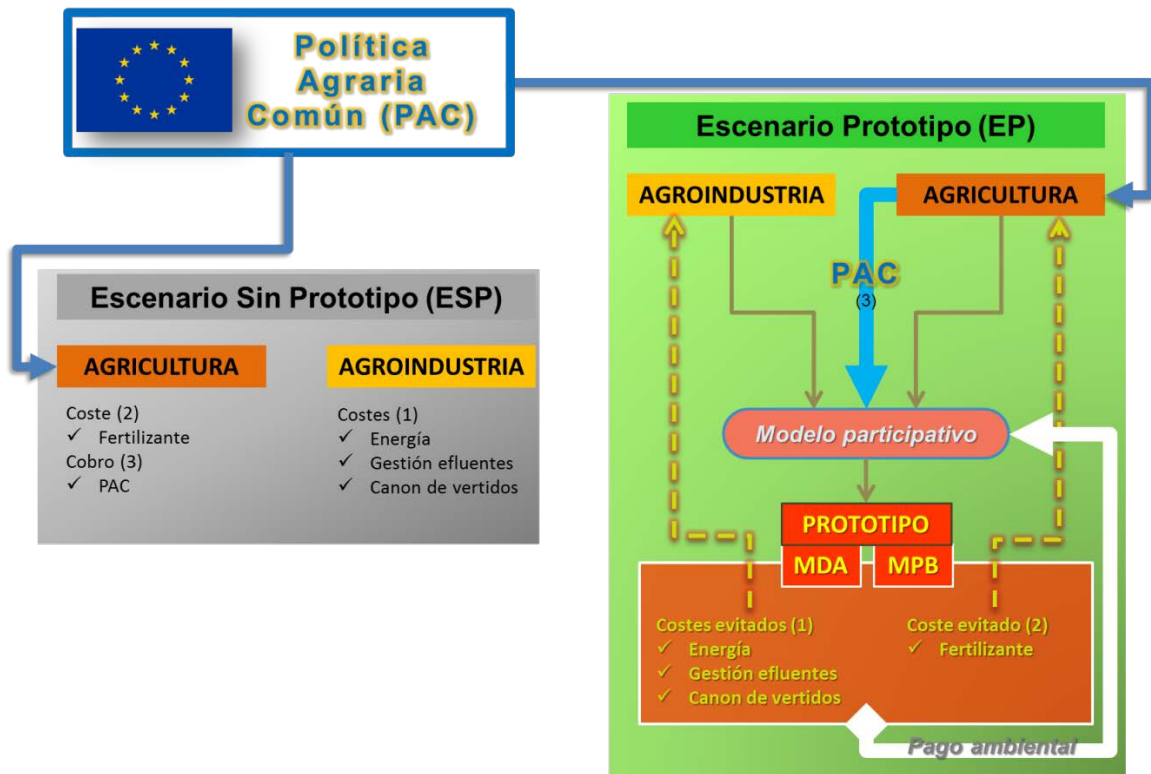


Figura II.58. Esquema de Escenario Sin Prototipo y Escenario con Prototipo, representando la estructura del modelo participativo

II.3.5.2. CUANTIFICACIÓN DE AYUDAS DE LA PAC ASOCIADAS A LA SUPERFICIE TRIBUTARIA

El valor del derecho medio en la región de Castilla La Mancha es de 199 €·Ha⁻¹, siendo la media nacional española de 261 €·Ha⁻¹ [36]. El viñedo es un cultivo que no se incluye en el pago de la PAC, por ello el análisis de a continuación se va a tener en cuenta los cultivos que sí reciben pago, como son los herbáceos. Es decir para la misma estructura económica contemplada anteriormente y que ha sido la agroindustria vitivinícola, se considera que el cultivo receptor de estas enmiendas es un cultivo que recibe ayudas directas por superficie cultivada, como puede ser el cereal viñedo las oleaginosas.

Como se recogió en el apartado II.2.2.2., dada la dimensión productiva del prototipo, se han definido que se producen anualmente durante los 240 días de funcionamiento en la agroindustria bodeguera, 3.368 Kg de BA, 432.000 Kg de digestato y 343.950 Kg de silo de raspón. Esto a su vez supone 66 Kg de nitrógeno de BA, 931 Kg de digestato y 25.108 Kg de nitrógeno asociado al SR.

Consideramos un cultivo de cereal que tiene unas necesidades de nitrógeno de 140 Kg·Ha⁻¹. Tomando todo el nitrógeno producido en las tres enmiendas y calculando la superficie a la que pueden cubrir las necesidades de fertilización, obtenemos: en BA 1,8 Ha, para digestato 6,7 Ha y para SR 61,2 Ha, haciendo en total 69,6 Ha tributarias. Estas hectáreas tienen asociadas un pago PAC que hace 13.847 €·año⁻¹.

II.3.5.3. PREMISAS DEL MODELO PARTICIPATIVO PROPUESTO

El modelo participativo, se define:

- Primera premisa. La participación en la inversión de ambos actores queda definida por el porcentaje de costes evitados que supone el EP a cada actor.
- Segunda premisa. El pago de la PAC que recibe la agricultura queda disponible para la inversión y gestión del prototipo de ambos actores. Este pago se repartirá entre ambos actores de forma que la rentabilidad que obtengan ambos en este modelo participativa sea la misma, es decir el mismo valor de TIR. Este pago se llama pago de reparto.

Para el reparto definido en la segunda premisa se hizo uso del complemento Solver de Microsoft Excel, para a través de su cálculo iterativo ajustar el valor del TIR de ambos actores variando el porcentaje de reparto del pago de la PAC

II.3.5.4. ANÁLISIS DE VIABILIDAD DEL MODELO PARTICIPATIVO: AGROINDUSTRIA-AGRICULTURA

Tomando los flujos de caja expuesto en el apartado II.3.2, como se recogía en la **Tabla II.27** en este caso la suma de los pagos asociados al EP es de 19.796 €·año⁻¹, y la de los costes evitados de -15.699 €·año⁻¹, haciendo que el pago compensatorio de funcionamiento sea de 4.097 €·año⁻¹, que suponen el 30% del pago PAC asociado a las 69,6 Ha tributarias.

Ahora se establece el porcentaje de participación en la inversión de los dos actores en función de cuanto se benefician. Ahora bien, la agroindustria se beneficia en cuanto: los costes evitados en energía, de canon de vertidos y gestión de efluentes, y la agricultura se beneficia de que obtiene una enmienda fertilizante sin ningún coste. En

la **Tabla II.28** se resume lo anterior, donde la agroindustria recoge un 53% del total de los costes evitados y la agricultura un 47%, porcentajes que aplicándolo a la inversión total hace que la Agroindustria asuma 107.027 € y la agricultura 119.542 € de la inversión total. El pago compensatorio de amortización se define para cada actor en función del porcentaje de participación.

Tabla II.28. Resumen de costes evitados anuales asociados a la agroindustria y agricultura.

AGROINDUSTRIA		- 15.699 €	47%
Energía eléctrica total	- 1.879 €		
Energía térmica total	- 3.976 €		
Gestión de raspón	- 5.580 €		
Canon de saneamiento y de vertido de aguas de limpieza	- 4.264 €		
AGRICULTURA		- 21.631 €	53%
Coste de fertilización en 69,6 Ha	- 17.535 €		
Costes evitados totales		- 33.324 €	100%

En la **Tabla II.29** se muestra los flujos de caja de la agroindustria y la agricultura, donde se establecen estos en el escenario sin prototipo (ESP) y con prototipo (EP), definiendo los flujos de caja total entre ambas situaciones, para los cuales, y estimando unos flujos de caja constantes en 20 años y una tasa de actualización del 4%, se calcula el tiempo de retorno de la inversión, el TIR y el VAN para ambos actores.

CAPITULO II. EVALUACION DEL MODELO PARTICIPATIVO ENTRE AGRICULTURA-
AGROINDUSTRIA PARA LA CONVERSION DE RESIDUOS EN ENMIENDAS FERTILIZANTES

Tabla II.29. Estructura financiera para un productividad en biomasa de algas de $0,010 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$,
manteniendo todas las demás dimensiones y productividad del prototipo fijas. Superficie tributaria 69,9
Ha.

AGROINDUSTRIA		AGRICULTURA	
Inversión (0)	107.027 €	Inversión (0)	119.542 €
Situación ESP (1)+(2)	-15.699 €	Situación ESP (1)+(2)	-3.688 €
Cobros (1)	0 €	Cobros (1)	13.847 €
		Pago PAC	13.847 €
Pagos (2)	-15.699 €	Pagos (2)	-17.535 €
Energía eléctrica total	-1.879 €	Coste de fertilización en 69,6 Ha	-17.535 €
Energía térmica total	-3.976 €		
Gestión de raspón	-5.580 €		
Canon de saneamiento y de vertido de aguas de limpieza	-4.264 €		
Situación EP (3)+(4)	-9.351 €	Situación EP (3)+(4)	3.402 €
Cobros (3)	10.445 €	Cobros (3)	13.847 €
Pago de reparto	10.445 €	Pago PAC	13.847 €
Pagos (4)	-19.796 €	Pagos (4)	-10.445 €
Costes de operación prototipo	-19.796 €	Pago de reparto	-10.445 €
Flujos de caja (5) = (3)+(4)-(1)-(2)	6.348 €	Flujos de caja (5) = (3)+(4)-(1)-(2)	7.090 €
Años de retorno (0)/(5)	17	Años de retorno (0)/(5)	17
TIR	1,68%	TIR	1,68%
VAN	-20.758 €	VAN	-23.186 €

El escenario productivo de $0,010 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ no es rentable para ningún actor, ya que el periodo de retorno es mayor que la vida útil, el VAN es negativo y el TIR es inferior a la tasa de actualización.

Son varios los factores que intervienen como:

1. Las necesidades en fertilización de los cultivos, ya que cuanto mayor sean, menor superficie cubre las enmiendas fertilizantes producidas, y menos pago de PAC total asociada, pero mayor coste evitado en fertilización.
2. El valor de los costes evitados: coste de fertilización mineral, coste energía y gestión de vertidos y efluentes. Si este coste desciende incrementa el valor del

pago compensatorio por funcionamiento, lo que hace que la cuantía disponible para el pago compensatorio de amortización descienda.

La dimensión de la planta, como ya se demostró en el apartado II.3.3.2 cuanto mayor es esta, mayores son los costes evitados y también es mayor la superficie tributaria.

Consideremos que la producción de biomasa alcanza el óptimo descrito en el apartado II.3.3 de $0,126 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, se obtiene la estructura financiera que se muestra en la **Tabla II.30**. Se muestra como la participación de la agroindustria en el modelo de negocio desciende a 41%, ya que al aumentar la superficie tributaria aumentan los costes evitados de fertilización asociados a la misma.

Este incremento en la productividad supone que la rentabilidad de la agroindustria y la agricultura, es mucho mejor al reducir el periodo de retorno, incrementar el TIR por encima de la tasa de actualización y mostrar un VAN positivo, siendo mayor en la agricultura. Esto tiene relevancia ya que el invertir un 65% del pago de la PAC recibida en la superficie tributaria, reporta una rentabilidad mayor que si solo se recibiese el pago de la PAC como cobro en la estructura financiera. Obteniendo mayor rentabilidad en cuanto a VAN la agricultura que la agroindustria.

CAPITULO II. EVALUACION DEL MODELO PARTICIPATIVO ENTRE AGRICULTURA-
AGROINDUSTRIA PARA LA CONVERSION DE RESIDUOS EN ENMIENDAS FERTILIZANTES

Tabla II.30. Estructura financiera para un productividad en biomasa de algas de $0,126 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, manteniendo todas las demás dimensiones y productividad del prototipo fijas. Superficie tributaria 90 Ha.

AGROINDUSTRIA		AGRICULTURA	
Inversión (0)	92.705 €	Inversión (0)	133.864 €
Situación ESP (1)+(2)	-15.699 €	Situación ESP (1)+(2)	-4.768 €
Cobros (1)	0 €	Cobros (1)	17.901 €
		Pago PAC	17.901 €
Pagos (2)	-15.699 €	Pagos (2)	-22.669 €
Energía eléctrica total	-1.879 €	Coste de fertilización en 90 Ha	-22.669 €
Energía térmica total	-3.976 €		
Gestión de raspón	-5.580 €		
Canon de saneamiento y de vertido de aguas de limpieza	-4.264 €		
Situación EP (3)+(4)	-8.100 €	Situación EP (3)+(4)	6.205 €
Cobros (3)	11.696 €	Cobros (3)	17.901 €
Pago de reparto	11.696 €	Pago PAC	17.901 €
Pagos (4)	-19.796 €	Pagos (4)	-11.696 €
Costes de operación prototipo	-19.796 €	Pago de reparto	-11.696 €
Flujos de caja (5) = (3)+(4)-(1)-(2)	7.599 €	Flujos de caja (5) = (3)+(4)-(1)-(2)	10.973 €
Años de retorno (0)/(5)	12	Años de retorno (0)/(5)	12
TIR	5,25%	TIR	5,25%
VAN	10.570 €	VAN	15.263 €

II.3.5.5. VALORIZACIÓN DE CRÉDITO DE CARBONO

Dentro de los procesos que se desarrollan en el prototipo, es solo la digestión anaerobia el proceso reconocido por el protocolo de Kioto como medida de mitigación de Cambio Climático [37]. El carbono fijado en la biomasa de algas al ser un carbono biogénico no se contempla, al igual que el contenido con el resto de enmiendas orgánicas fertilizantes [38].

En este caso se incorpora carbono al suelo a través de las enmiendas orgánicas fertilizantes, a diferencia de la fertilización mineral que no incorpora nada. Este carbono en el suelo también es un sumidero como reconoce el Panel Intergubernamental de Lucha Contra el Cambio Climático (IPCC) [39]. Por otro lado hay una partida importante de reducción en esta propuesta, referente a la fertilización

mineral que tiene unas emisiones de carbono equivalente asociadas, y que sustituyéndolas por enmiendas orgánicas lleva asociadas estas: 1,35 Kg Ceq ·Kg N; 0,2 Kg Ceq ·Kg P y 0.15 Kg Ceq ·Kg K [5].

Por todo lo anterior se establece que el funcionamiento del prototipo puede justificar mitigación de carbono por el biogás producido, estando este reconocido por el IPCC [39]. Pero también podría contemplarse en un escenario futuro justificar reducción de carbono con la sustitución de fertilizantes minerales y con la incorporación de carbono al suelo. En la Tabla II.31 se muestran los cálculos realizados y valor del crédito de carbono.

Tabla II.31. Estimación de carbono equivalente mitigado y su valor en créditos de CO₂ equivalente estimando a un precio de 3,5 €/t CO₂ eq [40] * Calculadas como las unidades de N, P, K producidas en total con las tres enmiendas y ponderadas con los factores de emisión de [5] ** Calculado como la transformación del metano a dióxido de carbono *** Estimado como el carbono introducido en el suelo en forma de enmienda expresado en CO₂ eq.

	Factores de equivalencia	Cantidades contempladas en prototipo	Emisiones equivalentes	Valor de crédito de CO₂ equivalente
Carbono mitigado			235.445	824 €
Energía eléctrica [41]	0,65 Kg CO ₂ ·KWh t-1	20.429	13.258	
Energía térmica [41]	0,29 Kg CO ₂ ·KWh t-1	39.756	11.410	
Fertilizantes: *				
N	4,95 Kg CO ₂ ·Kg-1	26.106	129.225	
P	0,73 Kg CO ₂ ·Kg-1	321	236	
K	0,55 Kg CO ₂ ·Kg-1	3.577	1.967	
Gestión de residuos. Biogás **	21 Kg CO ₂ ·Kg-1 CH ₄	3.779	79.350	
Carbono capturado			516.198	1.807 €
Suelo: enmiendas orgánicas ***	3,67 Kg CO ₂ ·Kg C-1	140.781	516.198	

Este Pago ambiental vinculado al crédito de carbono, solo se incluye en la estructura de los flujos de caja como un cobro de la agroindustria. Aquí es discutible la distribución de este pago en función de a que actor este asociado la mitigación o captura de carbono. Pero el incluir este pago en la agroindustria va a tener efecto directo en el porcentaje que del Pago de la PAC que no se dedica al Pago de reparto, recibiendo también la agricultura.

En la **Tabla II.32** se muestra la estructura financiera de ambos actores después de introducido el Pago ambiental, donde se muestra una mejora de los indicadores de rentabilidad frente a los reflejados en la **Tabla II.30**

Esto apoya que la agroindustria debe ser incentivada con políticas fiscales que favorezcan sus flujos de caja y mejoren la rentabilidad para invertir en este tipo de modelos participativos.

Con estos últimos cálculos, se pone de manifiesto la importancia de incorporar un cobro complementario a los flujos de caja del modelo participativo agroindustria-agricultura, pero sujeto directamente al medio ambiente, como pueden ser los créditos de carbono. De este modo la agroindustria genera un ingreso extra, ya que los flujos de caja del ESP y el EP son los mismos, al igual que para la agricultura. Por ello hay que ofrecer algún incentivo en forma de pago sujeto a indicadores ambientales o reducción fiscal, que incentive este tipo de modelos participativos de negocio. Este modelo participativo se basa en los costes evitados, y en función del porcentaje de estos asociados a cada actor, así cada uno interviene en la inversión. Aunque ya es atractiva la autonomía energética que las agroindustrias consiguen con este prototipo o la independencia en la fertilización que obtienen los agricultores, pero aun así se reclama una política que haga que estos dos agentes actúen conjuntamente y generen sinergias.

Tabla II.32. Estructura financiera para un productividad en biomasa de algas de $0,126 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, manteniendo todas las demás dimensiones y productividad del prototipo fijas, pero introduciendo un Pago ambiental sujeto a los créditos de carbono.

AGROINDUSTRIA		AGRICULTURA	
Inversión (0)	92.705 €	Inversión (0)	133.864 €
Situación ESP (1)+(2)	-15.699 €	Situación ESP (1)+(2)	-4.768 €
Cobros (1)	0 €	Cobros (1)	17.901 €
		Pago PAC	17.901 €
Pagos (2)	-15.699 €	Pagos (2)	-22.669 €
Energía eléctrica total	-1.879 €	Coste de fertilización en 90 Ha	-22.669 €
Energía térmica total	-3.976 €		
Gestión de raspón	-5.580 €		
Canon de saneamiento y de vertido de aguas de limpieza	-4.264 €		
Situación EP (3)+(4)	-6.994 €	Situación EP (3)+(4)	7.802 €
Cobros (3)	12.801 €	Cobros (3)	17.901 €
Pago de reparto	10.100 €	Pago PAC	17.901 €
Pagos (4)	-19.796 €	Pagos (4)	-10.100 €
Costes de operación prototipo	-19.796 €	Pago de reparto	-10.100 €
Flujos de caja (5) = (3)+(4)-(1)-(2)	8.705 €	Flujos de caja (5) = (3)+(4)-(1)-(2)	12.569 €
Años de retorno (0)/(5)	11	Años de retorno (0)/(5)	11
TIR	6,93%	TIR	6,93%
VAN	25.593 €	VAN	36.957 €

II.4. CONCLUSIONES

II.4.1. RESPECTO A MODELO PARTICIPATIVO

En los anteriores análisis se muestra como la producción de algas con el MPB presenta unos indicadores de rentabilidad satisfactorios tanto si se contempla ligado o desligado del MDA. Ahora bien, la importancia es conseguir que la biomasa de algas (BA) producida sea aceptada en el mercado por los agricultores como aporte de nutrientes. De ahí la importancia de que el precio de esta enmienda fertilizantes (PEF) sea menor o igual que los fertilizantes minerales o las enmiendas fertilizantes orgánicas comerciales que se emplean principalmente como aplicación foliar. Por todo

ello, el valor de la unidad fertilizante de la BA, así como el del digestato y el silo de raspón debe ser competitivo. Para conseguir esta competitividad se ha demostrado que es una cuestión de escala en el modelo de MDA integrado con MPB, pero si se considera el MPB solo es una cuestión de productividad.

En cuanto a incrementar la productividad para obtener mayor BA, es posible como han reportado varias otras investigaciones que emplean microalgas. Este aumento de la productividad está sujeto a consideraciones técnicas, como es el fabricar un depósito desmontable flexible que permita una mayor entrada de luz a capas profundas, por ejemplo.

Este incremento de la productividad hace que la participación de la agroindustria en la inversión disminuya, al incrementarse los costes evitados de fertilización de la agricultura. En este sentido se muestra que es la agricultura que presenta un escenario de rentabilidad mejor, frente a la agroindustria. Resultado que fortalece la tesis de que la transformación de los subsidios agrarios a inversiones presenta mejor rentabilidad.

Por otro lado la cantidad ofertada de BA debe ser coherente con la demanda. Si se ofrece un producto sustitutivo de la fertilización mineral y que además es producido de forma local, y no sujeto a factores terciarios como el coste energético, se debe implementar el mayor número de instalaciones de producción de BA para cubrir la demanda. En este escenario hay dos actores, por un lado la agroindustria que genera el efluente susceptible de ser transformando en BA, y la agricultura que incorpora esta BA como fertilizante. Como se ha explicado, el precio de venta calculado para este proyecto está por encima de los precios de los fertilizantes minerales u otros productos sustitutivos. Para reducir el precio se plantean introducir un nuevo concepto en la estructura de flujos de caja: pago compensatorio ambiental.

II.4.2. RESPECTO DERIVACIÓN DE PAC

En este análisis se ha demostrado como es factible derivar el pago de la PAC de la agricultura a la inversión a través de un modelo participativo con la industria, para una planta de revalorización de residuos agroindustriales en energía y en enmiendas fertilizantes.

También se ha demostrado como la conversión de los subsidios agrícolas, que al fin son los pagos actuales de la PAC, pueden ser convertidos a pagos ambientales que

favorezcan la inversión tanto de la industria como el sector primario en tecnologías sostenibles y alineadas con el concepto de economía circular.

Este modelo necesita de políticas ambientales orientadas a confeccionar un pago ambiental que complemente los flujos de caja para conseguir una rentabilidad interesante para los actores, que acreciente el interés por este tipo de modelo participativo. Estas políticas se basarían en el mercado de carbono, donde se amplíen los sectores y metodologías contempladas actualmente para la verificación de reducciones o captura de carbono, similar al programa Carbon Farming Initiative promovido en Australia en 2012 [25]. Como se ha visto, de lo contemplado en la Tabla II.31, solo sería la digestión anaerobia quien quedaría dentro de las actuales metodologías oficiales [42]. Pero sería necesario ampliar estas de forma que queden también contempladas tecnologías de recuperación de nutrientes residuales, como la estruvita o la captura de amonio. Es decir, con las actuales metodologías de verificación ligadas a determinadas tecnologías o procesos, no se contemplan tecnologías que también reduzcan gases de efecto invernadero, como son las nueva tecnologías de recuperación de nutrientes residuales.

Por ejemplo se habla mucho del suelo como sumidero de carbono [43], [44], pero no hay una metodología que verifique a escala de explotación esta captura, ni mucho menos en suelos agrícolas, como sería de interés en el presente caso. Solo se limita a cuantificar la conversión de suelo convertido de sistemas agrícolas a forestales o similares.

Por ultimo este modelo permite ser aplicado a cualquier tecnología que tenga el objetivo de recuperar los nutrientes residuales.

Estos resultados también demuestran que la iniciativa en la sinergia entre agroindustria y agricultura, independientemente de las políticas y de la Administración puede vehiculizar la conversión de los subsidios agrícolas a subsidios ambientales basados en la inversión en instalaciones de gestión de residuos productivas. Pero es importante que la Administración incentive estas iniciativas y contribuya a fomentar inversiones estratégicas.

II.5. REFERENCIAS

- [1] European Environment Agency, «Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2012 and inventory report 2014», 2014.
- [2] C. Hénault, A. Gossel, B. Mary, M. Roussel, y J. Léonard, «Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation», *Pedosphere*, vol. 22, n.o 4, pp. 426-433, 2012.
- [3] O. Nagata, T. Sugito, S. Kobayashi, y R. Sameshima, «Nitrous oxide emissions following the application of wheat residues and fertilizer under conventional-, reduced-, and zero-tillage systems in central Hokkaido, Japan», *Journal of Agricultural Meteorology*, vol. 65, n.o 2, pp. 151-159, 2009.
- [4] E. M. Baggs, R. M. Rees, K. a Smith, y a J. a Vinten, «Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues», *Soil Use and Management*, vol. 16, n.o October, pp. 82-87, 2000.
- [5] R. Lal, «Carbon emission from farm operations», *Environment International*, vol. 30, n.o 7, pp. 981-990, sep. 2004.
- [6] Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics Division, «Production Quantity in nutrients, World». [En línea]. Disponible en: <http://faostat.fao.org/site/575/DesktopDefault.aspx?PageID=575#ancor>. [Accedido: 11-sep-2016].
- [7] S. Katakai, H. West, M. Clarke, y D. C. Baruah, «Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 107, pp. 142-156, 2016.
- [8] L. Shu, P. Schneider, V. Jegatheesan, y J. Johnson, «An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant», *Bioresource Technology*, vol. 97, n.o 17, pp. 2211-2216, nov. 2006.
- [9] N. Alexandratos y J. Bruinsma, «The 2012 Revision World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision», 2012.
- [10] A. A. Szogi y M. B. Vanotti, «Prospects for phosphorus recovery from poultry litter», *Bioresource Technology*, vol. 100, n.o 22, pp. 5461-5465, 2009.
- [11] A. Buckwell y E. Nadeu, «Nutrient Recovery and Reuse (NRR) in European agriculture».
- [12] O. Maaß, P. Grundmann, y C. von Bock und Polach, «Added-value from innovative value chains by establishing nutrient cycles via struvite», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 87, pp. 126-136, jun. 2014.
- [13] M. C. . Garcia, M. B. . Vanotti, y A. A. . Szogi, «Recovery of nitrogen from swine manure containing high-ammonia using gas-permeable membrane technology and reduced chemicals», en *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2015*, 2015, vol. 3, pp. 1875-1880.
- [14] R. Wang, B. Peng, y K. Huang, «The research progress of CO₂ sequestration by algal bio-fertilizer in China», *The assessment of CO₂ utilization technology in China*, vol. 11, pp. 67-70, 2015.
- [15] 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.
- [16] 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.

- [17] T.-Y. Zhang, H.-Y. Hu, Y.-H. Wu, L.-L. Zhuang, X.-Q. Xu, X.-X. Wang, y G.-H. Dao, «Promising solutions to solve the bottlenecks in the large-scale cultivation of microalgae for biomass/bioenergy production», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 60, pp. 1602-1614, 2016.
- [18] L. Bernstein, K. Casey, L. Bernstein, J. Roy, K. C. Delhotal, J. Harnisch, R. Matsushashi, L. Price, K. Tanaka, E. Worrell, y F. Yamba, «2007: Industry.»
- [19] M. R. Mozell y L. Thach, «The impact of climate change on the global wine industry: Challenges & solutions», *Wine Economics and Policy*, vol. 3, n.o 2, pp. 81-89, 2014.
- [20] «Wineries For Climate Protection». [En línea]. Disponible en: http://www.wineriesforclimateprotection.com/v_portal/apartados/apartado.asp. [Accedido: 11-sep-2016].
- [21] «El Vino en Cifras – Año 2015», *Vinos de España*. [En línea]. Disponible en: <http://www.winesfromspain.es/icex/cma/contentTypes/common/records/mostrarDocumento/?doc=4792627>. [Accedido: 11-sep-2016].
- [22] MERCASA, «MERCASA: “Informe 2014 sobre Producción, Industria, Distribución y Consumo de la Alimentación en España”», 2014.
- [23] «OMC | Textos jurídicos - Los Acuerdos de la OMC - Acta Final». [En línea]. Disponible en: https://www.wto.org/spanish/docs_s/legal_s/ursum_s.htm#aAgreement. [Accedido: 05-ago-2016].
- [24] A. Tukker, T. Bulavskaya, S. Giljum, A. de Koning, S. Lutter, M. Simas, K. Stadler, y R. Wood, «Environmental and resource footprints in a global context: Europe’s structural deficit in resource endowments», *Global Environmental Change*, vol. 40, pp. 171-181, 2016.
- [25] Australian Government. Department of the Environment and Energy, «About the Carbon Farming Initiative | Department of the Environment and Energy». [En línea]. Disponible en: <https://www.environment.gov.au/climate-change/emissions-reduction-fund/cfi/about>. [Accedido: 23-sep-2016].
- [26] «Cámara de Comercio e Industria de Cuenca - Vinos de Uclés, primera D.O. de vino española en certificar la Huella de Carbono gracias al programa Innocámaras de la Cámara de Cuenca». [En línea]. Disponible en: http://www.camaracuenca.org/departamento_de_comunicacion/20130508_bodegas_origen_cuenca.html. [Accedido: 11-sep-2016].
- [27] «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].
- [28] M. Dallinger y W. Danner, «Producing biogas e.g. methane gas during a multi-step process from solid biomass e.g. solid dung, comprises carrying out a hydrolysis process and an acidification process and then a methane formation process in a spatially separated manner». Google Patents, 2009.
- [29] Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España, «Cálculo de los costes de operación de cultivos en diferentes zonas agrícolas». [En línea]. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/00CostCultivo_tcm7-336332.xls. [Accedido: 27-ago-2016].
- [30] CH Guadiana, «Canon de vertidos». [En línea]. Disponible en: <http://www.chguadiana.es/>. [Accedido: 27-ago-2016].

- [31] R. E. de España, «Precio de la electricidad 2015». [En línea]. Disponible en: <http://tarifaluzhora.es/>. [Accedido: 15-jul-2016].
- [32] A. K. Lee, D. M. Lewis, y P. J. Ashman, «Harvesting of marine microalgae by electroflocculation: The energetics, plant design, and economics», *Applied Energy*, vol. 108, pp. 45-53, ago. 2013.
- [33] 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.
- [34] S. Chinnasamy, A. Bhatnagar, R. Claxton, y K. C. Das, «Biomass and bioenergy production potential of microalgae consortium in open and closed bioreactors using untreated carpet industry effluent as growth medium», *Bioresource Technology*, vol. 101, n.o 17, pp. 6751-6760, 2010.
- [35] 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.
- [36] Fondo Español de Garantía Agraria, «Informe sobre la aplicación del régimen de pago único en España -Campaña 2014- Marzo 2015».
- [37] K. P. Chum, H., A. Faaij, J. Moreira, G. Berndes, P. Dhamija, H. Dong, B. Gabrielle, A. Goss Eng, W. Lucht, M. Mapako, O. Masera Cerutti, T. McIntyre, T. Minowa, «Bioenergy», n IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation, 2011.
- [38] ASEGRE, «Protocolo para la cuantificación de emisiones de gases de efecto invernadero en actividades de gestión de residuos». [En línea]. Disponible en: http://hcredos.asegre.com/DOCUMENTACION_JORNADA_HC_26_MAYO_2011/EpE Protocol/Documento Protocolo.pdf. [Accedido: 03-oct-2016].
- [39] D. J. V. Robert T. Watson, «IPCC Special report. Land use, land-use change and forestry», 2000.
- [40] «Sendeco2». [En línea]. Disponible en: <http://www.sendeco2.com/es/>. [Accedido: 28-ago-2016].
- [41] Ministerio de Industria Energía y Turismo. Gobierno de España, «Coeficientes de paso de emisiones de CO2 y consumo de energía primaria para soluciones alternativas del RITE», 2014.
- [42] Grupo intergubernamental de expertos sobre cambio climático, «Tecnologías, políticas y medidas para mitigar el cambio climático».
- [43] R. Lal, «Soil carbon sequestration to mitigate climate change», *Geoderma*, vol. 123, n.o 1, pp. 1-22, 2004.
- [44] G. Berhongaray y R. Alvarez, «The IPCC Tool for predicting soil organic carbon changes evaluated for the Pampas, Argentina», 2013.

**CAPITULO III. EFECTO DE
DIFERENTES INERTES
MINERALES EN LA
ELECTROFLOCULACION DE
MICROALGAS Y ANALISIS
TECNICO-ECONÓMICO DE LA
INTEGRACION CON ENERGÍA
FOTOVOLTAICA**

RESUMEN

La electrofloculación se presenta como una tecnología rentable frente a sus alternativas para concentrar la biomasa de algas. Un factor importante es incrementar la conductividad eléctrica del medio a flocular para mejorar el rendimiento en la recuperación de biomasa. Este aumento de la conductividad se ha conseguido en este trabajo con la adición de inertes al medio de cultivo: sepiolita (SP), cal viva (CV), arena (AR) y árido calizo (SC). En todos los tratamientos ensayados se ha visto cómo la recuperación de la biomasa estimada a través de contenido clorofilas ronda el 100%, pero en el caso del empleo de Cal Viva (CV) se ha visto cómo la turbidez se incrementaba un 113%, afectando a la posterior reutilización del medio de cultivo.

Se han obtenido unos consumos energéticos por volumen, superiores a los obtenidos por otros autores que estaban en un rango de 6,67 a 10,96 MJ·m⁻³. Aspecto ha supuesto que el coste energético asociado fuese 33 veces superior a los obtenidos de referencias. Aun así, se ha demostrado que la electrofloculación es una tecnología con menor coste que la filtración o centrifugación.

Seguidamente, se ha dimensionado y presupuestado una instalación fotovoltaica de 3.770 Wp para la recuperación de un volumen de medio de cultivo anual de 379 m³. Del análisis de alternativas entre la instalación fotovoltaica y el proceso de electrofloculación conectado a red, se ha visto cómo este último tiene un 12,10% más coste que el primero, reduciéndose esta diferencia al 10,57% si el precio de la energía fuera un 20% menor. También se ha demostrado que el coste depende de la biomasa recuperada, rondando éste los 2,58 €·Kg⁻¹ para los 909 Kg de biomasa recuperada (0,010 g·L⁻¹·día⁻¹) y los 0,021 €·Kg⁻¹ para una biomasa de 113.700 Kg (1,25 g·L⁻¹ día⁻¹).

III.1. ANTECEDENTES

En el proceso de recolección de las microalgas son varias las tecnologías propuestas como recoge Chen *et al.* [1], pero es la electro-floculación la tecnología más adecuada para células pequeñas de 5-50 µm como son las microalgas [2]. La electro-floculación ha demostrado ser más económica que otras tecnologías, e incluso con un menor gasto energético que la centrifugación [3]. Además, esta tecnología permite reutilizar el agua obtenida tras el proceso de recolección siempre que se utilicen electrodos de elementos que no produzcan toxicidad e inhibición en el crecimiento de las microalgas, ya que estos electrodos se van disolviendo en el medio. Por ejemplo, Vandamme *et al.* [3] demuestran que es más eficiente utilizar aluminio (Al) en vez de hierro (Fe) dado su menor relación tamaño carga iónica. Sin embargo, el Fe es un elemento que su presencia estimula el crecimiento de las microalgas [4], mientras que el Al es inhibidor, como demostró Trenfield *et al.* (2015) [5] para *Isochrysis galbana*, donde concentraciones de 2570 µg Al·L⁻¹ a 24°C redujeron en un 50% el crecimiento. Vandamme *et al.* [3] encontraron que en el efluente regenerado con electrodos de Al

existía una concentración de Al superior a $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, muy por encima de la concentración límite reportada como inhibidora.

La electrofloculación se muestra como una tecnología capaz de reutilizar el medio de cultivo, reduciendo la huella hídrica del cultivo de microalgas, que puede alcanzar los 5-10 Kg de consumo de agua por Kg de biomasa seca [6], [7]. Ligado a esto, se ha demostrado para *Chlorella vulgaris* que la reutilización del medio de cultivo mejora la productividad en biomasa, debido a los polisacáridos exudados de las microalgas, que probablemente también son consumidos por las bacterias que crecen en sinergia con las microalgas [8]. Estos exudados están constituidos por carbohidratos, proteínas y floculantes residuales, principalmente el hierro, lo que explica el efecto positivo de la reutilización del medio de cultivo [9].

A nivel de proceso de electrofloculación, un factor que interviene en su rendimiento es la agitación del medio. Como reporta Vandamme *et al.* [3], la agitación por inyección de aire hace que los flóculos de las algas se formen más rápidamente, pero también hace que éstos al ascender se rompan, haciendo disminuir el tamaño de los agregados.

Otro factor importante es la conductividad eléctrica del medio. Se ha demostrado que medios con elevada conductividad eléctrica mejoran la eficacia del proceso, reduciendo así el consumo energético del proceso de electrofloculación [10], [11]. Una elevada concentración de microalgas hace descender la conductividad eléctrica del medio a flocular, ya que la elevada presencia de células de algas dificulta el paso de la corriente eléctrica a través del medio de cultivo, repercutiendo en el rendimiento del proceso [12], [13].

Una forma de aumentar la conductividad eléctrica del medio de cultivo es añadiendo NaCl [14], [15]. En el uso de sales con cloro conviene indicar que en el proceso de electrofloculación se produce ácido clorhídrico que disminuye en pH, provoca corrosiones [16] disminuyendo la vida útil de los equipos. Además este descenso del pH va en contra del rendimiento de la electrofloculación como reporta Koren y Syversen [17]

Para lograr un incremento de conductividad eléctrica en el medio Xiong *et al.* [18] utilizaron arena lo que favorecía la formación de flóculos, mostrando una mejora del rendimiento de floculación, que repercutía en el coste del proceso al reducir la energía consumida. En cuanto a consumo energético Shuman *et al.* [13] compararon los procesos de electrofloculación en pulsos y continuo, no hallando ninguna diferencia en

el rendimiento de floculación, lo que supone para el tratamiento por pulsos un menor consumo energético.

En cuanto a su aplicación comercial, la obtención de un floculo de microalgas y un inerte, puede ser una excelente opción para su aplicación en el sector agrícola. Con este proceso de electrofloculación se obtiene una unión del compuesto activo de interés, la biomasa de microalgas, al compuesto estructural que conforma el granulado o encapsulado, el inerte. En este sentido, Shuman *et al.* [13] lograron la floculación de *Nannochloropsis sp.*, mediante un electrodo de níquel, demostrando que las células de algas floculadas presentaban una alta viabilidad.

Las microalgas y las cianobacterias han demostrado poder ser aplicadas en la generación de fitohormonas [19]–[21], para la fijación de nitrógeno atmosférico [22], o para incrementar el carbono en el suelo y mejorar la biodiversidad [23]–[25], además de tener algunas especies acción sobre el control de patógenos [26], [27], lo que las caracteriza como biofertilizantes agrícolas.

La eutrofización de las aguas superficiales es un importante problema ambiental en amplias zonas del planeta. Por un lado la fauna acuícola desaparece y por otro genera problemas de suministro de agua, con los problemas de salud asociados dada la toxicidad de algunas especies [28]. En Estados Unidos, como muchos otros países, surgen anualmente colonizaciones de microalgas y cianobacterias en las masas fluviales contaminadas por nitrógeno y fósforo. Las soluciones que se plantean pasan por limpiar estas masas de agua con tecnologías de recolección de la biomasa de algas [29]. Es en este problema donde la electrofloculación con energía fotovoltaica puede presentarse como una solución de bajo mantenimiento y pasiva, al no precisar de personal cualificado durante su actuación. Esta biomasa algal contaminante recuperada a través de un proceso de electrofloculación puede tener un uso agrícola posterior. En el presente trabajo se ensayaron diferentes inertes con objeto de incrementar la conductividad eléctrica y ver el rendimiento en la recuperación de biomasa. Estos inertes fueron la arena, la sepiolita, cal viva y un árido calizo tamizado a 200 μm . Finalmente, se dimensionó una planta de electrofloculación con alimentación fotovoltaica analizando la rentabilidad de ésta frente al consumo energético que tendría si fuera conectada a la red eléctrica.

III.2. METODOLOGÍA

III.2.1. DETERMINACIONES ANALÍTICAS

Se analizó el contenido de clorofila a utilizando la relación de absorbancias a diferentes longitudes de onda de un extracto de metanol que describe Porra [30], que es directamente proporcional a la biomasa de algas fototrópicas. También se analizaron: el contenido en sólidos totales de las muestras, sometiendo a éstas a un secado durante 72 horas a 105°C, la turbidez de la muestra mediante Turbidímetro portátil HI 93703 (Hanna Instruments), el pH y la conductividad eléctrica mediante pHmetro y conductivímetro (Crison). El análisis estadístico de varianza se realizó con el programa Statgraphics Centurión, utilizando el procedimiento de la ANOVA y el test de Fisher para la comparación de medias al 95% del intervalo de confianza.

III.2.2. MEDIO DE CULTIVO

Se tomó un volumen representativo de 20 L del medio de cultivo de *Chlorella sorokiniana* isolate BE1, desarrollada en el medio de cultivo BG11 [31], con una concentración media en clorofilas de 562,02 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y un contenido en materia seca del 0,206%

III.2.3. ENSAYO DE ELECTROFLOCULACIÓN

En la **Figura III.59.1**, se muestra el esquema de montaje del módulo experimental de electrofloculación realizado a escala de laboratorio. El módulo de electrofloculación está compuesto por tres ánodos y tres cátodos dispuestos alternamente entre sí a 10 mm. Estos electrodos son de cinc (Zn) (**Figura III.59.2**) teniendo una superficie en contacto con el medio de cultivo de 0,010 m^2 cada electrodo. Para su alimentación, se utilizó de una batería de 12 V (Valta A17) de la cual, y mediante dos polímetros, se midió la intensidad de corriente eléctrica entre los electrodos y la tensión de la batería.

Se definió un tiempo de 30 segundos de floculación continua para todos los tratamientos con agitación magnética. Pasados los cuales y tras ver la separación de ambas fases: sólida y líquida (**Figura III.59.2**), se procedió a retirar la fase sólida por decantación, con objeto de cuantificar la materia seca recuperada y analizar sobre la fase líquida la turbidez, el pH, la conductividad eléctrica y contenido en clorofilas a. Previamente a la electrofloculación se midió la conductividad eléctrica y el pH de la solución mezclando homogéneamente el medio de cultivo con el inerte.

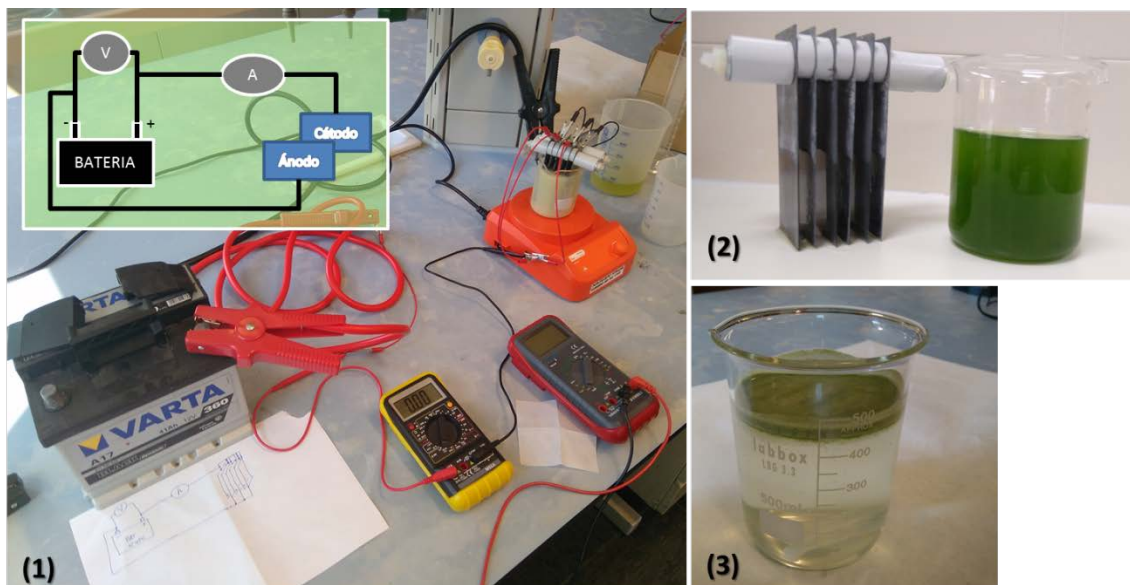


Figura III.59. (1) esquema de montaje del sistema de electro-floculación. A=amperímetro, V=voltímetro. (2) Electrodo de cinc y alícuota de medio de cultivo. (3) medio de cultivo después del electro-floculación: separación de fases.

III.2.4. TRATAMIENTOS

Se definieron cinco tratamientos que consistieron en mezclar diferentes inertes para ver el rendimiento en la electrofloculación. Para cada tratamiento se adicionaron 25 g·L⁻¹ de diferentes inertes en cuestión, realizándose tres réplicas. Los tratamientos fueron:

- Sin adicción de ningún inerte (SI).
- Sepiolita (SP) con un tamaño de $\varnothing < 200 \mu\text{m}$, arcilla constituida por silicato de magnesio ($\text{Mg}_4\text{Si}_6\text{O}_{15}(\text{OH})_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) perteneciente al grupo de las paligorskitas y de estructura molecular fibrosa, que se caracteriza por tener una alta superficie externa e interna, con unas altas capacidades de adsorción.
- Cal viva micronizada (CV) proporcionada por la empresa CALCINOR (CaO) con $\varnothing < 400 \mu\text{m}$
- Arena de sílice (AR) de \varnothing entre 300-250 μm .
- Árido calizo (SC) extraído en las coordenadas geográficas 42,475, -3,668, secado y tamizado a $\varnothing < 100 \mu\text{m}$.

III.3. RESULTADOS

III.3.1. SEPARACIÓN DE FASES

En los diferentes tratamientos (**Figura III.60**) se observó cómo era diferente la forma de separarse las fases: o arrastrándose la biomasa de algas con el inerte al fondo del

vaso, como en el caso de utilizar la sepiolita (**Figura III.60.2**) y la cal viva (**Figura III.60.3**) o quedando en forma de espumas en superficie, como ocurrió claramente en el tratamiento sin inertes (**Figura III.60.1**). También se observó cómo tras un tiempo de reposo, o con una pequeña agitación, los flóculos en superficie tendieron a precipitarse. Como explican varios autores [32]–[34], lo que ocurre es que la biomasa de algas en la electrofloculación ha formado los flóculos agregándose con las burbujas del oxígeno y el hidrogeno producido en la electrolisis del agua, lo que hace que tiendan a superficie, y que conforme estas burbujas de gas se difunden, estos flóculos tiendan a precipitar.

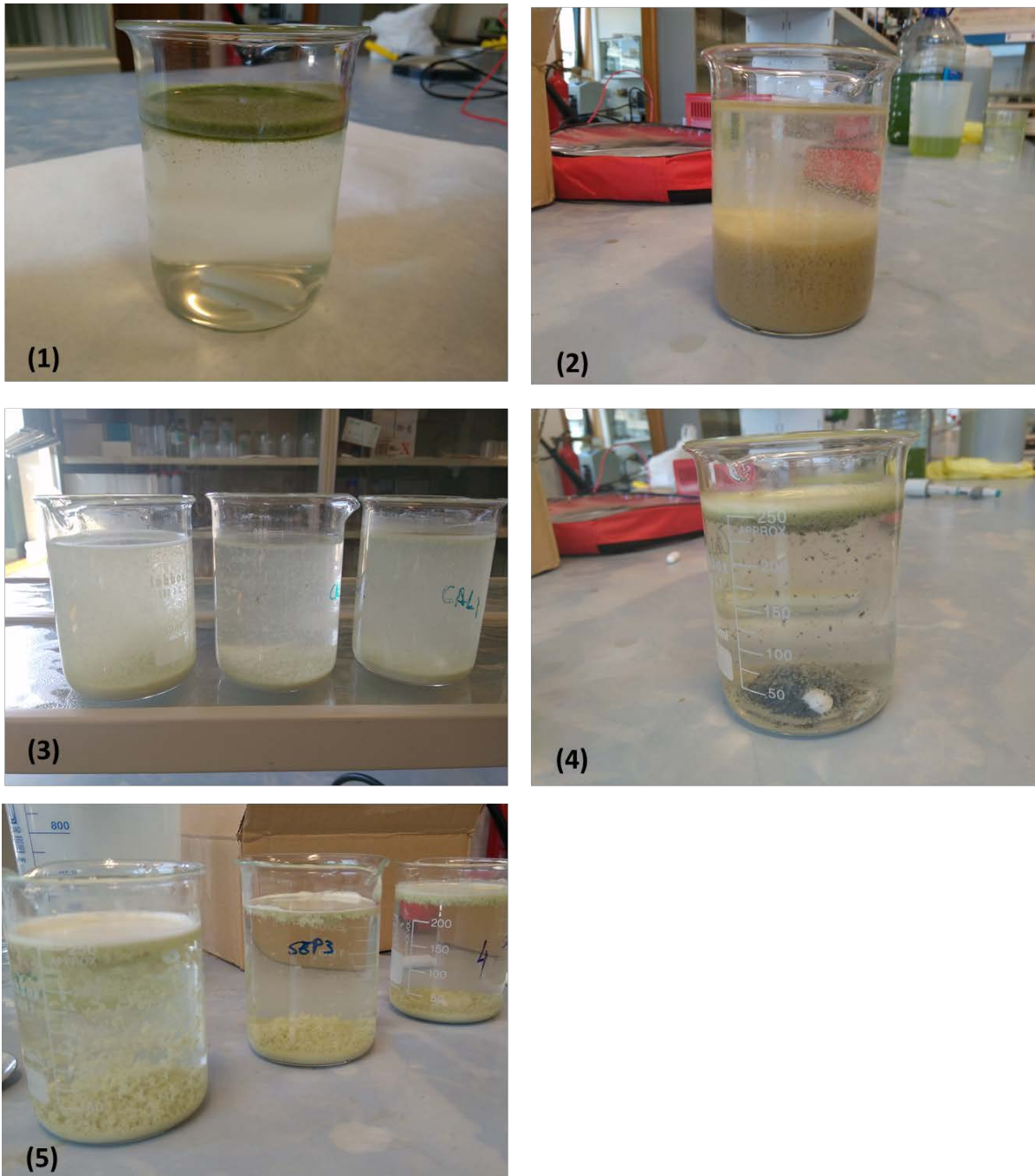


Figura III.60. Fotografías de las soluciones del medio de cultivo tras los diferentes tratamientos minutos después de su electrofloculación (1) Tratamiento Sin Inertes. SI (2) Tratamiento con 5 g de Sepiolita. SP (3) Tratamiento con 5 g de Cal Viva. CV (4) Tratamiento con 5 g de Arena. AR, mostrándose la formación de agregados metálicos (5) Tratamiento con 5 g de Suelo Calizo. SC, mostrándose la formación de flóculos y precipitados.

También se observó cómo solo para el tratamiento AR se mostraron la formación de agregados metálicos, propias del desgaste de los electrodos como también explican distintos autores [17], [35]–[37] (**Figura III.60.5**). La mayor cantidad de agregados metálicos percibida en el tratamiento con arenas no ha sido reportada antes, pudiendo estar relacionada con una mayor abrasión del electrodo por las partículas de los

inertes, causada por el mayor tamaño de las partículas de arena. Xiong *et al.* [18] reportaba que no existía sobrenadante en el tratamiento con arena, ya que sus partículas arrastraban a los flóculos al fondo. En el presente ensayo sí se formó un sobrenadante de algas agregadas, lo que se puede atribuir a diferentes condiciones experimentales, pues la concentración de arena fue más elevada y el tiempo de electrofloculación inferior en el presente ensayo.

III.3.2. INTENSIDAD DE CARGA

En la **Tabla III.33** se muestran los valores analizados para los diferentes parámetros químicos analizados en los diferentes tratamientos. Se muestra un ajuste lineal con una correlación R^2 89,90% y $p=0,0000$ entre la conductividad eléctrica de la muestra y la intensidad de carga (**Ecuación III.6.1**). Esta relación es similar a las obtenidas por Uduman *et al.*, [10], y Alfafara *et al.* [11], reflejando que un incremento en la conductividad eléctrica incrementa también la intensidad de carga, mejorando el rendimiento del proceso.

También en cuanto al pH se obtiene una relación lineal estadísticamente significativa con la intensidad de carga utilizada: R^2 80,76% y $p=0,0000$ (**Ecuación III.6.2**). Los resultados obtenidos también apuntan a lo que recogían Wu *et al.* [38] Danquah *et al.* [39], para los que el aumento del pH contribuye a la formación de flóculos de las células de algas, pues afectando al estado iónico de los elementos [40] e incrementando con ello la intensidad de carga eléctrica. Las paredes celulares que tienen las microalgas tienen carga negativa (-7,5~-40 mV) [2] en medio alcalino, lo que permite una mejor interacción con cationes divalentes como el Zn^{+2} producido con la disolución del cátodo.

Ecuación III.6. Relaciones obtenidas del ajuste estadístico lineal. La intensidad de carga frente la conductividad eléctrica (CE), y el pH.

$$(1) \text{ Intensidad de carga} = 72,1984 + 4,82136 * CE$$

$$(2) \text{ Intensidad de carga} = -140,943 + 23,365 * pH$$

CAPITULO III. EFECTO DE DIFERENTES INERTES MINERALES EN LA ELECTROFLOCULACION DE MICROALGAS Y ANALISIS TECNICO-ECONÓMICO DE LA INTEGRACION CON ENERGÍA FOTOVOLTAICA

Tabla III.33. Resultados de análisis. Momento de análisis (0) es previo a la electrofloculación, es decir el medio de cultivo más el inerte, (1) es después de la electrofloculación sobre la fase líquida resultante. Tratamientos: SI, sin inerte. SP, sepiolita. CV, cal viva, AR, arena, SC, suelo calizo.

Tratamiento	Momento análisis	Tensión [V]	Intensidad [A]	Turbidez [NTU]	pH	Conductividad eléctrica [dS·m ⁻¹]	Clorofila [µg·L ⁻¹]	Materia seca [%]	Intensidad de carga [A·m ⁻²]
SI	0			40,39 ± 0	9,09 ± 0	2,5 ± 0	562,02 ± 0	0,21 ± 0	
SI	1	12 ± 0	5,24 ± 0,13	4,11 ± 0,77	10,08 ± 0,18	2,53 ± 0,05	3,7 ± 0,53	0,81 ± 0,1	90,97 ± 2,21
SP	0				8,4 ± 0	2,43 ± 0		0 ± 0	
SP	1	12 ± 0	4,57 ± 0,24	6,22 ± 1,14	9,17 ± 0,01	2,41 ± 0,02	10,17 ± 0,59	12,99 ± 0,82	79,28 ± 4,2
CV	0				11,24 ± 0	12,88 ± 0		0 ± 0	
CV	1	12 ± 0	7,61 ± 0,13	86,11 ± 2,51	11,36 ± 0,01	12,47 ± 0,05	1,36 ± 0,69	26,76 ± 1,02	132,18 ± 2,29
AR	0				8,36 ± 0	2,44 ± 0		0 ± 0	
AR	1	12 ± 0	4,85 ± 0,12	6,72 ± 1,55	10,05 ± 0,15	2,58 ± 0,06	10,17 ± 2,69	4,05 ± 0,13	84,2 ± 2,12
SC	0				8,19 ± 0	2,46 ± 0		0 ± 0	
SC	1	12 ± 0	4,63 ± 0,04	25,42 ± 0,38	9,45 ± 0,09	2,46 ± 0,01	10,9 ± 1,71	22,03 ± 0,83	80,44 ± 0,63

III.3.3. RENDIMIENTO DE RECOLECCIÓN DE BIOMASA ALGAL

Relacionando los factores de pH, CE e intensidad de carga con el contenido final en la fase líquida de clorofilas mediante correlación lineal múltiple, se muestra que se obtiene una relación significativa con una correlación R^2 57,30% y $p=0,0039$ (**Ecuación III.7**). Este mismo ajuste con la turbidez de la fase líquida se muestra una mejor significancia y correlación: ANOVA R^2 92,30% y $p=0,0000$ (**Ecuación III.8**).

Ecuación III.7. Regresión múltiple por procedimiento de mínimos cuadrados, entre el contenido en clorofilas [$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$] y el pH, conductividad eléctrica (CE) [$\text{dS}\cdot\text{cm}^{-1}$] y la intensidad de carga (IC) [$\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$]. ANOVA $p=0,0039$, R^2 57,30%

$$\text{Clorofila} = 47,2511 + 1,31847 * \text{CE} - 0,996746 * \text{pH} - 0,385814 * \text{IC}$$

Ecuación III.8. Regresión múltiple por procedimiento de mínimos cuadrados, entre la turbidez [NTU] y el pH, conductividad eléctrica (CE) [$\text{dS}\cdot\text{cm}^{-1}$] y la intensidad de carga (IC) [$\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$]. ANOVA $p=0,0039$, R^2 57,30%

$$\text{Turbidez} = 51,4596 + 9,3214 * \text{CE} - 5,11456 * \text{pH} - 0,177453 * \text{IC}$$

Analizando el rendimiento en la eliminación de biomasa de algas en las fases líquidas obtenidas en cada tratamiento (**Tabla III.34**), se muestra como atendiendo al contenido de clorofila todos los tratamientos presentan un rendimiento cercano al 100%, siendo el mejor tratamiento con cal viva CV. Sin embargo, para este tratamiento CV se muestra cómo el rendimiento obtenido en cuanto a turbidez es del -113%, es decir la fase líquida queda con más partículas en suspensión, esto indica a que estos sólidos son partículas de hidróxido de calcio, provenientes del inerte. La presencia de estas partículas, limita el uso de esta fase líquida para su reutilización en un nuevo ciclo de cultivo, ya que el calcio y el elevado pH hace que las células de algas se floculen, como apuntan Wu *et al.* [38]. Para el tratamiento con carbonato de calcio SC, la reducción en la turbidez de la muestra no se encuentra tan eficaz como en el mejor de los tratamientos, el que no lleva adición de floculante SI. Esto indica que a nivel de turbidez todos los tratamientos con inertes la incrementan, haciendo que la reutilización de la fase líquida como medio de cultivo quede limitada. En el análisis estadístico de medias, en cuanto a clorofila, el tratamiento SI no muestra diferencias significativas con CV, pero no en cuanto a turbidez, donde SI, SP y AR son significativamente homogéneos, como se precia en la **Figura III.61**.

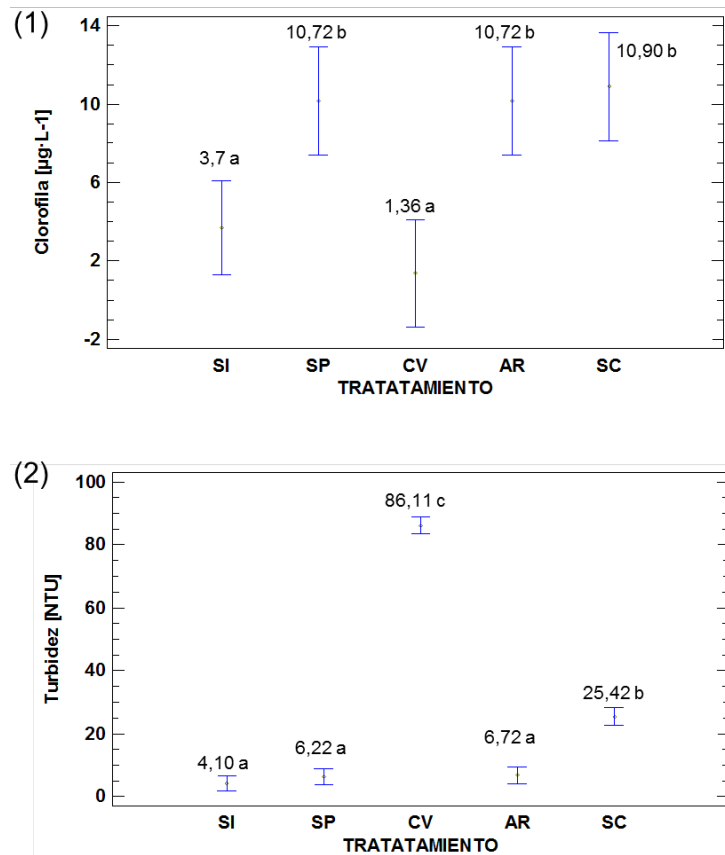


Figura III.61. Comparación de medias Fisher LSD. (1) Contenido en clorofilas en la fase líquida (2) Turbidez en la fase líquida

Tabla III.34. Rendimientos en el proceso de electrofloculación en función de los diferentes tratamientos.

Tratamiento	Rendimiento de tratamiento respecto	
	Clorofila	Turbidez
SI	99%	90%
SP	98%	85%
CV	100%	-113%
AR	98%	83%
SC	98%	37%

En cuanto a CV y SC los rendimientos fueron significativamente diferentes, el contenido en calcio de estos tratamientos fue considerable, pero la respuesta fue diferente, ajustándose más a lo esperado con SC, ya que la presencia de calcio ayuda a la floculación de las células de microalgas [41].

III.3.4. ANÁLISIS DE COSTES

El coste total se define como suma del coste de proceso (C_p), teniendo en cuenta el valor de los inertes, y el coste energético (C_e) teniendo en cuenta la energía

consumida (**Tabla III.35**). Se definió el precio medio (P_i) de los diferentes inertes consultando a varios suministradores, estableciendo para el SC un precio de $0,04 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$, precio igual al de la arena lavada de cantera (AR). Para la SP se fijó en $23 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$ y la CV en $1,68 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$. Para el cálculo se tiene en cuenta la concentración de biomasa algas de la muestra original que es de $0,206\%$, y el rendimiento respecto clorofila (η_c) de cada tratamiento, para obtener la cantidad de biomasa que se recolecta. A este coste ha de sumarse el coste energético del proceso, que tomando un precio de la electricidad (P_e) de $0,092 \text{ €}\cdot\text{KWh}^{-1}$ [42], y calculando la energía consumida [KWh] a través del producto de la Intensidad (I), el voltaje (U) y un tiempo de electrofloculación de 30 s (t). Los resultados se muestran en **Figura III.62**.

Ecuación III.9. Calculo de coste de electrofloculación. Coste de proceso (C_p) y costes energético (C_e) en función de la materia seca de algas obtenida [$\text{€}\cdot\text{Kg}^{-1}$].

$$C = C_p + C_e \begin{cases} C_p = \frac{CI \cdot P_i}{MS_0 \cdot (1 - \eta_c)} \cdot 1000 \\ C_e = \frac{I \cdot U \cdot t \cdot P_e}{MS_0 \cdot (1 - \eta_c)} \cdot 1000 \end{cases}$$

En la **Figura III.62** se muestra cómo el coste de la biomasa obtenida con SC es ligeramente inferior al coste total del tratamiento SI, ya que en SC la intensidad de carga es ligeramente inferior a SI. El coste energético está directamente relacionado con la intensidad de carga y con la conductividad eléctrica de la solución. Es con SP cuando se obtiene un coste eléctrico menor, pero el coste de proceso, es decir el coste del inerte, es lo que hace que la biomasa obtenida con este tratamiento sea la más cara. El tratamiento que demanda más energía por volumen tratado es el CV, debido a la alta intensidad de carga (**Tabla III.33**). Los consumos energéticos por volumen alcanzados en todos los tratamientos son superiores a los documentados recogidos en bibliografía: en el trabajo de Alfafara *et al.* [11] fueron de $0,28 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ en proceso continuo, por Lee *et al.* [43] de $0,33 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$ en proceso discontinuo, y en Shuman *et al.* [13] de $0,11 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$, en proceso continuo con pulsos, lo que hace reducir el consumo energético.

Esto hace que los costes energéticos de los tratamientos ensayados sean superiores a los de las referencias de electrofloculación. La justificación de estas diferencias se basan en los tiempos de electrofloculación ensayados y el régimen del proceso: continuo o discontinuo, ya que las intensidades de carga fueron similares. Por lo tanto las referencias de electrofloculación tienen menor coste que otros procesos como la centrifugación o filtración como se muestra en la **Tabla III.35**. Estos solo son costes energéticos, a lo que hay que sumar costes de operación y de mantenimiento.

CAPITULO III. EFECTO DE DIFERENTES INERTES MINERALES EN LA ELECTROFLOCULACION DE MICROALGAS Y ANALISIS TECNICO-ECONÓMICO DE LA INTEGRACION CON ENERGÍA FOTOVOLTAICA

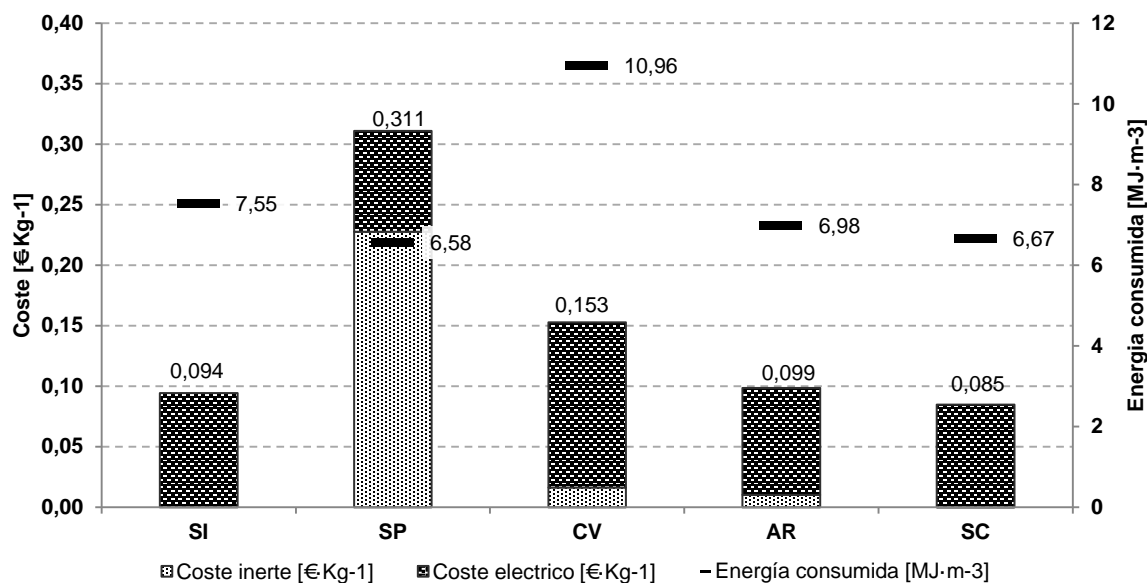


Figura III.62. Coste de proceso, coste energético de la materia seca de algas obtenida y consumo de energía por volumen de electrofloculación para los diferentes tratamientos: sin inertes, SI. Sepiolita, SP. Cal viva, CV. Arena, AR. Suelo calizo, SC.

Tabla III.35. Comparación de costes energéticos por volumen de los tratamientos ensayados frente a otras tecnologías de recolección. Precio energía eléctrica 0,092 €/KWh⁻¹. * Calculado a partir de los datos del trabajo referenciado, valores medios de los ensayos. ** Valores medios del tratamiento tomado como referencia en el trabajo citado

Método de recolección	Intensidad de carga [A·m ⁻²]	Consumo energético [MJ·m ⁻³]	Coste energético [€/m ⁻³]
Centrifugación [44]	-	3,6	0,092
Filtros de vacío [44]	-	1,6	0,041
Filtros de presión [44]	-	3,2	0,081
Electrofloculación con electrodos de aluminio [43]	100	0,33	0,008
Electrofloculación con electrodos de níquel [13]	54 *	0,11	0,003
Electrofloculación con electrodos de aluminio [11]	53 *	0,28	0,007
Electrofloculación sin inertes (SI)	91	7,55	0,193
Electrofloculación con sepiolita (SP) 25 g·L ⁻¹	79	6,58	0,168
Electrofloculación con cal viva (CV) 25 g·L ⁻¹	132	10,96	0,280
Electrofloculación con arena (AR) 25 g·L ⁻¹	84	6,98	0,178
Electrofloculación con suelo calizo (SC) 25 g·L ⁻¹	80	6,67	0,171

III.3.5. ANÁLISIS TECNICO-ECONÓMICO DE INTEGRACION FOTOVOLTAICA

Se ha mostrado en el anterior apartado que el coste energético es un input importante que condiciona el coste final de la biomasa obtenida. Por ello se plantea utilizar una instalación fotovoltaica para suplir esta energía necesaria por dos razones. Primera, la corriente que se precisa para la electrofloculación es en continua, al igual que se genera directamente en una instalación fotovoltaica. Segundo el coste de recolección, que de esta forma está sujeto a la amortización de la instalación fotovoltaica, no lo estará a variaciones en el precio de la electricidad, lo que asegura una independencia económica en el proceso.

III.3.6. CONTEXTO DE EMPLAZAMIENTO Y DATOS DEL MEDIO DE CULTIVO

Para hacer una estimación sobre la viabilidad de la generación eléctrica fotovoltaica se precisa de una ubicación. Este emplazamiento se corresponde y vincula a los datos recogidos en el proyecto LIFE+ Integral Carbon [45] que se ha emplazado en una bodega localizada en Fuente de Pedro Naharro, en Cuenca (latitud: 39,918; longitud:-3,013). En este emplazamiento se generaron 379 m³ de medio de cultivo, con una producción de biomasa de algas seca de 909 Kg, durante 240 días, suponiendo una productividad media diaria de 0,010 g·L⁻¹·dia⁻¹.

III.3.7. CONSIDERACIONES TECNICAS DE DISEÑO

Se define como unidad de electrofloculación (UEF) el dispositivo formado por una bomba, los electrodos de Zn además de los accesorios de conexión entre ambos. Para establecer el caudal de la bomba y así la capacidad de procesamiento del UEF, Vandamme *et al.* [3] definieron que para electroflocular en continuo el caudal optimo debe ser de 0,0000005 m³·s⁻¹.

En la **Tabla III.36** se muestran los cálculos desarrollados en la determinación del número de unidades de floculación necesarias, así como su consumo energético medio diario. Para ello se considera que durante 240 días se va a procesar todo el volumen de algas producido: 379 m³, en jornadas de 28.800 s diarios, que suponen 8 horas. Este tiempo se definió en función de la experiencia recogida en instalaciones fotovoltaicas en el proyecto de referencia [45]. De estas consideraciones y cálculos se obtiene que se precisen 110 UEF.

El consumo energético de la UEF se divide en el consumido en el propio proceso de electrofloculación, tomando el valor obtenido para el tratamiento SI de 7,55 MJ·m⁻³

(apartado III.3.3), y por otro lado el consumo del funcionamiento de las unidades de floculación que se estima con una potencia de 8 W, y que se corresponde principalmente con el consumo de la bomba de alimentación. Esto hace un consumo eléctrico de 7,04 KWh·dia⁻¹. En la **Tabla III.36** se resume que el procesamiento de todo el volumen de medio de cultivo con 110 UEF, produce un consumo energético total de 10,36 KWh·dia⁻¹.

Tabla III.36. Cálculos resumen de dimensionamiento de electrofloculador solar

Volumen total de medio cultivo (1)	379	m ³
Días de funcionamiento (2)	240	días
Caudal de unidad electrofloculador (3)	0,0000005	m ³ ·s ⁻¹
Volumen tratado diario por unidad electrofloculador : (t=28.800 segundos) (4)=(1)/((3)·(2)·(t))	0,0144	m ³ · día ⁻¹
Volumen total procesado por unidad electrofloculador (5)=(4)·(2)	3,46	m ³
Número de unidades electrofloculadores (6)=(1)/(5)	110	unidades
Consumo por volumen de referencia: SI (7)	7,5 (2,96)	MJ·m ⁻³ (KWh·m ⁻³)
Consumo energético total diario (8)=(7)·(6)·(4)	11,95 (3,32)	MJ·día ⁻¹ (KWh·dia ⁻¹)
Consumo diario de funcionamiento: 8W (110 unidades) (9)	25,34 (7,04)	MJ·día ⁻¹ (KWh·dia ⁻¹)
Consumo energético total diario (10)=((8)+(9))	37,29 (10,36)	MJ·día ⁻¹ (KWh·dia ⁻¹)

A través de la aplicación PVGIS-CMSAF [46], para las coordenadas del emplazamiento de la industria vitivinícola, se ajustó de forma iterativa la producción fotovoltaica mínima diaria con el consumo energético total. Para ello se consideraron paneles de 145 Wp, y que durante todo el año se debía satisfacer la demanda con la instalación fotovoltaica. El resultado fue se necesitan 26 placas fotovoltaicas (145 Wp), lo que supone una potencia instalada de 3.770 Wp necesaria para satisfacer una demanda diaria de 10,36 KWh·dia⁻¹. Los resultados del análisis se muestran en la **Tabla III.37**.

CAPITULO III. EFECTO DE DIFERENTES INERTES MINERALES EN LA ELECTROFLOCULACION DE MICROALGAS Y ANALISIS TECNICO-ECONÓMICO DE LA INTEGRACION CON ENERGÍA FOTVOLTAICA

Tabla III.37. Estimación de producción fotovoltaica en 39°55'4" norte, 3°0'46" oeste, altitud 759 m. Condiciones optimizadas de inclinación a 35° y orientación a 1° Usando la base de radiación solar PVGIS-CMSAF [46]. Potencia nominal 3.770 Wp. Pérdidas estimadas por temperatura y baja radiación: 10%. Pérdidas estimadas por la reflectancia angular: 2,6%. Pérdidas estimadas del modelo 24,6%. Células fotovoltaicas de silicio cristalino.

Mes	Producción eléctrica media diaria generada [KWh]	Producción eléctrica mensual generada [KWh]	Radiación global media diaria recibida [KWh·m ⁻²]	Radiación global media mensual recibida [KWh·m ⁻²]
Enero	10,9	339	3,6	111
Febrero	14,2	398	4,8	133
Marzo	16,7	516	5,8	178
Abril	17,0	510	5,9	178
Mayo	17,5	541	6,3	194
Junio	18,8	565	6,9	207
Julio	20,1	624	7,5	232
Agosto	19,3	599	7,2	222
Septiembre	17,6	529	6,4	191
Octubre	15,2	472	5,3	164
Noviembre	11,9	358	4,0	119
Diciembre	10,7	332	3,5	108
Media anual	15,8	482	5,6	170
Total de año		5.780		2.040

III.3.8. ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS ENERGÉTICAS

Se ha planteado un sistema fotovoltaico que permita la autonomía del proceso de electrofloculación, pero es preciso comparar qué alternativa presenta más rentabilidad: el sistema fotovoltaico (FV) (**Tabla III.38**) o el conectado a red (CR) (**Tabla III.39**). Para ello se han realizado dos presupuestos de lo que supondría el módulo de electrofloculación conectado a corriente y el fotovoltaico.

CAPITULO III. EFECTO DE DIFERENTES INERTES MINERALES EN LA ELECTROFLOCULACION DE MICROALGAS Y ANALISIS TECNICO-ECONÓMICO DE LA INTEGRACION CON ENERGÍA FOTOVOLTAICA

Tabla III.38. Presupuesto de módulo de floculación fotovoltaico. Presupuesto total 46.942 €

PRESUPUESTO MATERIAL					43.366 €	
UD	Estructura de modulo			1	2.000,00 €	2.000 €
UD	Sistema de agitación			1	356,00 €	356 €
	UD	Agitador con motor reductor y varilla mezcladora de plástico	178,00 €	2	356,00 €	
UD	Sistema eléctrico fotovoltaico			1	5721,56 €	17.007 €
	UD	Placas fotovoltaicas 1495x674x40 mm. 145Wp	120,06 €	26	3121,56 €	
	UD	Baterías	250,00 €	9	2.250,00 €	
	UD	Regulador de carga	350,00 €	1	350,00 €	
UD	Sistema de control y monitorización			1	1.328,00 €	1.328 €
	UD	Electroválvula	19,00 €	3	57,00 €	
	UD	Programador LOGO! Siemens	175,00 €	1	175,00 €	
	UD	Amperímetro y Voltímetro	96,00 €	1	96,00 €	
	UD	Cuadros eléctricos y cables	1.000,00 €	1	1.000,00 €	
UD	Unidad de electrofloculación (UEF)			110	302,91 €	33.320 €
	UD	Bomba peristáltica 12V DC 300mL/min	23,00 €	1	30,12 €	
	UD	Deposito con tapa estanca de 50L	75,00 €	2	150,00 €	
	M	Manguera PVC transparente 16mm	8,60 €	6	51,60 €	
	UD	Derivación macho hembra reducida 45º 110-50mm	27,30 €	1	27,30 €	
	UD	Tapón reductor macho 110-125mm	4,87 €	1	4,87 €	
	UD	Tapón reductor macho 125-200mm	3,02 €	1	3,02 €	
	M2	Electrodos de hierro 1 mm espesor	36,00 €	1	36,00 €	
MANO DE OBRA						2.240 €
BENEFICIO INDUSTRIAL (16%)						1.337 €

CAPITULO III. EFECTO DE DIFERENTES INERTES MINERALES EN LA ELECTROFLOCULACION DE MICROALGAS Y ANALISIS TECNICO-ECONÓMICO DE LA INTEGRACION CON ENERGÍA FOTOVOLTAICA

Tabla III.39. Presupuesto de módulo de floculación conectado a red. Presupuesto total 48.830 €

PRESUPUESTO MATERIAL					40.296 €	
UD	Estructura de modulo			1	2.000,00 €	2.000 €
UD	Sistema de agitación			1	356,00 €	356 €
	UD	Agitador con motor reductor y varilla mezcladora de plástico	178,00 €	2	356,00 €	
UD	Sistema de control y monitorización			1	2.828,00 €	2.828 €
	UD	Electroválvula	19,00 €	3	57,00 €	
	UD	Programador LOGO! Siemens	175,00 €	1	175,00 €	
	UD	Amperímetro y Voltímetro	96,00 €	1	96,00 €	
	UD	Cuadros eléctricos y cables	1.000,00 €	1	1.000,00 €	
	UD	Fuente de corriente continua	1.500,00 €	1	1.500,00 €	
UD	Unidad de electrofloculación (UEF)			110	302,91 €	33.320 €
	UD	Bomba peristáltica 12V DC 100mL/min	23,00 €	1	30,12 €	
	UD	Deposito con tapa estanca de 50L	75,00 €	2	150,00 €	
	M	Manguera PVC transparente 16mm	8,60 €	6	51,60 €	
	UD	Derivación macho hembra reducida 45° 110-50mm	27,30 €	1	27,30 €	
	UD	Tapón reductor macho 110-125mm	4,87 €	1	4,87 €	
	UD	Tapón reductor macho 125-200mm	3,02 €	1	3,02 €	
	M2	Electrodos de hierro 1 mm espesor	36,00 €	1	36,00 €	
MANO DE OBRA						1.792 €
BENEFICIO INDUSTRIAL (16%)						6.734 €

El consumo energético total durante los 240 días para ambas tipologías de módulos de floculación es la misma: 2.486 KWh, obtenido del producto de 10,36 KWh-día-1 durante los 240 días de funcionamiento. Considerando que se esperan recolectar 909 Kg materia seca, se calcula el coste de esta biomasa contemplando la amortización de la instalación y el coste eléctrico, para ambos casos: EF y CR. En la **Tabla III.40** se ve como el coste de flocular CR es un 12,10% mayor que el flocular con un sistema fotovoltaico.

Tabla III.40. Resumen de costes asociados a la biomasa producida. Concentración media del medio de cultivo usado de $0,01 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$, producción recolectada esperada de 910 Kg.

	Conectado a red	Sistema fotovoltaico
Inversión (0) [€]	48.823	67.850
Consumo energético anual [KWh] (1)	9.658	9.658
Precio electricidad [€·KWh ⁻¹] (2)	0,092	-
Producción biomasa [Kg MS·año ⁻¹] (3)	909	909
Vida útil [años] (4)	20	20
Coste amortización [€·Kg ⁻¹] (5)=(0)/((3)·(4))	2,68 €	2,58 €
Coste eléctrico [€·Kg ⁻¹] (6)=(1)·(2)/ (3)	0,25 €	0,00 €
Coste total [€·Kg ⁻¹] (5)+(6)	2,94 €	2,58 €

Por otro lado el coste por biomasa lo condiciona la concentración de algas que lleva el volumen de medio cultivo tratado. Para un mismo volumen, una mayor concentración de biomasa, implica un menor coste unitario. En el análisis se ha considerado una producción de 909 Kg de biomasa algal seca, si acudimos a productividades de otros estudios publicados vemos que a partir de efluentes urbanos se consiguieron $0,9 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ en fotobiorreactores de medio líquido tubulares [47], cuya recolección con el sistema EF, supondría $0,029 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$. También con digestato agroalimentario se obtuvieron productividades de hasta $1,62 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ [48], lo que supondría un coste $0,016 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$. En esta comparación Molina *et al.* [44] establecen en su trabajo una productividad de $1,25 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{día}$ en producción continua, que con la presente propuesta de electrofloculación fotovoltaica supondría un coste de $0,021 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$, obteniendo un mayor margen en la comercialización de la biomasa.

Comparar el coste de recolección entre diferentes trabajos es complicado, ya que unos no tienen en cuenta la amortización, y los precios de la energía y la divisa son diferentes, como se puede apreciar en el trabajo de Lee *et al.* [43], pero que resume que el coste de electrofloculación medio es de $0,17 \text{ €}\cdot\text{Kg}^{-1}$ ($0,19 \text{ \$}\cdot\text{Kg}^{-1}$ [49]). Principalmente este coste por cantidad de biomasa recolectada está sujeto a la concentración del medio de cultivo, ya que cuanto mayor sea, menor coste como se indica en la **Figura III.63**. Pero esta afirmación hay que tomarla con limitaciones, ya como apuntan Pearsall *et al.* [12] Shuman *et al.* [13], la elevada concentración de microalgas en el medio puede hacer descender el rendimiento del proceso, por la pérdida de conductividad eléctrica entre los electrodos. Otros trabajos sin embargo,

han demostrado la efectividad de la electrofloculación a concentraciones más altas a las ensayadas en el presente trabajo: $1,6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ [3], $0,88 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ [18] ó $0,6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ [3]

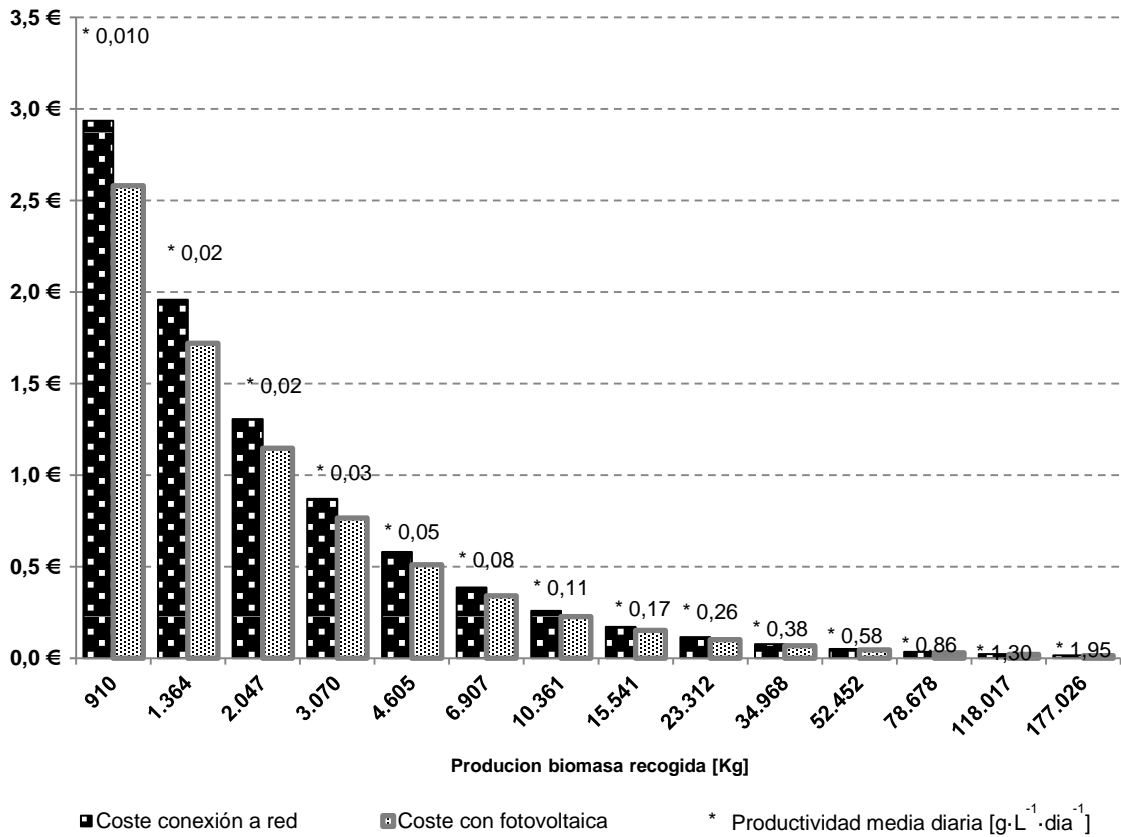


Figura III.63. Evolución de costes en función la biomasa recolectada con la UEF conectada a red o conectada a la instalación fotovoltaica.

La variación de un -20% del precio de la energía; a $0,0736 \text{ €}\cdot\text{KWh}^{-1}$ hace descender la diferencia de coste para CR sea un 10,57% más alto respecto a EF.

III.4. CONCLUSIONES

La mezcla del medio de cultivo con inertes no mostró mejora significativa en la reducción de la turbidez del medio de cultivo y en el rendimiento de recolección de biomasa. Sí en cambio mostró en el caso de SC un menor consumo eléctrico en el proceso de electrofloculación frente al SI, y con ello un menor coste en la biomasa obtenida. También se ha demostrado que el proceso de electrofloculación a través de un sistema fotovoltaico autónomo es técnicamente viable, y que presenta un coste menor que si se realizase el proceso conectado a la red eléctrica.

Cabría analizar tiempos de floculación inferiores a 30 segundos, es decir analizar el tiempo de electrofloculación frente a la concentración de biomasa el medio, ya que se esta forma se podrá comprobar si el consumo energético por unidad de volumen

puede ser reducido y ajustado y así conseguir una menor dimensión de instalación fotovoltaica. En trabajos futuros se abordará la reducción del consumo energético del proceso, a través de electro-floculaciones mediante pulsos.

En cuanto el uso de inertes cabría también analizar la estabilidad de los flóculos de microalgas formados, con vistas a poder emplear este concentrado floculado en la formulación de fertilizantes con microalgas activas.

El sistema fotovoltaico de electrofloculación se presenta también como una solución autónoma para la recuperación de masas de aguas fluviales que presentan contaminación por microalgas o cianobacterias.

III.5. REFERENCIAS

- [1] C.-Y. Y. Chen, K.-L. L. Yeh, R. Aisyah, D.-J. J. Lee, y J.-S. S. Chang, «Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: a critical review.», *Bioresource technology*, vol. 102, n.o 1, pp. 71-81, ene. 2011.
- [2] J. Liu, Y. Zhu, Y. Tao, Y. Zhang, A. Li, T. Li, M. Sang, C. Zhang, Y. Chisti, A. Lei, H. Chen, G. Shen, Z. Hu, L. Chen, J. Wang, H. Pereira, L. Barreira, A. Mozes, C. Florindo, C. Polo, C. Duarte, L. Custódio, J. Varela, K. Weyer, D. Bush, A. Darzins, B. Willson, W. Chen, C. Zhang, L. Song, M. Sommerfeld, Q. Hu, A.-M. Lakaniemi, C. Hulatt, D. Thomas, O. Tuovinen, J. Puhakka, Y.-S. Cheng, Y. Zheng, J. Labavitch, J. VanderGheynst, A. Garzon-Sanabria, R. Davis, Z. Nikolov, G. Zittelli, M. Tredici, L. Rodolfi, N. Biondi, J. Horiuchi, I. Ohba, K. Tada, M. Kobayashi, T. Kanno, M. Kishimoto, L. Christenson, R. Sims, G. Shelef, A. Sukenik, M. Green, A. Vonshak, A. Richmond, Y. Shen, W. Yuan, Z. Pei, Q. Wu, E. Mao, H. Greenwell, L. Laurens, R. Shields, R. Lovitt, K. Flynn, X. Zhang, P. Amendola, J. Hewson, M. Sommerfeld, Q. Hu, M. Johnson, Z. Wen, X. Zhang, Q. Hu, M. Sommerfeld, E. Puruhito, Y. Chen, P. Sridhar, C. Namasivayam, G. Prabhakaran, D. Vandamme, S. Pontes, K. Goiris, I. Foubert, L. Pinoy, K. Muylaert, H. Kumar, P. Yadava, J. Gaur, M. Nie, X. Yin, J. Jia, Y. Wang, S. Liu, Q. Shen, P. Li, Z. Wang, H. Zheng, Z. Gao, J. Yin, X. Tang, X. Ji, H. Huang, H. Yah, S. Elmaleh, J. Coma, D. Vandamme, I. Foubert, I. Fraeye, B. Meesschaert, K. Muylaert, Z. Wu, Y. Zhu, Y. Zhang, C. Zhang, W. Huang, T. Li, A. Li, S. Hadjoudja, V. Deluchat, M. Baudu, D. Vandamme, I. Foubert, B. Meesschaert, K. Muylaert, N. Wyatt, L. Gloe, P. Brady, J. Hewson, A. Grillet, M. Hankins, P. Pohl, A. Sukenik, G. Shelef, O. Morineau-Thomas, P. Jaouen, P. Legentilhomme, L. Chen, P. Li, Z. Liu, Q. Jiao, U. Passow, A. Alldredge, O. Shipina, P. Roseb, P. Meiringa, R. Divakaran, V. Pillai, L. Brennan, P. Owende, D. Jančula, E. Maršálková, B. Maršálek, M. DuBois, K. Gilles, J. Hamilton, P. Rebers, F. Smith, A. Papazi, P. Makridis, y P. Divanach, «Freshwater microalgae harvested via flocculation induced by pH decrease», *Biotechnology for Biofuels*, vol. 6, n.º 1, p. 98, 2013.
- [3] D. Vandamme, S. C. V. Pontes, K. Goiris, I. Foubert, L. J. J. Pinoy, y K. Muylaert, «Evaluation of electro-coagulation-flocculation for harvesting marine and freshwater microalgae», *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 108, n.º 10, pp. 2320-2329, oct. 2011.
- [4] J. Cao, H. Yuan, B. Li, y J. Yang, «Significance evaluation of the effects of environmental factors on the lipid accumulation of *Chlorella minutissima* UTEX 2341 under low-nutrition heterotrophic condition», *Bioresource Technology*, vol. 152, pp. 177-184, 2014.
- [5] M. A. Trenfield, J. W. van Dam, A. J. Harford, D. Parry, C. Stretten, K. Gibb, y R. A. van Dam, «Aluminium, gallium, and molybdenum toxicity to the tropical marine microalga *Isochrysis galbana*.», *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, vol. 34, n.º 8, pp. 1833-40, ago. 2015.
- [6] C. F. Murphy y D. T. Allen, «Energy-Water Nexus for Mass Cultivation of Algae», *Environmental Science & Technology*, vol. 45, n.º 13, pp. 5861-5868, jul. 2011.
- [7] P. J. L. B. Williams y L. M. L. Laurens, «Microalgae as biodiesel & biomass feedstocks: Review & analysis of the biochemistry, energetics & economics», *Energy & Environmental Science*, vol. 3, n.º 5, p. 554, 2010.
- [8] F. Hadj-Romdhane, X. Zheng, P. Jaouen, J. Pruvost, D. Grizeau, J. P. Croué, y P. Bourseau, «The culture of *Chlorella vulgaris* in a recycled supernatant: Effects on biomass production and medium quality», *Bioresource Technology*, vol. 132, pp. 285-292, 2013.
- [9] W. Farooq, W. I. Suh, y M. S. Park, «Water use and its recycling in microalgae cultivation for biofuel application», *Bioresource Technology*, vol. 184, pp. 73-81, 2015.

- [10] N. Uduman, V. Bourniquel, M. K. Danquah, y A. F. A. Hoadley, «A parametric study of electrocoagulation as a recovery process of marine microalgae for biodiesel production», *Chemical Engineering Journal*, vol. 174, n.º 1, pp. 249-257, oct. 2011.
- [11] C. G. Alfafara, K. Nakano, N. Nomura, T. Igarashi, y M. Matsumura, «Operating and scale-up factors for the electrolytic removal of algae from eutrophied lakewater», *J Chem Technol Biotechnol*, vol. 77, 2002.
- [12] R. V. Pearsall, R. L. Connelly, M. E. Fountain, C. S. Hearn, M. D. Werst, R. E. Hebner, y E. F. Kelley, «Electrically dewatering microalgae», *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation*, vol. 18, n.º 5, pp. 1578-1583, oct. 2011.
- [13] T. R. Shuman, G. Mason, M. D. Marsolek, Y. Lin, D. Reeve, y A. Schacht, «An ultra-low energy method for rapidly pre-concentrating microalgae», *Bioresource Technology*, vol. 158, pp. 217-224, 2014.
- [14] S. Fon Sing, A. Isdepsky, M. A. Borowitzka, y D. M. Lewis, «Pilot-scale continuous recycling of growth medium for the mass culture of a halotolerant *Tetraselmis* sp. in raceway ponds under increasing salinity: A novel protocol for commercial microalgal biomass production», *Bioresource Technology*, vol. 161, pp. 47-54, 2014.
- [15] T. R. Shuman, G. Mason, D. Reeve, A. Schacht, A. Goodrich, K. Napan, y J. Quinn, «Low-energy input continuous flow rapid pre-concentration of microalgae through electro-coagulation-flocculation», *Chemical Engineering Journal*, vol. 297, pp. 97-105, 2016.
- [16] F.-Y. Ma, «Corrosive Effects of Chlorides on Metals», en *Pitting Corrosion*, InTech, 2012.
- [17] J. P. F. Koren y U. Syversen, «State-of-the-art electroflocculation», *Filtration & Separation*, vol. 32, n.º 2, pp. 153-146, feb. 1995.
- [18] Q. Xiong, Q. Pang, X. Pan, A. O. Chika, L. Wang, J. Shi, L. Jia, C. Chen, y Y. Gao, «Facile sand enhanced electro-flocculation for cost-efficient harvesting of *dunaliella* salina», *Bioresource Technology*, vol. 187, pp. 326-330, 2015.
- [19] A. Hussain y S. Hasnain, «Phyostimulation and biofertilization in wheat by cyanobacteria», *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, vol. 38, n.º 1, pp. 85-92, ene. 2011.
- [20] K. Swarnalakshmi, R. Prasanna, A. Kumar, S. Pattnaik, K. Chakravarty, Y. S. Shivay, R. Singh, y A. K. Saxena, «Evaluating the influence of novel cyanobacterial biofilmed biofertilizers on soil fertility and plant nutrition in wheat», *European Journal of Soil Biology*, vol. 55, pp. 107-116, 2013.
- [21] K. Jäger, V. Ördög, y B. Barnabás, «Effect of cyanobacterial and microalgal biomass on anther culture response of wheat (*Triticum aestivum* L.)», *Acta Agronomica Hungarica*, vol. 53, n.º 1, pp. 99-107, jul. 2005.
- [22] M. H. Abd-Alla, A. L. E. Mahmoud, y A. A. Issa, «Cyanobacterial biofertilizer improved growth of wheat», *Phyton*, vol. 34, n.º 1, pp. 11-18, 1994.
- [23] J. de S. Castro, M. L. Calijuri, P. P. Assemany, P. R. Cecon, I. R. de Assis, y V. J. Ribeiro, «Microalgae biofilm in soil: Greenhouse gas emissions, ammonia volatilization and plant growth», *Science of The Total Environment*, sep. 2016.
- [24] Z. Xie, Y. Liu, C. Hu, L. Chen, y D. Li, «Relationships between the biomass of algal crusts in fields and their compressive strength», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 39, n.º 2, pp. 567-572, 2007.
- [25] I. Miralles, F. Domingo, E. García-Campos, C. Trasar-Cepeda, M. C. Leirós, y F. Gil-Sotres, «Biological and microbial activity in biological soil crusts from the Tabernas

- desert, a sub-arid zone in SE Spain», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 55, pp. 113-121, 2012.
- [26] J. Kim y J.-D. Kim, «Inhibitory Effect of Algal Extracts on Mycelial Growth of the Tomato-Wilt Pathogen, *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*.», *Mycobiology*, vol. 36, n.º 4, pp. 242-8, dic. 2008.
- [27] A. Tiwari y A. Kaur, «Allelopathic impact of Cyanobacteria on pathogenic fungi».
- [28] Organization World Health, «Algae and cyanobacteria in fresh water», en *Guidelines for safe recreational water environments*, 2006, p. 139.
- [29] «ALGAE WORLD NEWS This company wants to stop our algae epidemic by sucking it up and turning it into plastic -». [En línea]. Disponible en: <http://news.algaeworld.org/2016/10/company-wants-stop-algae-epidemic-sucking-turning-plastic/>. [Accedido: 10-oct-2016].
- [30] R. J. Porra, «The chequered history of the development and use of simultaneous equations for the accurate determination of chlorophylls a and b», *Photosynthesis Research*, vol. 73, pp. 149-156, 2002.
- [31] J. U. Grobbelaar, «Inorganic Algal Nutrition», en *Handbook of Microalgal Culture*, Oxford, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2013, pp. 123-133.
- [32] M. Y. A. Mollah, R. Schennach, J. R. Parga, y D. L. Cocke, «Electrocoagulation (EC) — science and applications», *Journal of Hazardous Materials*, vol. 84, n.º 1, pp. 29-41, jun. 2001.
- [33] F. Baierle, D. K. John, M. P. Souza, T. R. Bjerk, M. S. A. Moraes, M. Hoeltz, A. L. B. Rohlfes, M. E. Camargo, V. A. Corbellini, y R. C. S. Schneider, «Biomass from microalgae separation by electroflotation with iron and aluminum spiral electrodes», *Chemical Engineering Journal*, vol. 267, pp. 274-281, may 2015.
- [34] N. K. Khosla, S. Venkatachalam, y P. Somasundaran, «Pulsed electrogeneration of bubbles for electroflotation», *Journal of Applied Electrochemistry*, vol. 21, n.º 11, pp. 986-990, 1991.
- [35] G. Chen, «Electrochemical technologies in wastewater treatment», *Separation and Purification Technology*, vol. 38, n.º 1, pp. 11-41, jul. 2004.
- [36] M. Bayramoglu, M. Eyvaz, y M. Kobya, «Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation», *Chemical Engineering Journal*, vol. 128, n.º 2-3, pp. 155-161, 2007.
- [37] M. Bayramoglu, M. Kobya, O. T. Can, y M. Sozbir, «Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater», *Separation and Purification Technology*, vol. 37, n.º 2, pp. 117-125, jun. 2004.
- [38] Z. C. Wu, Y. Zhu, W. Y. Huang, C. W. Zhang, T. Li, Y. M. Zhang, y A. F. Li, «Evaluation of flocculation induced by pH increase for harvesting microalgae and reuse of flocculated medium», *Bioresour Technol*, vol. 110, n.º 0, pp. 496-502, 2012.
- [39] M. K. Danquah, B. Gladman, N. Moheimani, y G. M. Forde, «Microalgal growth characteristics and subsequent influence on dewatering efficiency», *Chemical Engineering Journal*, vol. 151, n.º 1-3, pp. 73-78, ago. 2009.
- [40] J. Gregory y J. Duan, «Hydrolyzing metal salts as coagulants», *Pure and Applied Chemistry*, vol. 73, n.º 12, pp. 2017-2026, 2001.
- [41] D. Vandamme, I. Foubert, I. Fraeye, B. Meesschaert, y K. Muylaert, «Flocculation of *Chlorella vulgaris* induced by high pH: Role of magnesium and calcium and practical implications», *Bioresource technology*, vol. 105, n.º 0, pp. 114-119, 2012.
- [42] Ministerio industria y turismo. Gobierno de España, «Precio neto electricidad para usos

- domestico y industrial». [En línea]. Disponible en: http://www.minetur.gob.es/es-ES/IndicadoresyEstadisticas/DatosEstadisticos/IV_Energ%C3%ADa_y_emisiones/IV_12.pdf. [Accedido: 20-jul-2016].
- [43] A. K. Lee, D. M. Lewis, y P. J. Ashman, «Harvesting of marine microalgae by electroflocculation: The energetics, plant design, and economics», *Applied Energy*, vol. 108, pp. 45-53, ago. 2013.
- [44] E. Molina Grima, E.-H. Belarbi, F. . Ación 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.
- [45] «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].
- [46] JRC European Commission, «PV potential estimation utility». [En línea]. Disponible en: <http://re.jrc.ec.europa.eu/pvgis/apps4/pvest.php>. [Accedido: 22-ago-2016].
- [47] 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.
- [48] 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.
- [49] «Cambio de moneda en España | Global Exchange - Servicios de cambio de moneda». [En línea]. Disponible en: <http://www.globalexchange.es/cambio-moneda>. [Accedido: 04-ago-2016].

**CAPITULO IV. DESARROLLO DE
MODELO DE NEGOCIO Y
EVALUACIÓN TÉCNICO-
ECONÓMICA DE LA
PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA
LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y
ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE
AGUAS RESIDUALES
REGENERADAS**

RESUMEN

La falta de definición de un tratamiento eficiente de las aguas residuales en los núcleos menores de 2.000 habitantes en la Directiva Marco del Agua, hace que estas no sean tratadas eficazmente antes de su vertido a los cauces de los ríos. Los sistemas de producción de algas filamentosas adheridas a un soporte sólido constituyen una forma productiva de transformar estos nutrientes residuales en biomasa de la que se pueden extraer los ácidos grasos (omega 3 y omega 6) y proteína para producción de piensos en el sector ganadero. Es por ello que en este trabajo se ha evaluado el nivel de potencial productivo de un sistema de cultivo de algas filamentosas sobre soporte sólido aplicado a núcleos de población inferiores a 2.000 habitantes, en la comunidad autónoma de Castilla y León. Para ello se monitorizaron 10 ciclos de producción de biomasa de algas filamentosas y se calculó la integral térmica acumulada, además de caracterizar la biomasa algal en cuanto al contenido en proteína y ácidos grasos. Tras una estimación de la integral térmica acumulada a partir de la interpolación de la temperatura media anual de 34 estaciones climáticas a los 5.006 núcleos de población objeto del estudio, se obtuvo una relación entre producción de biomasa e integral térmica, lo que permitió estimar una producción de 6.109 toneladas de biomasa seca anualmente, con una composición de un 8% en ácidos grasos totales de los cuales 1,06% \pm 0,22 son omega-3 y 0,50% \pm 0,09 omega-6, y un contenido medio en proteína del 34,61 \pm 4,20%.

El uso de un modelo basado en SIG permitió la localización territorial óptima de la industria encargada de la gestión y transformación de la biomasa algal. A partir de este dato, se realizó un estudio de la logística, los costes de inversión y costes variables: recolección, mantenimiento y procesamiento. Para esta industria, se evaluó la viabilidad de un modelo de negocio asociado a la gestión de las aguas residuales con el fin productivo de obtención proteína y ácidos grasos. En dicho modelo la industria debiera pagar a los núcleos de población por la biomasa recolectada. Atendiendo a que este pago compense a los núcleos de población por los costes que tengan que asumir para satisfacer un correcto tratamiento de aguas residuales. A través de programación lineal se ha calculado un precio de 3,31 hasta 5,79 €/Kg-1, lo que supondría para la industria una rentabilidad entre el 10,28% y el 24,77%.

Esta propuesta supone transformar las instalaciones de depuración de aguas residuales en instalaciones productivas y rentables, asegurando la correcta gestión de los efluentes urbanos y generando actividad económica local.

IV.1. INTRODUCCION

IV.1.1. ANTECEDENTES

En España la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, DMA en adelante) fue traspuesta al ordenamiento jurídico español mediante la Ley 62/2003 de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social que incluye, en su artículo 129, la

modificación del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, [1]. Dicha DMA aplicada a poblaciones de menos de 2.000 habitantes-equivalentes, exige un “tratamiento adecuado” de las aguas residuales, entendiéndose como tal, aquel tratamiento que permita que las aguas receptoras cumplan después del vertido los objetivos de calidad previstos.

El concepto de “tratamiento adecuado” establecido para pequeñas poblaciones, es mucho más amplio y flexible que los límites fijos de emisión establecidos reglamentariamente para grandes vertidos. Por tanto, el sistema de depuración escogido podrá ser más o menos intenso en función de la naturaleza del vertido y del medio receptor.

Estos núcleos menores de 2.000 habitantes se encuentran dispersos en el territorio, cuentan con pocos recursos técnicos y económicos para asumir la inversión y el mantenimiento de las instalaciones, particularidades que hacen que la depuración de los efluentes residuales en estos núcleos sea en general deficiente [2].

En estos núcleos, el reto reside en implantar tecnologías de depuración sencillas y de baja inversión, que atiendan al principio de recuperación de los costes que conlleva la aplicación de la DMA. La forma de financiación tradicionalmente utilizada es repercutir estos costes en forma de canon a los propios usuarios. Alternativamente, se plantea aplicar un modelo novedoso basado en un enfoque productivo de la inversión, de modo que la instalación se autofinancie a partir de la generación de un subproducto con valor de mercado.

En esta última línea se están desarrollando soluciones comerciales con el objetivo de revalorizar las aguas residuales o los subproductos obtenidos en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) para la obtención de fósforo en forma de estruvita [3], de amonio en forma de sulfato amónico [4] o biomasa de algas como fertilizantes [5] o para la industria del biodiesel [6]. Las algas han sido investigadas como sistemas depuradores de aguas residuales, ya que tienen la capacidad de asimilar los nutrientes residuales en su biomasa [7]–[12].

En España el empleo de aguas residuales tiene un marco normativo concreto: RD 1620/2007 de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas [13]. En dicho RD se establece que las aguas regeneradas pueden ser utilizadas para cultivos agrícolas, lo cual permitiría su utilización en la producción de biomasa algal, siempre entendiendo a que el cultivo de estas algas es un uso agrícola, y que estas algas van a ser procesadas

industrialmente para la extracción de los ácidos grasos y la proteína, y no consumidas en fresco.

La calidad de las aguas regeneradas se establece en función de parámetros físico-químicos y microbiológicos (nematodos intestinales, *Escherichia coli*, sólidos en suspensión y turbidez) estableciendo para cada uso una serie de dispositivos de tratamiento. Las aguas depuradas para ser destinadas a la producción de algas deberán por tanto pasar por un proceso de filtrado y tratamiento con luz ultravioleta, ya que su fin es productivo.

Las tecnologías más comúnmente utilizadas de producción de algas son muchas, radicando sus diferencias en el tipo de algas que se cultivan [14]. Los procesos más utilizados son los fotobiorreactores de medio líquido, donde las algas se encuentran en suspensión, precisando de instalaciones complementarias para su recolección [15], [16], lo que incrementa la inversión de las estaciones de depuración y su tecnificación. Por otro lado están los sistemas donde las algas crecen adheridas a un soporte sólido como es el sistema Algal Turf Scrubber (ATS) que el profesor Walter Adey desarrolló [17]–[21]. En el ATS, las algas se encuentran adheridas a un soporte y sobre ellas se hace recircular el efluente residual a depurar, transformando sus nutrientes solubles en biomasa. Dicha biomasa que es recolectada a través de un raspado de la superficie [22]. Además los sistemas ATS frente a los de medio líquido, permiten una operación en continuo ya que el efluente se recircula sobre el soporte con las algas, vertiéndose al medio receptor un efluente final libre de algas. En el caso de los sistemas de medio líquido es preciso concentrar las algas para obtener el efluente depurado, siendo en muchos casos el efluente resultante un líquido con una alta conductividad eléctrica por los floculantes empleados en la recolección [15], [23].

Son varios los trabajos con ATS que demuestran la capacidad de estos sistemas de fijar en biomasa de algas el nitrógeno y fósforo de zonas contaminadas o de efluentes ganaderos [12], [18], [24], [25], [26] y otros efluentes agroindustriales [10].

Se puede concluir, que los trabajos del profesor Walter Adey [18], [24], con el tratamiento de efluentes residuales con sistemas de cultivo de algas filamentosas (ATS) transforman radicalmente el concepto de instalaciones depuradoras no productivas, en instalaciones productivas donde se obtiene un subproducto susceptible de ser comercializado, como es la biomasa de algas.

La biomasa de algas tiene gran potencial en la obtención de compuestos para alimentación ganadera [27]–[29], o fertilizantes [30]–[34] consiguiendo así reintroducir el fósforo, el nitrógeno y los oligoelementos movilizados por las algas.

Por otra parte, e en el año 2011 la Unión Europea importó 14.305.212 toneladas de soja, que supusieron 7.762.249 miles de US\$ según datos de FAOSTAT [35]. Esta importación de proteína, según datos de 2011, generó unas emisiones anuales en carbono equivalente (Ceq) de 2.181.078 toneladas; dato calculado para una distancia media de 10.164 Km y una emisión de $15 \text{ g} \cdot \text{Km}^{-1} \cdot \text{t}^{-1}$ Ceq [36].

En este sentido, las algas con un contenido en 20-45% de proteína bruta [27], se postulan como una fuente sostenible y local de proteína y otros compuestos de interés, como son los ácidos grasos, ingrediente básico para la alimentación ganadera [37]. Es decir de esta biomasa de algas se pueden obtener ácidos grasos [38], [39], proteína [40] u otras sustancias de alto valor añadido [29], [41], [42].

En el caso de los ácidos grasos se está experimentando un incremento progresivo de la demanda [43]. Estos se emplean en las formulaciones de los piensos de animales y como complementos de alimentos humanos. En este sentido son las algas una fuente de estos ácidos grasos que en función de su pureza pueden rondar valores de 600-4.000 $\text{€} \cdot \text{Kg}^{-1}$ [44]–[46]

La productividad en biomasa y la capacidad de depuración en el ATS para ambientes abiertos viene condicionado por factores ambientales, principalmente la temperatura [47]. La radiación en el caso de los sistemas ATS, no es un factor tan determinante como la temperatura [48]. El biofilm de algas funciona mejor con valores de intensidad luminosa próximos a $150 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ [49], ya que para valores superiores se produce una foto-saturación. Es por esta razón que los sistemas ATS permiten trabajar con mayor turbidez que en los sistemas de medio líquido de cultivo.

La recuperación de nutrientes residuales para la producción de biomasa con fines comerciales tiene un doble objetivo: la depuración de las aguas y la obtención de un subproducto comercial. De este modo puede ser una fuente de ingresos para la amortización del conjunto de la instalación depuradora en pequeños núcleos urbanos. El principal problema es la falta de capacidad de los municipios pequeños para la construcción y la gestión de una instalación de estas características, por lo que se hace necesaria la asistencia por parte de una industria encargada de la gestión y transformación de la biomasa, y cuyo beneficio también repercute en las Administraciones de estos pequeños núcleos urbanos. Dicha industria que debe

aglutinar tanto la asistencia técnica a las instalaciones de depuración, como la recogida y transformación de la biomasa de algas recolectada en cada núcleo de población. De ahí la importancia de analizar en el entorno de esta industria, desde su correcta ubicación a la capacidad de suministro de biomasa de los núcleos de población y plantear la rentabilidad del modelo de negocio.

En varios estudios [50]–[53] se ha analizado la ubicación de plantas de producción de biomasa de algas atendiendo a la localización de los efluentes residuales y/o de emisiones de dióxido de carbono (CO₂), así como el análisis territorial en la producción de biomasa. Estos estudios se caracterizan todos ellos por la utilización de sistemas de cultivo en medio líquido, además de centrarse en el sector de los biocombustibles. Para el análisis territorial se aplican modelos cinéticos donde interviene la radiación y/o la temperatura para la predicción de la biomasa producida [50] o de algún compuesto más específico de las algas como lípidos [52], hexosa [53] o simplemente se utilizan productividades medias [51]. En los sistemas ATS no se ha establecido aún ninguna relación de la productividad con factores climáticos, es por ello que en el presente estudio se ha analizado en primer lugar la relación de la integral térmica acumulada con la biomasa de algas obtenida durante tres años de ensayos en un sistema ATS abierto, correlacionándolo con la cantidad de nitrógeno total de la biomasa recolectada.

IV.1.2.DESCRIPCION

IV.1.2.1. AREA DE ESTUDIO

Este trabajo presenta un caso de estudio centrado en la comunidad autónoma de Castilla y León, ya que es la región española con un mayor número de núcleos de población inferiores a 5.000 habitantes [54] y con un 24,4% de la población residente en zonas rurales; frente al 7,3% del conjunto de España [55].

Castilla y León ocupa una superficie de 94.226 Km² [56] con una población de 2.478.376 habitantes [57]. La morfología de Castilla y León se caracteriza por poseer una amplia llanura afluvial correspondiente al río Duero, lo que la caracteriza en su mayor parte por ser una Meseta con una altitud media cercana a los 800 m, rodeados por un cinturón de relieves montañosos. La temperatura media anual es de 11°C, media mínima de 2°C y media máxima de 16,8°C [56].

IV.1.2.2. ESQUEMA DEL TRABAJO

En este trabajo se diferencian dos fases en las que se contempla la realización de los objetivos que describen a continuación:

1. FASE I. Determinación de la productividad de la biomasa algal.
 - 1.1. Obtención de la relación entre productividad de la biomasa algal con la integral térmica para el sistema de cultivo ATS.
 - 1.1.1. Analizar el contenido en nitrógeno y ácidos grasos de la biomasa algal
 - 1.1.2. Monitorizar la producción de materia seca en cada ciclo de cultivo
 - 1.1.3. Calcular la integral térmica asociada cada ciclo de cultivo
 - 1.1.4. Obtener una relación entre la producción de biomasa de algas filamentosas y la integral térmica
 - 1.2. Realización de un análisis territorial del potencial productivo de biomasa algal para los núcleos menores de 2.000 habitantes
 - 1.2.1. Interpolar la temperatura media anual para los 5.006 núcleos de población dentro del rango de estudio y calcular la integral térmica acumulada en cada núcleo poblacional
 - 1.2.2. Calcular la superficie necesaria de ATS para depurar el nitrógeno de los efluentes residuales de cada núcleo poblacional
 - 1.2.3. Calcular la producción de biomasa algal para cada núcleo
2. FASE II. Modelo de negocio asociado a la gestión de efluentes para la obtención de ácidos grasos y proteína.
 - 2.1. Localización geográfica de la industria encargada de la gestión, recogida y transformación de la biomasa de algas.
 - 2.1.1. Optimizar la ubicación de la industria en función de la distancia a las instalaciones de los núcleos de población y la producción de cada instalación ATS.
 - 2.2. Definición de estructura económica del modelo de negocio
 - 2.2.1. Establecer los costes de inversión de las instalaciones de depuración, de producción de algas y de la industria, así como los costes variables de gestión, recolección y transformación de la biomasa de algas.
 - 2.2.2. Calcular la viabilidad económica respecto la industria en cuanto a que asuma total o parcialmente los costes definidos.
 - 2.2.3. Calcular el precio de la biomasa de algas que la industria debiera pagar a cada núcleo en concepto de recuperación de costes de las infraestructuras y servicios de saneamiento y tratamiento de aguas residuales.

IV.2. METODOLOGIA

IV.2.1. CUANTIFICACION Y LOCALIZACION DE VERTIDOS

IV.2.1.1. CUANTIFICACION DE VERTIDOS EN NUCLEOS URBANOS

Para identificar el número de habitantes que tiene cada núcleo de población en la región de Castilla y León se tomó el padrón municipal del año 2015 [57]. A partir del número de habitantes registrado se ha establecido la cantidad de efluente urbano generado diariamente y la cantidad de nitrógeno vertida, utilizando el siguiente procedimiento:

- Para el volumen de efluente por habitante se tomó la mediana de los volúmenes vertidos por habitante y día para la Cuenca del Duero [58], estableciéndose un volumen de vertido por habitante de $70 \text{ L}\cdot\text{día}^{-1}$.
- La concentración de nitrógeno del efluente residual urbano se ha establecido en $0,02 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, que es el valor medio de los análisis realizados en de tres municipios con diferente número de habitantes (**Tabla IV.41**). Estas muestras fueron tomadas a la salida de sendos sistemas de tratamiento primario que disponen los núcleos mencionados, para analizar el contenido de nitrógeno total a través del método de Kjeldhal. De forma paralela estos valores obtenidos fueron contrastados con los datos que disponen los principales organismos de cuenca hidrográfica que contiene la región, Confederación Hidrográfica del Duero [58] y la Confederación Hidrográfica del Ebro [59], principalmente.

Tabla IV.41. Relación de núcleos de población en los que fue muestreado su efluente urbano a la salida del sistema de depuración

Núcleo población	Sistema de tratamiento primario	Coordenadas geográficas	Habitantes	Concentración N_T en fracción líquida [g L^{-1}]
Ros	Devastadora-Filtro de gravas	42,48308 ; -3,81122	43	0,015
Miñón	Devastadora-Filtro de gravas	42,46439 ; -3,79886	13	0,018
Santa Cecilia	Devastadora-Reactor aerobio	42,05143 ; -3,80242	105	0,027

IV.2.1.2. INFORMACIÓN AGROCLIMATICA

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

En la región de estudio se seleccionaron 34 estaciones agroclimáticas pertenecientes a la red de InfoRiego [60] (**Tabla IV.42**), de donde se obtuvo el valor de la temperatura media diaria anual, calculada en el periodo 01-03-2002 hasta 01-03-2016, periodo máximo de la existencia de datos en estas estaciones. Estas estaciones son las que más uniformidad presentan en la publicación de datos y llevan un funcionamiento en continuo, con registros cada treinta minutos.

Tabla IV.42. Estaciones meteorológicas seleccionadas de la red de INFORIEGO.

Estación	Localización / Municipio	X	Y	Altitud (m)
AV01	Nava de Arevalo	351519,186	4539902,160	855
BU03	Lerma	436764,824	4648563,903	888
BU04	Tardajos	432939,999	4689307,847	842
LE01	Carracedelo	193498,056	4717644,016	454
LE03	Cubillas de los Oteros	293294,002	4694836,975	772
LE04	Zotes del Paramo	274743,308	4682744,665	782
LE06	Hospital de Orbigo	262997,236	4705231,430	818
LE07	Bustillo del Páramo	269678,642	4702275,017	830
LE08	Sahagún	334820,743	4692702,523	812
LE09	Santas Martas	307171,320	4702756,601	845
P01	Torquemada	392418,242	4654977,362	730
P02	Villamuriel de Cerrato	374988,915	4645558,835	721
P03	Fuentes de Nava	353826,655	4661300,963	745
P04	Villoldo	368165,076	4679393,409	796
P06	Herrera de Pisuerga	392375,882	4711510,791	845
P07	Villaluenga de la Vega	354099,930	4709648,601	916
SA01	Ciudad-Rodrigo	204573,794	4502227,774	679
SA02	Aldearrubia	290353,641	4542200,494	804
SG01	Gomezserracín	391213,462	4571448,791	814
SG02	Nava de la Asuncion	375256,651	4555430,421	815
SO01	Almazan	537067,602	4592465,238	931
SO02	San Esteban de Gormaz	481638,854	4598219,730	969
SO03	Fuentecantos	547014,854	4632539,510	1025
VA01	Mayorga	309995,479	4671436,338	760
VA02	Torrecilla de la Orden	309956,981	4565555,357	791
VA03	Olmedo	356214,442	4572634,752	766
VA05	Encinas de Esgueva	409296,163	4623036,197	853
VA06	Tordesillas	334010,842	4597224,481	694
VA07	Valbuena de Duero	393137,775	4613082,676	826
ZA01	Colinas de Trasmonte	266390,469	4655185,925	737
ZA02	Villaralbo	277148,915	4597326,669	629
ZA04	Villalpando	300154,996	4633142,945	723
ZA05	Pozuelo de Tabara	258380,367	4629422,781	713
ZA06	Barcial del Barco	280775,301	4645951,048	721

Para estimar el valor de temperatura media en cada núcleo de población se realizó una interpolación inversa al cuadrado de la distancia (**Ecuación IV.10**) a través de la corrección de la temperatura con un con gradiente 0,0065°C/m [61] (**Ecuación IV.11**)

Ecuación IV.10. Interpolación inversa al cuadrado de la distancia. x = coordenada X en UTM de la estación. y = coordenada Y en UTM de la estación. x_i = coordenada X en UTM del punto en cuestión. y_i = coordenada Y en UTM del punto en cuestión

$$V(x, y) = \frac{\sum_{i=1}^n V(x_i, y_i)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^2}} \Rightarrow d_i = \sqrt{(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2}$$

Ecuación IV.11. Modelo barométrico. Corrección de temperatura: Gradiente de descenso de 0,0065°C/m. Gradiente de ascenso de - 0,0065°C/m

$$T_{(z)} = T_{(z_0)} - z \cdot 0,0065$$

El valor de altitud (z) de los 6.735 núcleos de población en la región en estudio se obtuvieron mediante la intersección del centroide de la capa vectorial de los núcleos de población con el ráster del modelo digital de elevación 100x100m de Castilla y León. Las capas geográficas fueron tomadas del servidor del Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León [62].

Los datos interpolados fueron los datos diarios de temperatura media, a través de una matriz calculada en Microsoft Excel, donde la temperatura de cada estación se corrigió a altitud cero utilizando el gradiente de temperatura, para luego realizarse la interpolación a cada centroide del núcleo poblacional y finalmente, corregir de nuevo la temperatura desde altura cero hasta la altitud del núcleo de población. Se obtienen de esta forma para cada núcleo poblacional el valor de la temperatura media diaria a lo largo de un año.

IV.2.2.SISTEMA DE PRODUCCION DE ALGAS

IV.2.2.1. DESCRIPCIÓN DE SISTEMA

El sistema para cultivar las algas filamentosas fue basado en el diseño Algal Turf Scrubber (ATS). Este consistió en una rampa compuesta por tres superficies, llamada rampa de cultivo. Una superior horizontal, una segunda inclinada 45° respecto a la segunda y por ultimo una tercera paralela a la primera. El agua discurre desde la superficie primera a la tercera para verter en un depósito que tiene una bomba de caudal variable que recirculaba de nuevo el medio de cultivo al comienzo de la rampa. En la parte superior de la rampa se dispuso de un canal donde se vertía el agua de la

bomba, consiguiendo así la formación de una lámina de agua homogénea de aproximadamente 5 mm sobre el tejido dispuesto en la segunda superficie (**Figura IV.66.1** y **Figura IV.66.2**). De esta forma conseguimos que las algas recogidas en el tejido de la primera superficie se arrastren a la segunda superficie para inocular ésta. El tejido empleado para el cultivo de algas fue fibra de polipropileno no tejido de 120 g·m⁻².

IV.2.2.2. ESPECIES DE ALGAS UTILIZADAS

En todo el estudio se han utilizado algas de origen edáfico, ya que estas son las que más adaptadas están al medio y al entorno climático del emplazamiento donde se van a producir. Las algas fueron recogidas del emplazamiento con coordenadas geográficas 42,495560, -3,804881, en un talud de un entorno agrícola en el mes de febrero del 2013. La recolección consistió en fijar sobre el flujo de agua un pequeño trozo de geotextil de fibra de polipropileno no tejido de 120 g·m⁻². A las tres semanas de su aplicación, el tejido de muestreo (TMU) fue retirado (**Figura IV.64**) realizándose una identificación de las especies que le habían colonizado y realizándose una multiplicación de las mismas para la generación del inóculo.

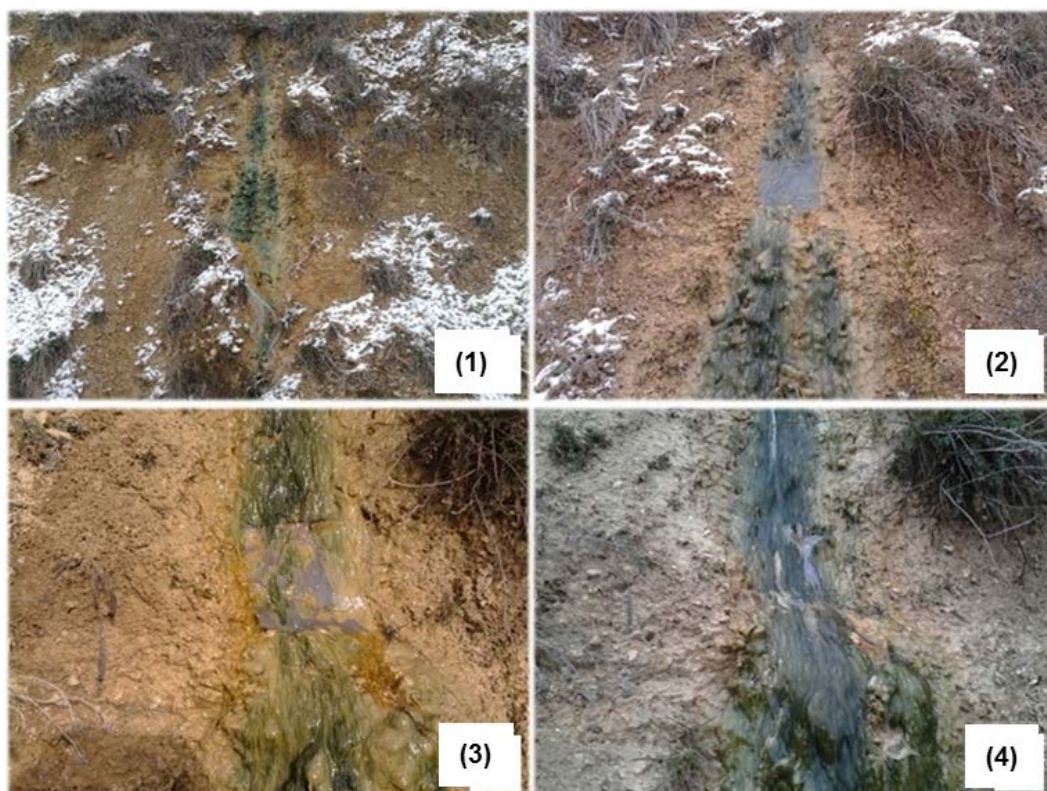


Figura IV.64. Detalles de aislamiento de algas filamentosas sobre tejido de muestreo (TMU) (42,495560, -3,804881). **(1)** Escorrentía de agua proveniente de drenaje de finca sobre talud. **(2)** Estado de la rejilla rugosa en el momento de la colocación (24/02/2013). **(3)** Estado de la rejilla pasados 7 días (03/03/2013). **(4)** Estado de colonización de la rejilla a 18/03/2013.

De forma visual se identificaron que de forma mayoritaria la población de algas estaban compuestas por *Klebsormidium* sp. y *Navicula* sp. (**Figura IV.65**)

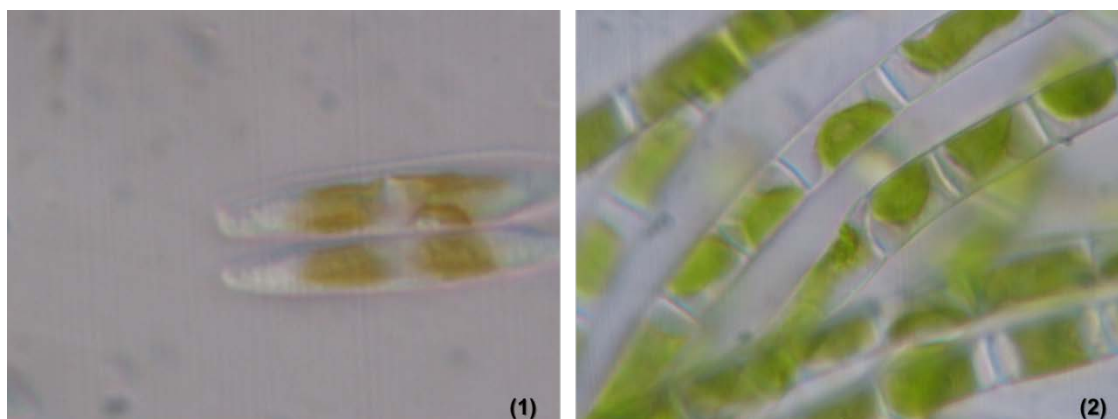


Figura IV.65. (1) Imagen a microscopio de *Navicula* sp. (2) Imagen a microscopio de *Klebsormidium* sp.

Para generar un tejido de inóculo (TI) libre de elementos inertes que puedan alternar las medidas de productividad del sistema, se usó la rampa de cultivo descrita con anterioridad (**apartado IV.2.2.1**), donde hasta tres veces consecutivas, se cambió el tejido de la segunda superficie a la primera posición, colocando en la segunda un nuevo tejido limpio de iguales características.

En el crecimiento de estos ciclos se establecieron unas condiciones ambientales de fotoperiodo de 16:8 horas, con una lámpara de vapor de sodio de 400 W obteniendo una radiación de $92 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ sobre la lámina de agua y registrándose una temperatura media del agua de 11°C .

IV.2.2.3. MONITORIZACION PRODUCTIVA

Una vez generado el primer tejido de inoculación (TI) se dispuso en otra rampa de cultivo de igual diseño (**Figura IV.66.2**), pero de mayor tamaño un nuevo tejido limpio con una superficie de $0,16 \text{ m}^2$. En la superficie primera de esta rampa se dispuso el último tejido de inoculación obtenido de la anterior rampa. Como se muestra en la **Figura IV.66.3** se monitorizó la evolución del biofilm de algas sobre TM a través de un sistema de adquisición de imágenes desarrollado en LabVIEW de National Instruments.

Se monitorizó la temperatura ambiente y horas de luz a través de una sonda HOBOPendant Temperature/Light 64K Data Logger. Con los registros de temperatura ambiente se calculó la integral térmica acumulada de cada ciclo, estableciendo como temperatura base 4°C , en referencia al trabajo de Nagao *et al.* [63] para

Klebsormidium flaccidum, donde demostraba la aclimatación de esta especie a temperaturas incluso inferiores.

Se obtuvieron 10 ciclos productivos, siendo los dos primeros ciclos de establecimiento de las algas en el tejido de monitorización (TM). La finalización y recolección de cada ciclo se determinó por el estado de colonización del tejido de monitorización cuando los filamentos de las algas ya salían aguas abajo del tejido de monitorización, adhiriéndose a elementos de la rampa y el depósito de recirculación. La recolección del biofilm de algas se realizaba apagando la bomba de recirculación 30 minutos antes de la recolección, tras lo cual se raspaba la superficie. Esta biomasa fue congelada a -20°C, liofilizada y pesada posteriormente para obtener la productividad (**Tabla IV.43**). En las muestras liofilizadas se analizaron los contenidos de carbono y nitrógeno totales mediante auto-analizador de combustión seca LECO CN TruSpec, utilizando estándares de alfalfa de LECO como muestra de referencia.

A los 30 L de medio de cultivo de recirculación, se añadieron al inicio de cada ciclo, 1 L de suero lácteo o digestato de origen agroindustrial como se especifica en la **Tabla IV.43**. El contenido en nitrógeno total del suero fue de 2.100 mg L⁻¹ y en el digestato de 1.513 mg L⁻¹. El agua evaporada fue repuesta semanalmente con agua limpia.

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN DE PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

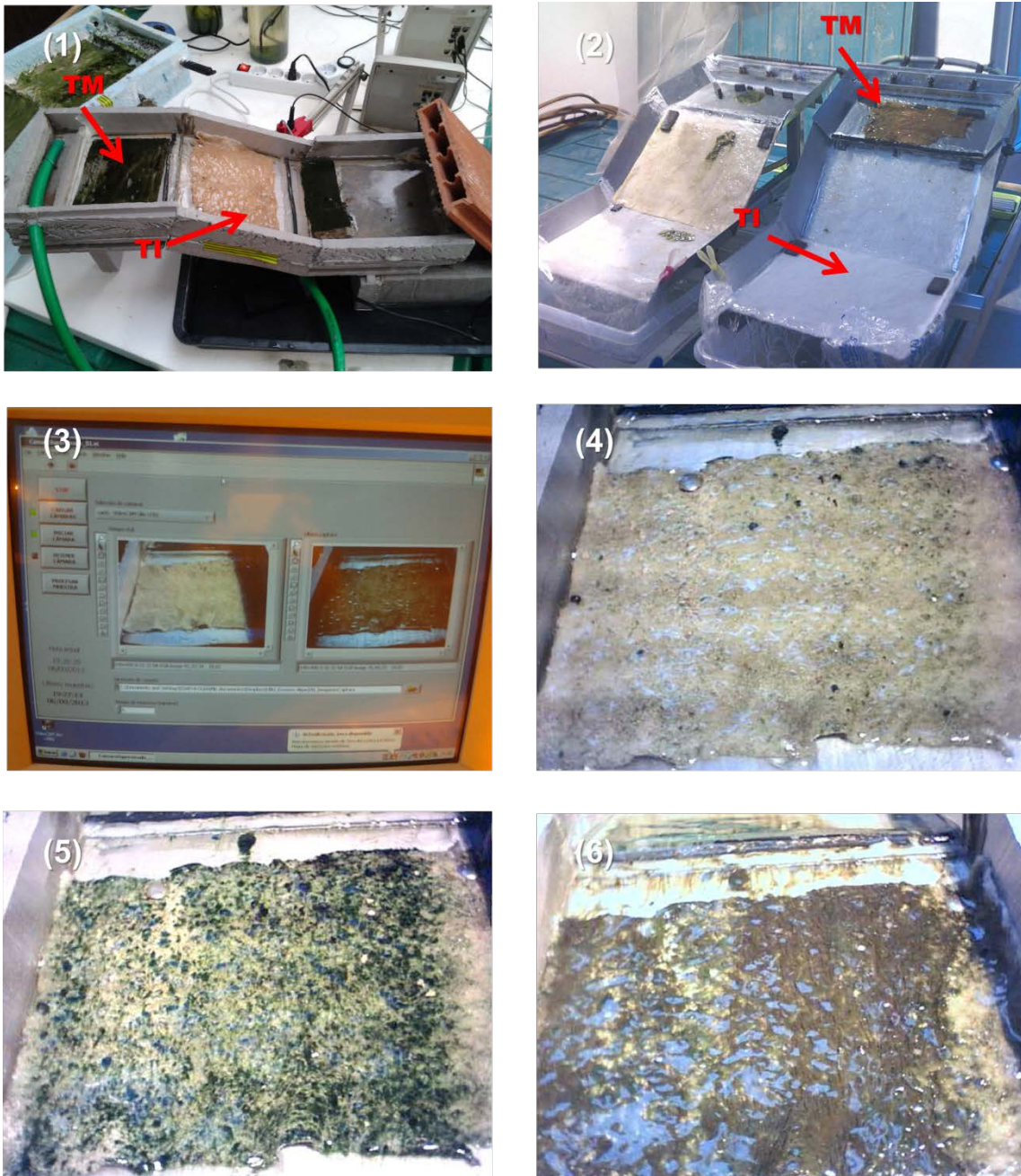


Figura IV.66. (1) (2) Rampas de cultivos de algas basado en ATS indicando la zona del tejido de inoculación (TI) y del tejido de monitorización (TM) **(3)** Sistema de adquisición de imágenes de supervisión del TM. **(4)** primer ciclo de inoculación en TM a fecha 09/09/2013 **(5)** primer ciclo de inoculación en TM a fecha 17/09/2013 **(6)** primer ciclo de inoculación en TM a fecha 05/09/2013.

Tabla IV.43. Productividades de los ciclos de cultivo monitorizados

Ciclo	Productividad de biomasa seca por superficie [g MS·m ⁻²]	Productividad diaria [g MS·m ⁻² ·día ⁻¹]	Integral Térmica acumulada 0°C (líquido) [°C·día ⁻¹]	Tiempo [días]	Nitrógeno total (% ms)	Tipo de residuo introducido en el medio líquido de recirculación. 100 mL por ciclo.
1	70,76	1,00	836,83	71	3,58%	Suero lácteo
2	75,58	1,61	582,81	47	3,11%	Suero lácteo
3	77,55	2,87	289,80	27	5,26%	Suero lácteo
4	82,08	2,83	305,47	29	5,21%	Suero lácteo
5	75,25	2,89	292,20	26	4,60%	Suero lácteo
6	77,63	2,99	296,12	26	5,47%	Suero lácteo
7	86,55	3,09	327,89	28	6,04%	Digestato agroalimentario
8	82,10	2,49	389,99	33	5,98%	Digestato agroalimentario
9	88,93	2,54	454,91	35	6,08%	Digestato agroalimentario
10	83,25	3,78	361,66	22	5,64%	Digestato agroalimentario

IV.2.2.4. RELACIÓN ENTRE PRODUCCIÓN ALGAL E INTEGRAL TÉRMICA ACUMULADA

Los valores de productividad de biomasa e integral térmica acumulada se recogen en la **Tabla IV.43**. Con dichos valores se realizó una regresión lineal utilizando el programa Statgraphics Centurion XVI. El ajuste se ajustó sin constante ya que la ausencia de integral térmica supone que no hay crecimiento del biofilm de algas. Para el ajuste se eliminaron los dos primeros ciclos, por tratarse de ciclos de establecimiento de los inóculos de algas.

Del ANOVA ($p=0,0000$) se muestra que existe una relación significativa al 95% de confianza entre la productividad de biomasa seca y la integral térmica acumulada, indicando que el modelo ajustado explica el 98,48% de la variabilidad. Con ello se establece una relación de $0,23581 \text{ g} \cdot \text{°C}^{-1} \cdot \text{día}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para un policultivo de algas filamentosas formadas mayoritariamente por *Klebsormidium sp.* y *Navicula sp.*

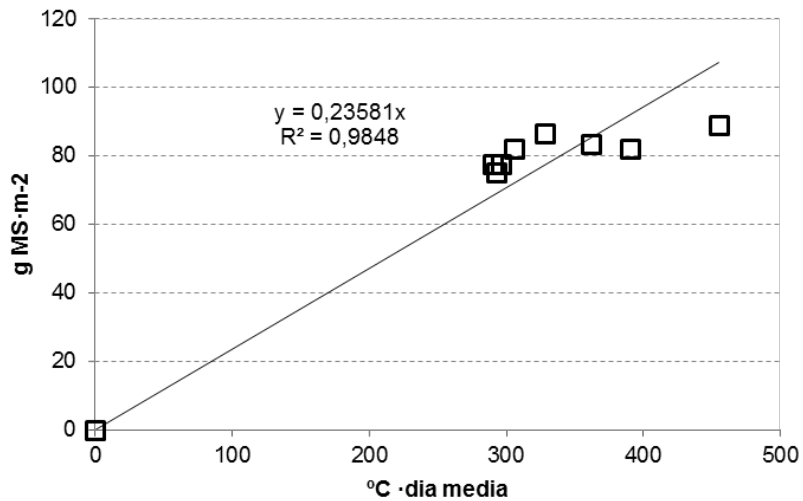


Figura IV.67: Relación de Integral térmica acumulada con producción por superficie. ANOVA $P=0,0000$; R^2 98,48%

IV.2.2.5. CARACTERIZACION DE BIOMASA

Con la biomasa de los diez ciclos productivos monitorizados se obtuvo una muestra compuesta, en la que se analizaron el contenido de nitrógeno Kjeldahl para la determinación de la proteína bruta y el contenido en ácidos grasos a través del procedimiento de referencia de FAME (*Fatty Acids Methyl Ester*) [64], cuyos resultados se recogen en la **Tabla IV.44.**, donde se clasificaron en ácidos grasos omega 3 y 6. Con todo ello se establecen los valores de cálculo a partir de la biomasa de algas que se muestran en la **Tabla IV.45.**

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN DE PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

Tabla IV.44. Perfil de ácidos grasos de biomasa de algas. * Nombre de la IUPAC. ** Ácidos grasos omega 3. *** Ácidos grasos omega 6.

Nombres	FAME	Ácidos grasos respecto materia seca biomasa de algas [mg·g ⁻¹]
Ácido caprílico	C8:0	0
Ácido cáprico	C10:0	0
Ácido undecanoico *	C11:0	0
Ácido láurico *	C12:0	0
Ácido tridecanoico	C13:0	0
Ácido mirístico	C14:0	1,41
Ácido Miristoleico	C14:1	2,04
	iC15:0	2,64
	a-C15:0	1,2
Ácido pentadecanoico	C15:0	1,72
	C15:1	0
	i-C16:0	0
Ácido palmínico	C16:0	22,32
Ácido palmioleico	C16:1	7,31
	i-C17:0	1,38
	C17:0	2,78
	C17:1	2,19
	C17:0d	0,63
Ácido esteárico	C18:0	3,39
	C18:1n9-cis	3,77
	C18:1n9-trans	1,67
	C18:2n6-cis	3,45
	C18:2n6-trans	2,41
Ácido linoleico	C18:3n6	2,49 ***
Ácido nonadecanoico *	C19:0d	1,98
Ácido linolénico	C18:3n3	9,31 **
	C20:0	0,3
	C20:1n9	0,92
Ácido eicosadienoico	C20:2	0,76 **
Ácido dihomo-gamma-linolénico	C20:3n6	0,98 ***
	C20:1	0,22
Ácido eicosatrienoico	C20:3n3	0,32 **
Ácido araquidónico	C20:4n6	0,78 ***
Ácido docosapentaenoico	C20:5n3	1,00 **
Ácido docosanoico	C22:0	0,59

Tabla IV.45. Valores de medios obtenidos en los análisis. Respecto a biomasa seca.

Lípidos totales	8,00% ± 1,27
Ácidos grasos omega 3 (ω-3)	1,06% ± 0,22
Ácidos grasos omega 6 (ω-6)	0,50% ± 0,09
Proteína	34,61% ± 4,20

IV.2.2.6. DIMENSIONAMIENTO

Para dimensionar la superficie de ATS propuesto para cada núcleo de población, se estimó el volumen de efluente diario y la cantidad de nitrógeno a recuperar en forma de biomasa de algas, atendiendo a que el límite legal del agua vertida al cauce del río se establece en 0,005g/L [1], a partir de la **Ecuación IV.12**.

Ecuación IV.12. Calculo de superficie depuración mediante sistema ATS propuesto. Elaboración propia

$$S_n = \left[\frac{N_p \cdot 1/T_e}{IT_m \cdot N} \right]_{n=365} \Rightarrow \frac{S_{max} + S_{min}}{2} = S_d$$

Donde S_n es la superficie necesaria de ATS para depurar la cantidad de nitrógeno diario del efluente de cada núcleo de población. Siendo N_p la cantidad de nitrógeno a depurar [g NT·día⁻¹], T_e la temperatura efectiva de crecimiento [°C], es decir: si la temperatura media diaria en el núcleo de población es menor que la temperatura base de crecimiento de las algas establecida en 4°C, ese día se estima que no hay crecimiento y el nitrógeno se acumula para el siguiente día. Si en cambio la temperatura media diaria es mayor que la temperatura efectiva, la temperatura efectiva toma el valor de la temperatura media. IT_m es la relación productiva del policultivo de algas de *Klebsormidium sp.* y *Navicula sp.* en función de la integral térmica, calculada del ajuste del **apartado IV.2.2.4**: 0,23581 g MS·°C⁻¹·día⁻¹·m⁻². Como valor de N se ha tomado 5,54%, que es el porcentaje medio en nitrógeno total de las muestras de algas que se muestran en la **Tabla IV.43**. Este cálculo se realizó para los 365 días del año, obteniéndose la superficie necesaria en cada día del año, atendiendo a la temperatura efectiva (T_e) diaria. De estas series realizamos el promedio entre el valor máximo (S_{max}) [m²] y el valor mínimo (S_{min}) [m²], valor que se tomará como superficie óptima para el diseño de la instalación ATS (S_d) [m²].

IV.2.3. REPRESENTACION MEDIANTE UN SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA

IV.2.3.1. GEOPROCESAMIENTO

A través del software ArcGIS de ESRI, se realizó un sistema de información geográfica, donde a la capa vectorial de los núcleos de población se asociaron los valores de superficie de depuración y de producción de biomasa de algas calculados en el apartado IV.2.2.6, junto con el número de habitantes del censo 2015 [57]. Se establecieron ocho rangos de estudio en función del número de habitantes de los

núcleos de población: de menos 5, de 25, de 50, de 125, de 250, de 500, de 1000 y de 2000. Para cada rango de estudio se generó una nueva capa vectorial.

Se consideró que disponer de un acceso próximo de a la industria de las carreteras principales agiliza las operaciones propias de la actividad industrial. Por ello se filtraron los núcleos de población que distaban más de 10 Km a una carretera principal: autovías, autopistas, y carreteras de 1 m de arcén, para posteriormente a través de la herramienta de *Arctoolbox* de ArcGIS de *Median Center* obtener la ubicación óptima de la industria, ponderando ésta por la biomasa media anual producida en los núcleos filtrados. En la **Figura IV.68** se muestran las ubicaciones de las industrias en el entorno de los núcleos de población considerandos en cada rango.

Las coordenadas de cada rango de estudio se exportaron a una hoja de cálculo en Microsoft Excel para el cálculo de la distancia lineal entre cada núcleo y la industria correspondientes a cada rango.

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

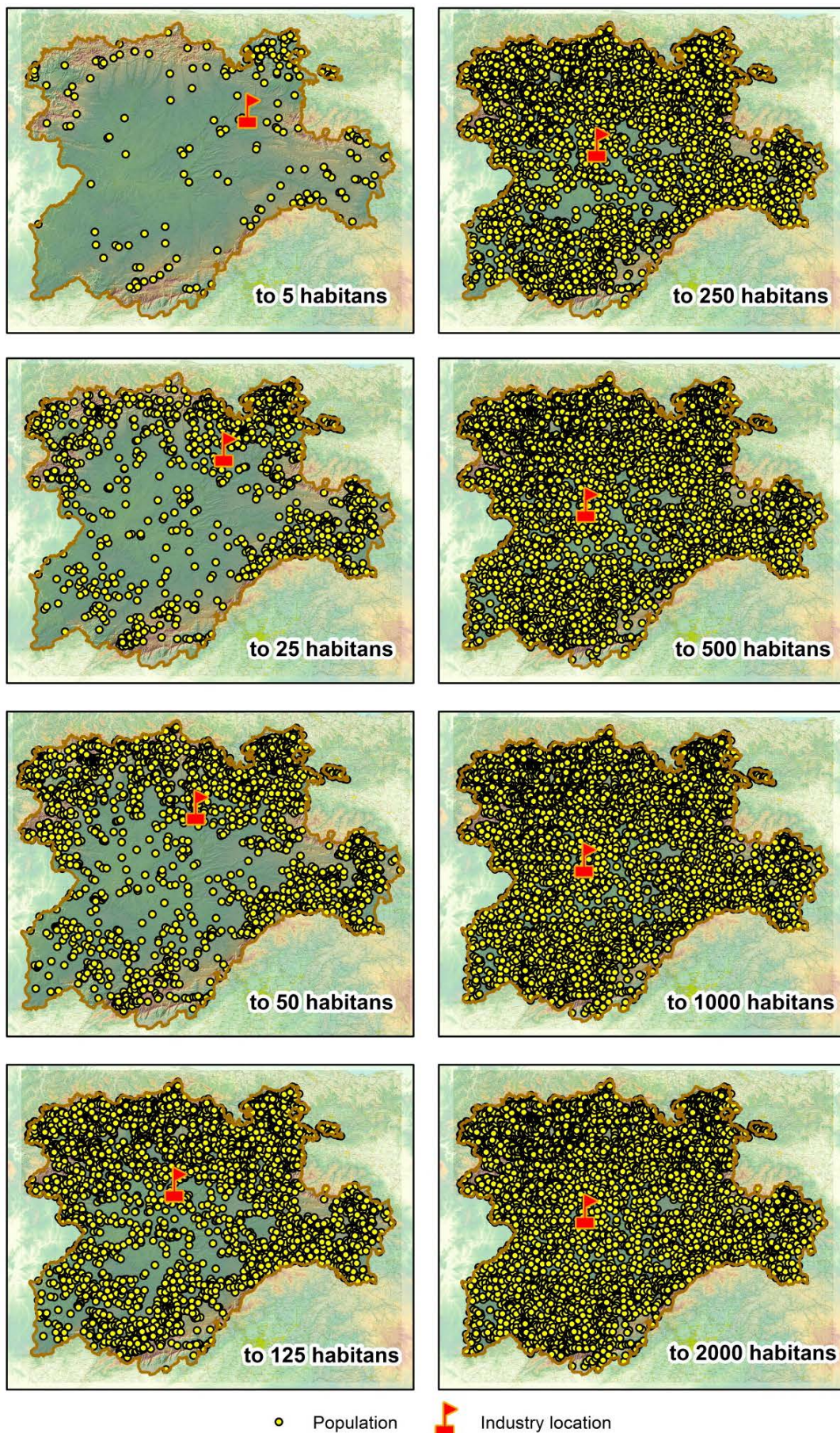


Figura IV.68. Localización de la industria para cada rango de población analizado

IV.2.4.EVALUACION FINANCIERA

IV.2.4.1. CÁLCULOS DE LA INVERSIÓN EN DEPURACIÓN POR SUPERFICIE

La definición del sistema tratamiento primario (STP) a implementar en función del rango de número de habitantes se realizó tomando como referencia las recomendaciones de la *Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones* [2]. De la misma referencia se tomaron los costes de inversión y mantenimiento para las mencionadas tecnologías, que se recogen en la **Tabla IV.46**.

Tabla IV.46. Tecnología de depuración definida para cada rango y coste de inversión y mantenimiento por número de habitante [2].

Rango de estudio. Menos de ...	Tecnología	Costes inversión [€hab ⁻¹]	Costes explotación [€hab ⁻¹]
5	Tanque Imhoff	200	20
25	Tanque Imhoff	200	20
50	Tanque Imhoff	200	20
125	Tanque Imhoff	200	20
250	Tanque Imhoff	200	20
500	Decantador Primario	70	12
1000	Decantador Primario	70	12
2000	Decantador Primario	70	12

El sistema de producción de algas (ATS) se contempla como un tratamiento secundario y/o terciario que complementa los tratamientos anteriores. Para ello se tomaron como referencia el diseño y los elementos que componen el ATS [18], [65], realizándose el desglose de partidas presupuestarias (**Tabla IV.47**) tomando como instalación de referencia una con una superficie de cultivo de 100 m². Se incorporó en el presupuesto el tratamiento ultravioleta y el filtro que exige el R.D. 1620/2007 para la utilización de aguas residuales regeneradas para uso agrícola. También se consideró un precio del suelo de 3 €·m⁻², tomando como referencia diversas fuentes de precios de suelo rústico y urbano [66], [67], ya que se entiende que estas instalaciones quedan anejas a los núcleos urbanos lo que hace que tengan un valor entre ambas categorías. Con todo ello el precio medio se establece en 258,33 €·m⁻² de superficie de cultivo de algas.

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN DE PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

Se considera que el coste variable correspondiente al consumo de eléctrico de la bomba queda sustituido por la energía producida por el sistema fotovoltaico-eólico presupuestado en la **Tabla IV.47**.

Tabla IV.47. Desglose de instalación de producción de algas basado en el ATS para 100 m² de cultivo de algas

Concepto	Unidad	Medida	Coste unitario	Coste total
Suelo para construcción	m ²	100	3 €	300 €
Sistema fotovoltaico eólico	UD	1	5.500 €	5.500 €
Bomba	UD	1	1.700 €	1.700 €
Conducción acometida. Incluye accesorios	M	26	90 €	2.340 €
Movimiento de tierras	m ³	30	17 €	510 €
Geomembrana de impermeabilización de 3,9 kg·m ⁻² , con armadura de poliéster no tejido de 180 g·m ⁻² .	m ²	100	23 €	2.300 €
Geotextil baja densidad con red de nylon	m ³	100	12 €	1.200 €
Estructura cultivo (canjilones)	UD	5	280 €	1.400 €
Lámpara desinfección UV	UD	1	380 €	380 €
Filtro	UD	1	400 €	400 €
Deposito	m ³	2	60 €	120 €
Mano obra	h	90	38 €	3.420 €
Redacción proyecto	UD	1	1.500 €	1.500 €
Dirección obra	UD	1	1.500 €	1.500 €
Presupuesto de ejecución material (PEM)				19.570 €
Beneficio industrial (16% PEM)				3.563 €
Presupuesto total licitación				25.833 €

IV.2.4.2. INVERSIÓN Y COSTES VARIABLES DE INDUSTRIA DE TRANSFORMACIÓN

Se consideró que los costes fijos de una planta para la producción de biodiesel industrial y los de la planta de extracción de lípidos y ácidos grasos son similares. El proceso de extracción de biodiesel tiene una primera fase de extracción de los lípidos y luego otra posterior de esterificación y transesterificación para la obtención del biodiesel [68]. Para el proceso de obtención de los ácidos grasos omega 3 y 6 (ω -3 y ω -6) los dos últimos procesos anteriores no se realizan, pero sí una purificación de los lípidos extraídos. Es por ello que ambas inversiones se toman como similares.

La cuantificación de la inversión de la planta de extracción, se realizó tomando como referencia el trabajo de Sakai *et al.* [69], donde plantea una inversión de 2.393.182 € para una planta de biodiesel con una capacidad de producción de 1.452 toneladas anuales. Este importe se estableció igual para todos los rangos de estudio evaluados. Además se consideró un 20% en concepto de la obra civil de la industria: construcciones, urbanizaciones, permisos, etc. sobre el valor de la planta de extracción.

Para el cálculo de los costes variables se tomó como referencia el trabajo del grupo de Molina [70]. En nuestro caso se considera que no es necesario tener en cuenta el coste de la biomasa de algas ni la gestión del subproducto obtenido tras el procesamiento. De ahí se estableció el coste variable unitario por cantidad de lípido obtenido y ácidos grasos omega 3-6 (**Tabla IV.48**). En estos costes ya se consideró el fungible necesario así como el personal a cargo de las operaciones.

Tabla IV.48. Costes variables considerados por cantidad obtenida

Concepto	Costes variables
Equipos para obtención de lípidos [€·Kg ⁻¹ lípidos]	65,88
Equipos para obtención de ácidos ω-3 y ω-6 [€·Kg ⁻¹]	1.350,25

IV.2.4.3. COSTES MANTENIMIENTO Y EXPLOTACIÓN DEPURADORA

Se ha considerado que debe existir personal cualificado al cargo de las labores de recolección y mantenimiento de las instalaciones depuradoras, entendiendo como instalaciones depuradoras, el conjunto del sistema de tratamiento primario (STP) y el sistema de tratamiento secundario y terciario (ATS).

Es decir las instalaciones depuradoras van a estar asistidas por personal con cargo a la industria con el coste de personal y de desplazamiento que supone. Para ello se estableció un coste por desplazamiento de 0,30 €·Km⁻¹ [71], calculado desde la ubicación de la industria a cada instalación depuradora. Este coste de desplazamiento contempla la amortización del vehículo, seguros y el gasto en combustible.

Para el cálculo del número de operarios necesarios para realizar esta función de recogida y mantenimiento se calculó el tiempo necesario para estas funciones. Para ello se determinó una velocidad media de 90 Km·h⁻¹ para calcular el tiempo de viaje desde la industria a cada depuradora, al cual se sumó el tiempo de trabajo en la instalación depuradora, estableciéndose para una superficie de 100 m² una dedicación de 30 min, obteniéndose así un ratio de 0,005 m²·h⁻¹. Las condiciones laborales del

operario se establecieron en 7,5 horas de jornada de trabajo, fijándose un coste por operario anual de 24.000 €. Se definió que cada instalación depuradora es visitada 8 veces al año.

Con los datos anteriores se estimó para cada rango de evaluación del proyecto el número de operarios necesarios para estas funciones y el coste asociado a la labor de recolección/mantenimiento (**Tabla IV.49**).

Tabla IV.49. Resumen de gastos asociados a las labores de mantenimiento recolección y transporte de la biomasa de algas.

Rangos de estudio	Personal en mantenimiento de instalaciones	Coste de desplazamiento	Coste personal mantenimiento ATS
5	1	8.670 €	24.000 €
25	2	53.030 €	48.000 €
50	3	87.604 €	72.000 €
125	6	134.475 €	144.000 €
250	10	163.020 €	240.000 €
500	14	182.799 €	336.000 €
1000	18	192.125 €	432.000 €
2000	22	195.941 €	528.000 €

IV.2.4.4. INGRESOS POR PRODUCTOS Y SUBPRODUCTOS

La biomasa de algas obtenida es procesada para obtener los lípidos y tras otro proceso, los ácidos grasos con valor de mercado: los ácidos omega 3 y 6. De este proceso se obtiene un subproducto con un alto contenido en proteína. La fracción de cada producto respecto a la biomasa de algas se define en la **Tabla IV.45**, haciendo que para cada rango de estudio se definan las cantidades que se recogen en la **Tabla IV.50**. Para el cálculo de la producción de ácidos ω -3 y ω -6 se considera un rendimiento de extracción del 85% tomando como referencia [70].

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

Tabla IV.50. Valores de referencia anuales de cada rango de análisis para cada rango de análisis

Rangos de estudio	Distancia media [Km]	Horas totales desplazamiento y trabajos [h]	Superficie [m ²]	Número de Instalaciones	Número de habitantes de cada rango de estudio	Volumen de vertido aproximado [m ³]	Distancia acumulada industria a cada instalación [Km]	Biomasa [Kg]	Lípidos [Kg]	Subproducto proteico [Kg]	Ácidos ω-3 y ω-6 [Kg]
5	128	348	5.278	226	724	18.498	28.901	5.560	372	5.262	73
25	128	2.634	133.972	1.376	18.254	466.390	176.767	139.975	9.358	132.451	1.834
50	129	5.099	370.912	2.259	50.499	1.290.249	292.013	386.930	25.867	366.131	5.069
125	130	10.323	1.066.760	3.453	147.380	3.765.559	448.250	1.126.793	75.329	1.066.226	14.761
250	131	16.308	1.957.197	4.156	272.848	6.971.266	543.403	2.086.196	139.467	1.974.059	27.330
500	132	23.296	3.100.649	4.616	435.356	11.123.346	609.331	3.323.396	222.177	3.144.756	43.537
1000	132	30.128	4.336.361	4.866	608.929	15.558.136	640.417	4.654.580	311.170	4.404.386	60.976
2000	130	37.199	5.683.141	4.992	798.859	20.410.847	653.138	6.109.325	408.423	5.780.935	80.034

El precio de los lípidos (*Crude Esterified Algal Oil*) y de los ácidos grasos omega 3 y 6, se estableció tomando como referencia diversas fuentes bibliográficas [41], [45]. El precio del subproducto obtenido de este proceso de extracción, dado su alto contenido en proteína, se estableció su precio en función del precio de la harina de soja. Los precios asumidos para el estudio se muestran en la **Tabla IV.51**.

Tabla IV.51. Precios de las materias asumidos para la evaluación económica

Producto	Precio unitario [€/Kg ⁻¹]	Referencias consultadas
Crude Esterified Algal Oil	600	[41], [45]
Ácidos ω-3 y ω-6	3.000	[41], [45]
Subproducto proteico	0,47	[72]

IV.2.4.5. CANON SANEAMIENTO

En base al principio del que contamina paga, en la Directiva Marco del Agua [1] señala en su artículo 9 que los Estados miembros tendrán que aplicar este principio bajo la forma de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos. Se ha tomado la tarifa media en Castilla y León de 0,42 €/m³ de aguas residuales domésticas para el año 2010 [73], lo que atendiendo a su producción media por habitante un coste global de 10,73 €/año⁻¹ de media. Se parte de la premisa, por otra parte no contrastada en este trabajo ni en bibliografía consultada, que los costes del servicio se estén recuperando con la aplicación de esta tarifa, ya que actualmente los estados miembros de la unión europea no están imputando estos costes a los ciudadanos, siendo en España de un 74% solo [74].

IV.2.4.6. CANON DE CONTROL DE VERTIDOS

Se toma el canon de vertido para cada núcleo poblacional atendiendo a que es un canon que cubre los costes de tratamiento de los mismos. Este canon ha sido calculado utilizando la **Ecuación IV.13** que toma como referencia [2]

Ecuación IV.13. Calculo de importe del canon de control de vertidos (CCV)

$$CCV = V \cdot P \cdot k1 \cdot k2 \cdot k3$$

Donde V es el volumen anual de vertido autorizado. En nuestro caso se consideró que cada habitante vierte 70 L·día⁻¹. P es el precio del canon, que toma un valor de 0,01653 €/m³. Los valores de k1, varían según las características del vertido y en este caso toma un valor de 1, k2 es el coeficiente según grado de contaminación del

vertido, siendo en este caso un valor 0,5 ya que posteriormente va a tener un tratamiento adecuado y por último k_3 , es el coeficiente de calidad del cauce receptor, en nuestro caso se considera el valor 1 ya que la categoría del cauce que se pretende conseguir con esta propuesta es de categoría III. La aplicación de los valores anteriores supone un importe de $0,008265 \text{ €}\cdot\text{m}^{-3}$, o lo que es lo mismo $0,21 \text{ €}\cdot\text{año}^{-1}$

IV.3. RESULTADOS

IV.3.1. CARACTERIZACIÓN DE BIOMASA

IV.3.1.1. PRODUCTIVIDAD Y CONSUMO DE NITRÓGENO

La productividad en biomasa seca obtenida en la experiencia previa de modelización es baja si la comparamos con los valores reportados por el Profesor Walter Adey en el sistema ATS, que con la utilización de digestatos ganaderos alcanza productividades de $5,3\text{--}5,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, con un contenido de $4,9\text{--}7,1\%$ de nitrógeno total (Nt) [26]. Por su parte Mulbry *et al.* [12], obtienen para el mismo tipo de digestato ganadero productividades de $19 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, con un contenido del $6,5\%$ de nitrógeno total. En el presente estudio las productividades en materia seca alcanzadas con el digesto agroindustrial van de $2,5\text{--}3,9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, con un contenido medio de nitrógeno total del $6,0\%$. La tasa media de nitrógeno en el digestato agroindustrial utilizado de alimentación fue de $0,011\pm 0,07 \text{ g N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, muy por debajo de la tasa utilizada en los estudios referenciados del Walter Adey. En la representación del nitrógeno fijado en la biomasa de algas frente al nitrógeno aportado durante el ciclo con los efluentes (**Figura IV.69**), se muestra como a mayor incorporación de nitrógeno en el medio de cultivo, mayor fijación en la biomasa de algas, siendo contrario a lo que se reporta por Mulbry *et al.* [12]. En la experiencia que nos ocupa la incorporación de nitrógeno fue por debajo de la del estudio referenciado, lo que puede indicar que nos encontremos por debajo del potencial de consumo de nitrógeno, y que este se haya convertido en nuestra experiencia en un factor limitante, quedando la productividad en materia seca sujeta a esta limitación. En este sentido la fijación de nitrógeno en algunos ciclos fue mayor que el nitrógeno aportado con el efluente, pudiéndose deber a alguna fracción de nitrógeno proveniente de ciclos anteriores.

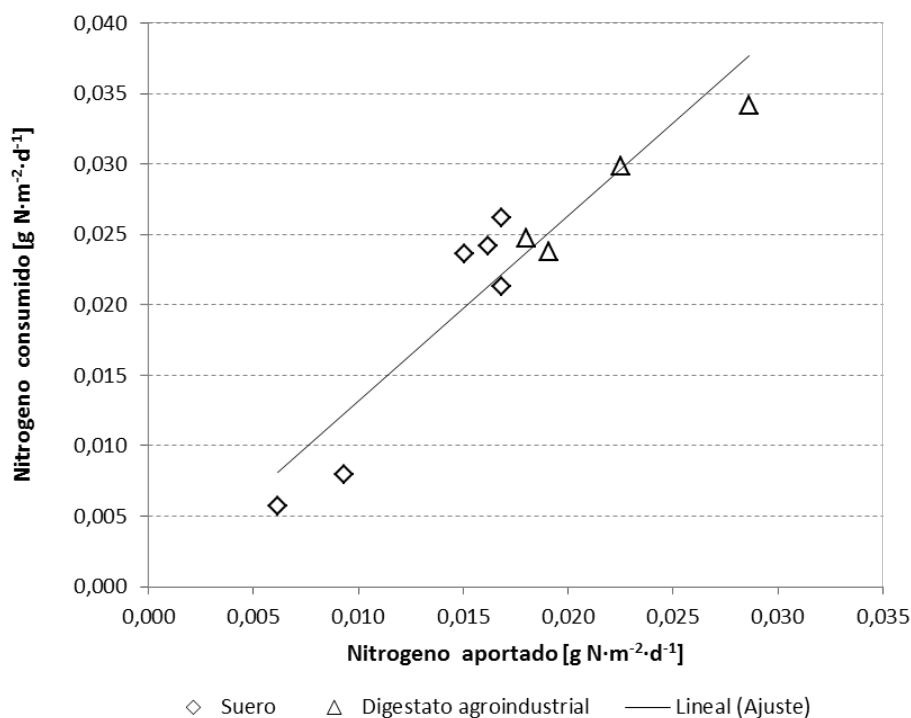


Figura IV.69. Relación de nitrógeno aportado al inicio del ciclo, frente al nitrógeno fijado en la biomasa de algas. Suero con 2.100 mg/L Nt y digestato agroindustrial con 1.513 mg·L⁻¹ Nt, para una superficie de referencia 0,16 m².

IV.3.1.2. CONTENIDO EN PROTEÍNA BRUTA Y ÁCIDOS GRASOS

La estimación del contenido en proteína bruta se realiza a partir del nitrógeno Kjeldahl hace que el policultivo de algas, compuestas mayoritariamente por *Klebsormidium sp.* y *Navicula sp.*, tengan un contenido en proteína 34,61%.

En el caso de los ácidos grasos se obtuvo una concentración del 1,56% sobre el contenido de materia seca, siendo el contenido en lípidos totales del 8,00% sobre la materia seca. El contenido en lípidos y ácidos grasos se encuentra dentro del reportado por [26], [75], [76] para algas bentónicas cultivadas en ATS: de 31 al 44% en lípidos y 0,19-0,65% en ácidos grasos. Este contenido en ácidos grasos es bajo en algas filamentosas cultivadas con ATS comparado las microalgas cultivadas en sistemas de medio líquido de cultivo, con según reporta la referencia [77] para algunas especies de microalgas que oscila entre el 21,4% para el caso de *Dunaliella salina* hasta el 45,1% de *Thraustochytrium sp.* Esto hace pensar que las algas filamentosas y/o bentónicas no se caracterizan por producir grandes cantidades de lípidos.

En el apartado IV.3.1.1 se mencionaba que el contenido en nitrógeno pudiera haber sido limitante en los ciclos para no haber alcanzado más producción de materia seca.

En esta limitación del nitrógeno, algunas referencias demuestran que provoca estrés en las algas, lo que hace aumentar el contenido en lípidos [78]–[80]. Para la presente experiencia esta relación a priori se cumple ya que el contenido en lípidos ha sido ligeramente superior a otras referencias [26], [75], [76]. También este contenido en lípidos puede haberse visto influido por los compuestos orgánicos de los efluentes haciendo funcionar a las algas en régimen mixotrófico, transformando estas fuentes orgánicas de carbono a lípidos como en el caso del suero [81]–[83].

IV.3.2.MODELO CLIMATICO DE PRODUCCION DE BIOMASA DE ALGAS SOBRE SOPORTE SOLIDO

En la **Tabla IV.52** se muestra para núcleos de igual número de habitantes la respuesta diferente a la producción de biomasa de algas y la superficie necesaria por habitante para la depuración de las aguas residuales. Esta variación viene relacionada con el ajuste realizado de la productividad con la integral térmica acumulada por ciclo. En trabajos similares de modelización en territorio [50]–[53] se han empleado cinéticas específicas de algas que crecen en sistemas de medio líquido en suspensión. En este trabajo se ha modelizado la respuesta del sistema de cultivo sobre soporte sólido basado en el ATS. Para lo cual se ha realizado un trabajo previo de monitorización productiva y climática durante más de dos años, obteniendo una relación de la producción de biomasa con la integral térmica.

Esta variabilidad del modelo utilizado se demuestra en la **Tabla IV.52**, donde se muestra cómo para núcleos de igual población, la necesidad de superficie en ATS y la producción de biomasa por habitante es diferente. Es decir a menor integral térmica acumulada mayor superficie por habitante se necesita. En el caso de la biomasa producida anualmente, ésta está condicionada por la superficie ATS necesaria (S_n); en el caso que el núcleo presente en el año varios días consecutivos una temperatura media por debajo de la temperatura base (4°C), la superficie necesaria (S_n) se verá incrementada, siendo la calculada en estos días fríos la S_{max} . Como la S_n se establece como media entre la superficie máxima y mínima a lo largo del año, esta superficie de diseño quedará desplazada hacia la S_{max} , lo que hace que posteriormente este incremento en superficie tenga repercusión en la producción anual de biomasa. Esto tiene relación con el número de días consecutivos que un núcleo se encuentra por debajo de la temperatura base; cuantos más días consecutivos mayor es la superficie necesaria por habitante y mayor es la producción de biomasa por habitante.

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

Tabla IV.52. Muestra representativa parámetros de diseño entre núcleos de igual número de habitantes.

Habitantes	Núcleo de población	ETRS 89 UTM 30N		m ² ·hab ⁻¹	Temperatura media menor Temperatura base [Días]	Integral térmica anual acumulada [°C·día]	Biomasa [kg·hab·año ⁻¹]
		X	Y				
1107	ESPIRDO	409672,93	4539033,22	7,68	10	4305,11	8,08
1107	LA SECA	284152,13	4736206,62	6,93	5	4695,11	7,95
719	BERNUY DE PORREROS	406025,66	4539317,37	7,60	9	4333,02	8,06
719	MANGANESES DE LA POLVOROSA	272552,81	4657323,05	6,93	4	4516,79	7,65
363	SOBRADO	183366,32	4714595,78	6,64	3	4570,12	7,41
363	VILORIA	220322,29	4722324,60	7,17	4	4508,85	7,90
363	AYOO DE VIDRIALES	246617,97	4668694,59	6,67	2	4386,75	7,16
320	BUENAVISTA DE VALDAVIA	367651,45	4721855,38	7,36	5	4263,20	7,68
320	VILLAHOZ	424490,47	4658742,49	6,67	4	4468,34	7,29
320	FLORES DE AVILA	324978,71	4533435,59	7,00	7	4508,46	7,72
154	SAN MIGUEL DE BERNUY	420392,32	4583581,47	7,11	5	4473,99	7,78
154	CILLORUELO	291715,59	4531933,77	7,55	7	4539,62	8,38
154	BASCONES DE OJEDA	374840,13	4725341,96	7,45	8	4229,66	7,71
154	PEQUE	229198,13	4663163,12	6,85	2	4371,07	7,32
154	TUBILLA DEL AGUA	434292,92	4728785,94	6,98	4	4343,79	7,41
58	PRADANOS DE BUREBA	471384,73	4705646,73	6,75	3	4443,43	7,33
58	SALOBRALEJO	338812,70	4494514,94	7,76	15	4231,44	8,03
58	SAN ROMAN DEL VALLE	274976,72	4661551,76	6,68	2	4480,88	7,32
58	VILLAMURIEL DE CAMPOS	317017,23	4646247,08	6,72	8	4557,50	7,48
58	LAS CUEVAS DE SORIA	530609,20	4614045,79	7,52	14	4234,11	7,79
3	LAS ISLAS	478357,15	4773845,14	6,17	0	4762,71	7,19
3	LAS CASAS DEL CAMINO	294970,48	4481032,62	7,64	5	4288,69	8,01
3	VILLAR DE MATA CABRAS	330290,23	4547524,68	6,75	3	4610,70	7,60
3	MICERECES DE TERA	262166,94	4652453,60	6,96	4	4542,74	7,73
3	LA FLECHA	352469,82	4609651,25	7,58	7	4536,07	8,41

IV.3.3. LOGÍSTICA PARA LA RECOLECCIÓN DE BIOMASA

Conforme se incrementa el rango de habitantes, se ve cómo la ubicación de la industria va aproximándose al centroide de la región de estudio (**Figura IV.68**). Se muestra como las diferentes localizaciones para los distintos rangos de estudio se encuentran próximas a la red de carreteras principales de la región (**Figura IV.70**), lo que optimiza los desplazamiento desde las instalaciones depuradoras y la industria.

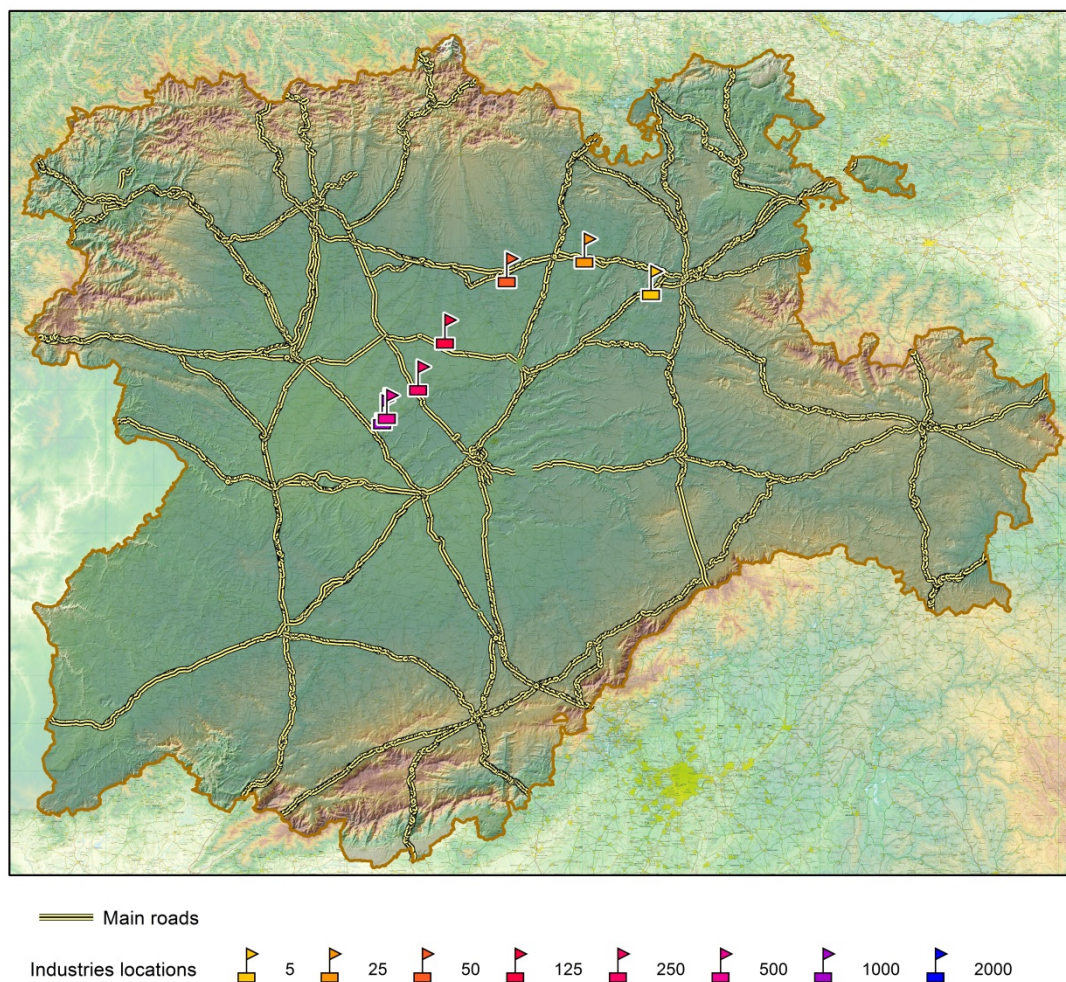


Figura IV.70. Localización de las industrias de los diferentes rangos de estudio respecto a la red de carreteras principales. Autovías, autopistas, y red de carreteras con 1 m de arcén.

En la **Tabla IV.53** se muestra cómo con el incremento del rango de estudio poblacional se hace disminuir el coste de la recogida y transporte de la biomasa de algas hasta la industria. Conviene recordar que se calculó el desplazamiento de cada núcleo de población a la industria, sin tener en cuenta optimizaciones de rutas, ni por trazados de carreteras, es decir la distancia lineal de punto a punto. Conviene aclarar que la región de Castilla y León es una zona poco abrupta, lo que aminora el error acometido al calcular trayectorias de punto a punto.

Tabla IV.53. Coste de recolección de biomasa de algas en función de rangos de estudio

Rango de estudio	Coste medio recogida [€Kg ⁻¹ MS]
5	1,980
25	0,658
50	0,478
125	0,356
250	0,314
500	0,298
1000	0,286
2000	0,276

IV.3.4.EVALUACION FINANCIERA

Los agentes involucrados en este esquema son la Administración (AD) y la Industria (I). Por otro lado tenemos los costes e inversiones que se supone que pueden ser compartidos por ambos agentes. Dentro de las necesidades de inversión se puede diferenciar entre la inversión en el sistema de tratamiento primario (STP), la inversión en el sistema de tratamiento secundario-terciario a través del cultivo de algas (ATS), los costes variables asociados a STP y ATS, y los cánones de vertido y de saneamiento.

Atendiendo a estos parámetros de partida, se establecen dos supuestos o escenarios para realizar el análisis de la rentabilidad del proyecto propuesto:

- Análisis I. Reparto de costes. Se analiza la rentabilidad del proyecto en función de los costes e inversiones asumidos por la Industria de modo que aquellos que no asume la Industria es la Administración quien lo hace.
- Análisis II. Es un modelo participativo, donde la Administración acomete la inversión del STP, y es la Industria la que en concepto de costes de amortización va compensando a la Administración la inversión y/o los cánones, total o parcialmente, que debe que repercutir sobre los habitantes. Se trataría de un modelo en el que el coste que asumiría el contribuyente es compensado por los ingresos que obtiene la Industria por la venta de su producción, sobre la base de que ésta realiza una actividad rentable. Sería una situación en la que todos ganan (*win-win*)

En la **Tabla IV.54** se muestran las inversiones y costes considerados para los rangos de estudio resultado del **apartado IV.2.4**.

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

Tabla IV.54. Inversiones, costes variables e ingresos contemplados para la evaluación

	Rangos de estudio							
	5	25	50	125	250	500	1.000	2.000
Inversión STP	144.800 €	3.650.800 €	10.099.800 €	29.476.000 €	54.569.600 €	30.474.920 €	42.625.030 €	55.920.130 €
Inversión ATS	1.363.407 €	34.609.233 €	95.818.544 €	275.578.300 €	505.606.602 €	800.996.973 €	1.120.220.721 €	1.468.137.303 €
Inversión Proceso Extracción (IPE)	2.393.182 €	2.393.182 €	2.393.182 €	2.393.182 €	2.393.182 €	2.393.182 €	2.393.182 €	2.393.182 €
Inversión obra civil de la instalación (0.2 IPE)	478.636 €	478.636 €	478.636 €	478.636 €	478.636 €	478.636 €	478.636 €	478.636 €
Costes variables STP	14.480 €	365.080 €	1.009.980 €	2.947.600 €	5.456.960 €	5.224.272 €	7.307.148 €	9.586.308 €
Costes variables extracción lípidos	24.491 €	616.511 €	1.704.209 €	4.962.895 €	9.188.531 €	14.637.706 €	20.500.828 €	26.908.168 €
Costes variables extracción DHA EPA	98.357 €	2.475.956 €	6.844.233 €	19.931.363 €	36.901.839 €	58.786.140 €	82.332.882 €	108.065.245 €
Costes variables procesamiento subproducto proteína	105 €	2.649 €	7.323 €	21.325 €	39.481 €	62.895 €	88.088 €	115.619 €
Coste de desplazamiento para recolección y mantenimiento	24.000 €	48.000 €	72.000 €	144.000 €	240.000 €	336.000 €	432.000 €	528.000 €
Coste personal mantenimiento ATS	24.000 €	48.000 €	72.000 €	144.000 €	240.000 €	336.000 €	432.000 €	528.000 €
Canon de control de vertidos	153 €	3.855 €	10.664 €	31.122 €	57.618 €	91.934 €	128.588 €	168.696 €
Canon de control de saneamiento	7.769 €	195.884 €	541.905 €	1.581.535 €	2.927.932 €	4.671.805 €	6.534.417 €	8.572.556 €
Ingreso. Valor de EPA-DHA	218.530 €	5.501.110 €	15.206.603 €	44.283.754 €	81.988.975 €	130.611.792 €	182.928.242 €	240.100.733 €
Ingreso. Valor del subproducto. proteína	2.473 €	62.252 €	172.082 €	501.126 €	927.808 €	1.478.036 €	2.070.062 €	2.717.040 €
Ingreso. Valor de lípidos	223.038 €	5.614.590 €	15.520.292 €	45.197.261 €	83.680.283 €	133.306.115 €	186.701.775 €	245.053.648 €

IV.3.4.1. ANÁLISIS I. REPARTO DE COSTES E INVERSIONES ENTRE LA INDUSTRIA Y LA ADMINISTRACIÓN

Se establecieron los escenarios que se muestran en la **Tabla IV.55** donde se especifica quien asume los costes/inversiones, sobre los cuales se realiza la evaluación financiera.

Tabla IV.55. Escenarios de evaluación económica para asumir costes e inversiones. Industria (I), Administración (A).

	Inversión depuradora	Inversión ATS	Costes variable depuradora	Coste variable ATS	Canon vertido	Canon saneamiento
Escenario 01	I	I	I	I	I	I
Escenario 02	A	I	I	I	I	I
Escenario 03	A	A	I	I	I	I
Escenario 04	A	A	A	I	I	I
Escenario 05	A	A	A	A	I	I
Escenario 06	A	A	A	A	A	I
Escenario 07	A	A	A	A	A	A

Para cada escenario se han calculado como indicadores de rentabilidad de la inversión: (i) el VAN, (ii) el TIR y (iii) el tiempo de recuperación de la inversión (*pay-back*) de la Industria teniendo en cuenta los escenarios definidos anteriormente. Se establecen 20 años como tiempo de amortización de la inversión, es decir la vida útil del conjunto de las instalaciones, con una tasa de actualización del 4%. Los resultados de cada escenario y para cada rango de estudio se muestran en **Tabla IV.56**.

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

Tabla IV.56. Análisis respecto a la industria. Evaluación económica: Inversión, Suma de Flujos de Caja Actualizados (SFCA), VAN, TIR, pay-back para cada escenario.

		Rangos de estudio							
		5	25	50	125	250	500	1000	2000
Escenario 01	Inversión	4.380.025 €	41.131.851 €	108.790.162 €	307.926.118 €	563.048.020 €	834.343.711 €	1.165.717.569 €	1.526.929.252 €
	SFCA	47.014 €	5.360.395 €	15.181.552 €	44.831.521 €	83.469.282 €	139.685.204 €	195.898.124 €	257.384.425 €
	VAN	-3.741.087 €	31.717.662 €	97.532.084 €	301.348.886 €	571.326.765 €	1.064.023.803 €	1.496.601.870 €	1.971.009.078 €
	TIR	-12%	12%	13%	13%	14%	16%	16%	16%
	PAY BACK	93	8	7	7	7	6	6	6
Escenario 02	Inversión	4.235.225 €	41.131.851 €	108.790.162 €	307.926.118 €	563.048.020 €	834.343.711 €	1.165.717.569 €	1.526.929.252 €
	SFCA	54.254 €	5.542.935 €	15.686.542 €	46.305.321 €	86.197.762 €	141.208.950 €	198.029.376 €	260.180.431 €
	VAN	-3.497.893 €	37.849.240 €	114.494.863 €	350.854.309 €	662.977.298 €	1.115.206.928 €	1.568.191.304 €	2.064.927.849 €
	TIR	-11%	14%	15%	16%	16%	17%	17%	17%
	PAY BACK	78	7	6	6	6	6	6	6
Escenario 03	Inversión	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €
	SFCA	122.424 €	7.273.396 €	20.477.469 €	60.084.236 €	111.478.092 €	181.258.799 €	254.040.412 €	333.587.297 €
	VAN	-1.208.030 €	95.976.012 €	275.423.671 €	813.692.561 €	1.512.151.836 €	2.460.494.415 €	3.449.620.283 €	4.530.688.406 €
	TIR	-1%	253%	713%	2092%	3882%	6312%	8846%	11616%
	PAY BACK	23	0	0	0	0	0	0	0
Escenario 04	Inversión	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €
	SFCA	136.904 €	7.638.476 €	21.487.449 €	63.031.836 €	116.935.052 €	186.483.071 €	261.347.560 €	343.173.605 €
	VAN	-3.741.087 €	31.717.662 €	97.532.084 €	301.348.886 €	571.326.765 €	1.064.023.803 €	1.496.601.870 €	1.971.009.078 €
	TIR	0%	266%	748%	2195%	4072%	6494%	9100%	11950%
	PAY BACK	21	0	0	0	0	0	0	0

CAPITULO IV. DESARROLLO DE MODELO DE NEGOCIO Y EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE ALGAS PARA LA OBTENCIÓN PROTEÍNA Y ÁCIDOS GRASOS A PARTIR DE AGUAS RESIDUALES REGENERADAS

Tabla IV.56. Continuación. Análisis respecto a la industria. Evaluación económica: Inversión, Suma de Flujos de Caja Actualizados (SFCA), VAN, TIR, pay-back para cada escenario.

		Rangos de estudio							
		5	25	50	125	250	500	1000	2000
Escenario 05	Inversión	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €
	SFCA	136.904 €	7.638.476 €	21.487.449 €	63.031.836 €	116.935.052 €	186.483.071 €	261.347.560 €	343.173.605 €
	VAN	-1.011.242 €	100.937.569 €	289.149.629 €	853.751.407 €	1.586.313.703 €	2.531.493.977 €	3.548.926.809 €	4.660.969.461 €
	TIR	0%	266%	748%	2195%	4072%	6494%	9100%	11950%
	PAY BACK	21	0	0	0	0	0	0	0
Escenario 06	Inversión	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €
	SFCA	137.057 €	7.642.331 €	21.498.113 €	63.062.959 €	116.992.670 €	186.575.006 €	261.476.148 €	343.342.300 €
	VAN	-1.009.164 €	100.989.956 €	289.294.555 €	854.174.370 €	1.587.096.744 €	2.532.743.396 €	3.550.674.362 €	4.663.262.090 €
	TIR	0%	266%	749%	2196%	4074%	6497%	9105%	11956%
	PAY BACK	21	0	0	0	0	0	0	0
Escenario 07	Inversión	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €	2.871.818 €
	SFCA	144.827 €	7.838.215 €	22.040.018 €	64.644.493 €	119.920.602 €	191.246.811 €	268.010.565 €	351.914.856 €
	VAN	-903.577 €	103.652.079 €	296.659.217 €	875.667.943 €	1.626.888.294 €	2.596.234.754 €	3.639.479.223 €	4.779.765.922 €
	TIR	0%	273%	767%	2251%	4176%	6659%	9332%	12254%
	PAY BACK	20	0	0	0	0	0	0	0

De la evaluación económica anterior se desprende que el modelo de negocio en cualquier escenario de los núcleos menos de 5 habitantes no es rentable. Cuantos más núcleos se consideran mayor es la rentabilidad, ya que es mayor la producción de biomasa y ésta cuesta menos transportarla, tal y como se muestra en la **Tabla IV.53**.

Salvo para el rango de estudio de menos de 5 habitantes a partir del escenario 5, el resto de los rangos presentan una gran rentabilidad. También los mayores costes, que son los correspondientes a la inversión del STP y ATS, quedarían sujetos a la Administración.

En este sentido para los núcleos menores de 5 habitantes, la Administración tendría que repercutir a sus habitantes: la inversión y los costes variables de la instalación de depuración y los cánones de vertido y saneamiento, tomando un valor de 124,16 € por habitante y año, asumiendo igual tiempo de amortización de las instalaciones.

El escenario más real es el escenario 2, considerando que muchos núcleos ya disponen de STP y de lo que carecen es de mantenimiento. En este caso, el tiempo de recuperación de la inversión es de 7 años con una rentabilidad mínima del 14%.

IV.3.4.2. ANÁLISIS I. APLICACIÓN DE UN ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Se realizó un análisis de sensibilidad de los escenarios presentados atendiendo a una variación de $\pm 15\%$ en la inversión de STP, ATS, e Industria. Se definió una variación del $\pm 20\%$ en los flujos de caja tomando como referencia orientativa diversas fuentes de información: la tendencia en el mercado global en los diez últimos años respecto al precio de la proteína de la soja, que presenta un incremento del 8,24% [84] y el valor económico de los ácidos grasos, con un incremento del 17% desde 2006 a 2011 [66]. También se estableció para la vida útil del proyecto unos rangos de sensibilidad heterogéneos, estableciendo un incremento de 10 años y un decremento de 5 años en la vida útil del proyecto. En la **Tabla IV.57** se muestra el resumen de las condiciones del análisis.

Tabla IV.57. Resumen de condiciones del análisis de sensibilidad: 8 análisis.

Análisis de sensibilidad	Variación		
	Inversión	Suma de Flujos de caja actualizados	Vida útil
A	15%	20%	30
B	15%	20%	15
C	15%	-20%	30
D	15%	-20%	15
E	-15%	20%	30
F	-15%	20%	15
G	-15%	-20%	30
H	-15%	-20%	15

Se realizó es análisis de sensibilidad de los escenarios descritos en la **Tabla IV.55**, estableciendo que como escenario de rentabilidad, aquel en el que el TIR fuera mayor que la tasa de actualización, el pay-back menor que la vida útil del proyecto (20 años), y el VAN positivo. En la **Tabla IV.58** se muestra el cómputo de análisis de sensibilidad rentables para cada escenario.

Tabla IV.58. Numero de análisis de sensibilidad que son rentables por cada escenario. Mínimo 0, máximo 8.

	Rango de estudio							
	5	25	50	125	250	500	1000	2000
Escenario 01	0	7	8	8	8	8	8	8
Escenario 02	0	8	8	8	8	8	8	8
Escenario 03	0	8	8	8	8	8	8	8
Escenario 04	0	8	8	8	8	8	8	8
Escenario 05	0	8	8	8	8	8	8	8
Escenario 06	0	8	8	8	8	8	8	8
Escenario 07	0	8	8	8	8	8	8	8

Si consideramos que cinco o más escenarios rentables indican que el proyecto es viable, podemos destacar que para el escenario 2, que hemos considerado el más

realista, solo es viable a partir de núcleos de 25 habitantes y haciendo una inversión total mínima de 43.103.209 €

En la **Figura IV.71** se muestran los resultados del análisis de sensibilidad del escenario 2, donde todos análisis son rentables para el rango de estudio mayor a 5 habitantes, y presentando una rentabilidad 5,82% al 26,04%. Se ve como la variación de los flujos de caja es lo que más afecta a la rentabilidad, como se muestra en el análisis E y F para variaciones del -20%.

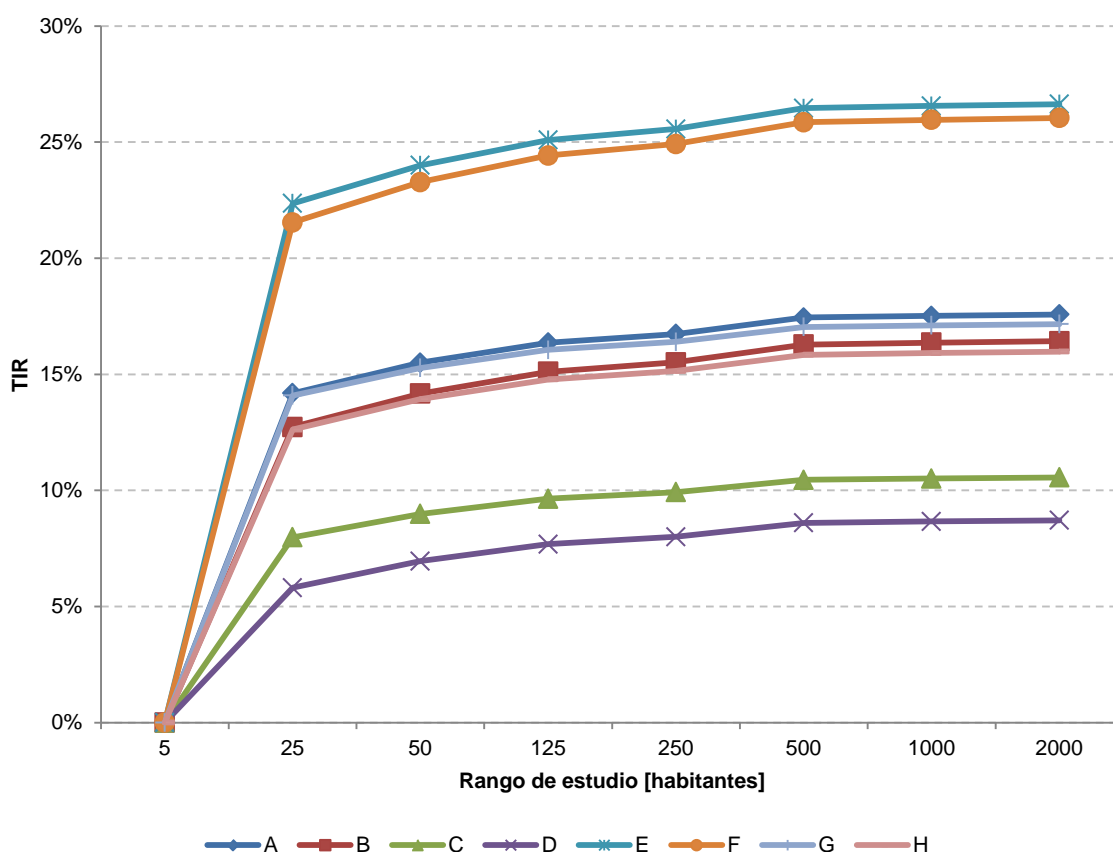


Figura IV.71. Evolución de la TIR para el escenario 2, para los rangos de estudio.

IV.3.4.3. ANÁLISIS II. MODELO PARTICIPATIVO ADMINISTRACIÓN - INDUSTRIA

La Administración debe repercutir a los ciudadanos en forma de impuestos los costes que suponen el tratamiento de las aguas residuales y la infraestructura de saneamiento. Es por ello que se plantea que sea la industria quién compense a la administración estos costes evitando que los habitantes paguen los impuestos. Para ello se plantea un ajuste de programación lineal para ver qué cantidad de costes, en concepto de compensación, puede la industria incluir en su estructura de flujos de

caja, sin que esta deje de ser rentable. De este modo los costes fijos y los costes variables ligados a la depuración son incluidos en los flujos de caja correspondientes al proceso de producción de la industria.

El análisis se focaliza en el escenario 2, ya que se ha definido como más realista, al considerar que los STP precisarán de remodelación al final de su vida útil. Por ello se plantea que los costes de amortización de la inversión del STP se incluya como un coste fijo (asumiendo cuotas de amortización constantes) en la estructura de flujos de caja de la industria. Es decir, sobre la Administración recae la inversión del STP, pero es la industria quien asume la amortización de esta instalación anualmente. Por lo tanto, la Administración encuentra una forma de financiar la inversión del STP, y es la industria sobre quien recae la financiación de la inversión, como se definía en el escenario 1 (**Tabla IV.55**), pero pagadas mediante cuotas constantes sin interés. Ello permite que la industria disponga de mayor margen de maniobra para asumir los costes variables ligadas al funcionamiento de la planta.

En resumen, se plantea que se incluyan en la estructura de flujos de caja de la industria: la inversión y costes variables del ATS, el coste de mantenimiento de las STP y los cánones de vertido y de saneamiento, y por último la inversión del STP en concepto de amortización considerando una vida útil de la misma de 20 años.

Se contemplan las mismas condiciones para el análisis de sensibilidad que se mostraron en la **Tabla IV.57**, para realizar el ajuste mediante programación lineal.

Se toma como variable a optimizar el canon de compensación por habitante [€habitante^{-1}], que haga máximo el valor del TIR. Se definen las restricciones que se muestran en la **Tabla IV.59**.

Tabla IV.59. Variables de restricción del modelo de programación lineal

VAN	≥ 0
TIR	$>$ tasa de actualización (4%)
Tiempo de retorno inversión	$<$ tiempo vida útil (20 años)
Canon de compensación por habitante	\geq costes variables por habitante

Formulando el modelo de programación lineal a través del complemento SOLVER de Microsoft Excel, obtenemos el valor del VAN, TIR y tiempo de retorno de la inversión para cada rango de habitantes por municipio.

En la **Figura IV.72** se muestran las rentabilidades para los diferentes análisis. Se muestra como para núcleos de población menores de 5 habitantes no es rentable para ninguno de sus análisis. Luego también se muestra como las rentabilidades menores se corresponden a los descensos de los flujos de caja: D y C.

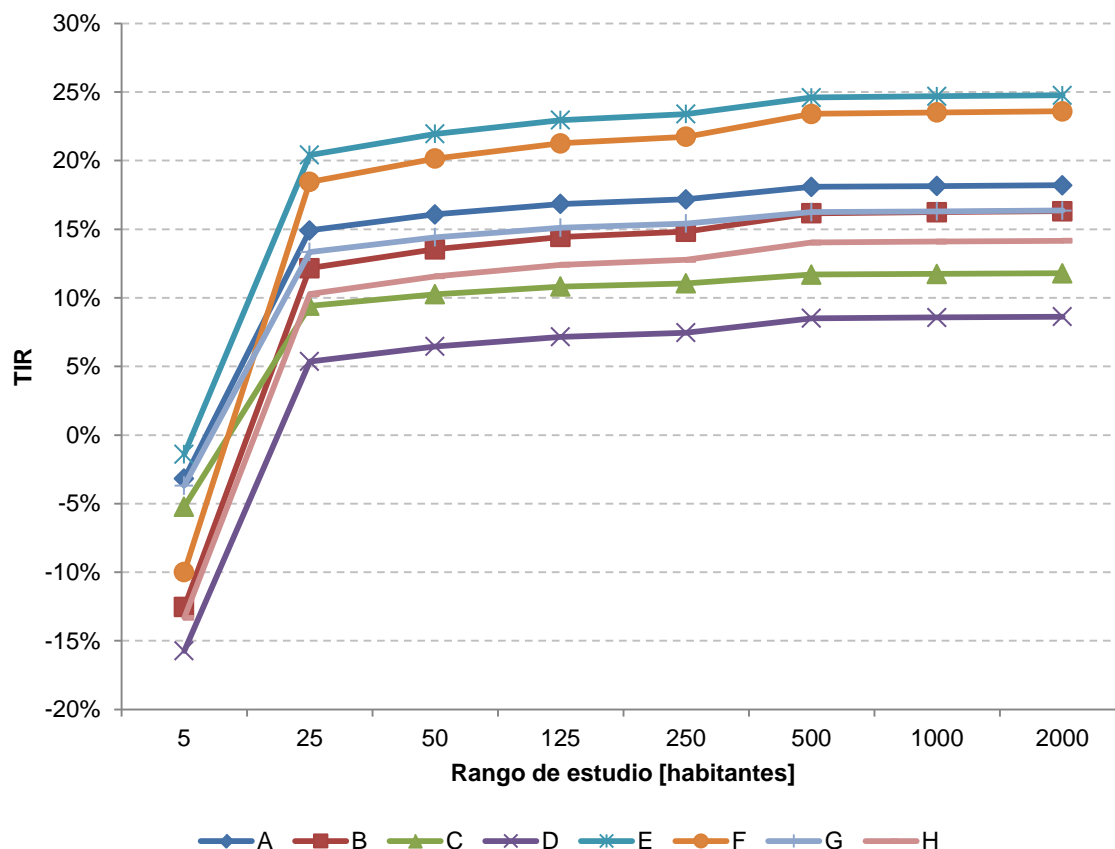


Figura IV.72. Evolución de la TIR para el modelo participativo entre la industria y administración, para los rangos de estudio.

Se parte del supuesto de que la industria en concepto de biomasa producida, compensará a las administraciones, en vez de compensar directamente por habitante. De esta forma habrá un compromiso por parte de los habitantes para un correcto uso de la infraestructura de aguas residuales. Es decir la compensación debe estar ligada al fin productivo. Por ello en la **Figura IV.72** se muestra el valor de compensación por biomasa producida para los diferentes rangos en el análisis de sensibilidad realizado. En el caso de desplegar el modelo de negocio solo en los núcleos de menos 5 habitantes, este no es rentable. A partir de 500 habitantes el valor de la compensación desciende de media desde 5,79 €·Kg⁻¹ hasta 3,46 €·Kg⁻¹, debido principalmente al descenso del coste de inversión y explotación en los STP (**Tabla IV.46**) y a que el coste de recolección disminuye conforme se incrementa el rango de habitantes (**Tabla IV.53**)

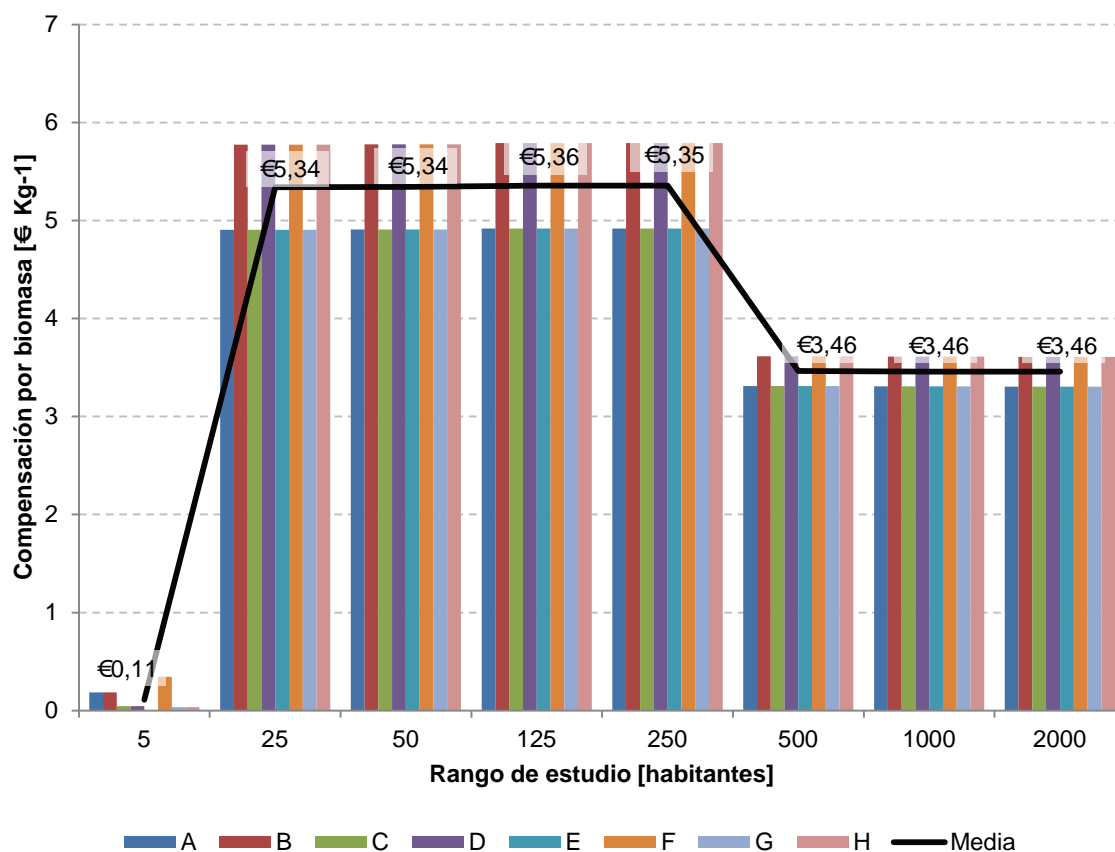


Figura IV.73. Compensación por biomasa de algas del análisis de sensibilidad seca producida para cada rango de estudio. Etiqueta con valores de la media

En todos los rangos de estudio el valor de compensación por habitante se iguala con el valor de costes variables por habitante, lo que hace que la industria solo compense a la administración por los costes y amortizaciones considerados. Aun así se muestra como el canon disminuye conforme incrementamos el rango lo que también incrementa la rentabilidad, es decir el coste que la industria tendría que pagar por la biomasa es mayor en los núcleos de menor tamaño, debido a las razones del coste de recolección, y además porque el coste de amortización por habitante del STP es menor para mayores núcleos de población como se definió en la **Tabla IV.46**, como se muestra en las economías de escala.

Molina *et al.* [70] se estiman un coste aproximado de 28,89 €·Kg⁻¹ de producción de biomasa de monocultivo de microalgas para la obtención de ácidos grasos, también Panis *et al.* [85] se establece un valor de 45 €·Kg⁻¹ de la biomasa de monocultivo para la obtención de astaxantina (precios calculados en euros tomando en función de la referencia [86]). En el presente análisis se consideran compensaciones de 3,46 a 5,79 €·Kg⁻¹, están muy por debajo de los costes de biomasa antes referenciados. Es decir integrar una gestión adecuada de las aguas residuales de los núcleos de población

menores de 2000 habitantes y lograr una rentabilidad en la revalorización de la biomasa de algas es posible.

Como reflexión en la ampliación de la EDAR de la ciudad de Burgos se han gastado 65,1 millones de euros [87], con esta misma inversión para el caso que la Administración acometiese la inversión en el STP se realizarían todas las instalaciones de los núcleos de menos de 2000 habitantes (**Tabla IV.54**), es decir para un total de 799,000 habitantes. Asumiendo los demás costes la industria se obtiene una rentabilidad media del 16,73% según el análisis de sensibilidad (**Figura IV.72**). En el caso del modelo participativo, con esta misma inversión las administraciones podrían acometer las instalaciones de STP, recuperando esta inversión por medio de la compensación que recibe de la industria. Además de conseguir la gestión adecuada de las aguas residuales, se generan al menos 22 puestos de trabajo, y se beneficia a la ganadería con la producción de proteína local y sostenible. Es importante destacar que el actual modelo de producción ganadero de la región se encuentra en crisis básicamente por que la actividad no es rentable por los elevados costes ligados a la alimentación basada en cereales y proteína en grano

IV.3.5. ANALISIS DE MERCADO

En el 2014 el mercado de los ácidos grasos en el mundo fue de 21 millón de toneladas [87]. Con el modelo propuesto en este trabajo y en el escenario más favorable, se podrían producirse 408 toneladas anuales de lípidos y 80 toneladas por año de ácidos grasos omega 3-6. Es decir estas cantidades suponen en conjunto un 0,0042% del total del 2014. Estas cantidades lógicamente no afectan a la oferta en el mercado y por tanto no supone una alteración de los precios.

En el caso del subproducto proteico obtenido, la Unión Europea en el 2011 importó 14.305.212 tn soja [35]. En la presente propuesta se están produciendo anualmente en el mejor de los escenarios 5.780 toneladas, que supone 0,0404% del total de soja que se importó en 2011. Por ello tampoco se considera que su incorporación en el mercado suponga variaciones en el precio.

Sin embargo este modelo colaborativo de producción que sienta las bases de un modelo de economía circular: los recursos se generan y consumen en el territorio, generando valor añadido en el mismo. Se trata claramente de un modelo de producción sostenible, cuya principal aportación no es sólo la sostenibilidad ambiental de proceso sino también la importante rentabilidad del negocio y muy importante, la nula dependencia de los mercados de materias primas de los que la región y el país es

esencia deficitaria. Ello implica unas mayores cuotas de autorregulación y sobre todo de autogestión evitando la enorme dependencia de la volatilidad de los mercados.

IV.3.6. REDUCCION DE HUELLA DE CARBONO

Si atendemos a que por cada tonelada de proteína producida a escala local evitamos la importación de soja de países como Argentina, Brasil, Paraguay o Estados Unidos, se evita la emisión de gases de efecto invernadero. Si consideramos una distancia desde el puerto marítimo de Rosario en Argentina al puerto de Valencia en España de 10.164 Km, y una emisión en carbono equivalente (Ceq) de $15 \text{ g} \cdot \text{Km}^{-1} \cdot \text{tn}^{-1}$ [36], esto supone que por tonelada de soja transportada se emiten 0,15 tn Ceq. En el presente estudio producimos anualmente 5.780 toneladas de subproducto proteico, sustitutivo de la soja, por lo que se considera que evitaríamos emitir a la atmosfera 867 tn Ceq por año.

En este análisis de huella de carbono podríamos incluir el carbono capturado en la biomasa de algas, pero este carbono fijado no está reconocido por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). Pero este indicador puede ser desarrollado independiente de IPCC como se propone por el grupo de Pizarro *et al.* para generar créditos de nitrógeno y fósforo [65], de forma que favorezca el correcto uso de los fertilizantes, y en nuestro caso la correcta gestión de las aguas residuales.

IV.4. CONCLUSIONES

Para la operativa del ATS que contempla este trabajo, es importante definir la tasa de incorporación de nitrógeno en función de la producción de biomasa y por extensión de la superficie de producción, para que con ello el tratamiento de las aguas residuales regeneradas sea efectivo en cuanto al consumo de nitrógeno.

En cuanto a la producción de algas filamentosas autóctonas con el sistema ATS se ha visto y contrastado como tienen menor contenido en lípidos que las microalgas, pero su bajo coste de inversión y explotación lo hacen competitivos para la extracción de lípidos, siendo importante la influencia del subproducto proteico obtenido en la rentabilidad del modelo de negocio.

En el presente estudio se ha presentado un modelo de gestión productiva de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales de los núcleos menos de 2000 habitantes que actualmente carecen una gestión eficaz. Además con esta propuesta se ha puesto en valor la revalorización de las aguas residuales como fuente para la

obtención de materias primas de valor añadido, prestando especial interés a suministro local y sostenible de materias primas para alimentación de ganado: proteína y ácidos grasos. Se ha demostrado que se trata de un modelo de economía de escala, por lo que es aplicable a la recuperación de los nutrientes residuales que EDAR de poblaciones de más 2000 habitantes, aplicando también para ellas el concepto de modelo participativo y canon de compensación por habitante.

El modelo para núcleos de menos de 5 habitantes no es rentable, debido a factores de dispersión y de producción de biomasa. En este sentido cabría preguntarse para qué superficie mínima de producción de algas podría viabilizarse para este rango de estudio.

El modelo de negocio asociado a la presente propuesta precisa para su despliegue de una gran inversión como se ha expuesto, por ello se propone un grado de compromiso de la administración a través de la implicación de las mismas en la realización de la inversión en los STP. Además, a la industria le interesa reducir el coste de inversión de los sistemas de producción de algas (ATS), desarrollado sistemas modulares de cultivo, que aprovechen superficies no productivas o que pudieran ser incluidas en infraestructuras urbanas bajo el concepto de naturación urbana.

El compromiso de la Administración de los núcleos de población y de la Administración gestora de las cuencas hidrológicas, es importante para salvar los escollos que supone la reutilización de aguas regeneradas y acometer infraestructuras cerca de los cauces.

Este modelo de negocio asociado a la gestión de las aguas residuales puede ser explorado con otras tecnologías que supongan la recuperación directa o indirecta de los nutrientes residuales en forma de biofertilizantes o para la recuperación del fósforo con la estruvita.

En objeto de este estudio han sido los núcleos pequeños, a los que se les ha planteado una solución rentable y sostenible para la gestión de las aguas residuales y la infraestructura asociada a ello. Pero estos núcleos tienen otros problemas que hay que solventar a través de inversiones, como es la despoblación, el acceso a la tecnología o el mantenimiento de las infraestructuras viarias, entre otras. Para ello estos núcleos precisan de fondos de las administraciones superiores que deben gestionar. Por ello lo que se propone es que estos fondos queden condicionados una serie de indicadores sobre los que se gestionen los fondos públicos para el desenvolvimiento y que sean susceptibles de ser comercializados en un mercado.

IV.5. REFERENCIAS

- [1] European Parliament, *Directive 2000/60/CE*. 2000, pp. 1-73.
- [2] R. Huertas, C. Marcos, N. Ibarburen, y S. Ordás, «Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones», 2013.
- [3] O. Maaß, P. Grundmann, y C. von Bock und Polach, «Added-value from innovative value chains by establishing nutrient cycles via struvite», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 87, pp. 126-136, jun. 2014.
- [4] M. C. García-González, M. B. Vanotti, y A. A. Szogi, «Recovery of ammonia from anaerobically digested manure using gas-permeable membranes», vol. 73, n.º 5, pp. 434-438, sep. 2016.
- [5] Aguas de Córdoba, «Primera comisión de seguimiento del Proyecto Europeo LIFE». [En línea]. Disponible en: <http://www.aguasdecordoba.es/noticias-y-convocatorias/noticias/primera-comisi%C3%B3n-de-seguimiento-del-proyecto-europeo-life>. [Accedido: 20-jul-2016].
- [6] Iagua, «AQUALIA y CENTA llegan a un acuerdo en el uso de las microalgas para la depuración». [En línea]. Disponible en: <http://www.iagua.es/noticias/espana-alemania-portugal/fundacion-centa/16/07/19/aqualia-y-centa-llegan-acuerdo-uso>. [Accedido: 22-jul-2016].
- [7] 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.
- [8] N. Drira, A. Piras, A. Rosa, S. Porcedda, y H. Dhaouadi, «Microalgae from domestic wastewater facility's high rate algal pond: Lipids extraction, characterization and biodiesel production», *Bioresource technology*, vol. 206, pp. 239-244, 2016.
- [9] B. Molinuevo-Salces, A. Mahdy, M. Ballesteros, y C. González-Fernández, «From piggery wastewater nutrients to biogas: Microalgae biomass revalorization through anaerobic digestion», *Renewable Energy*.
- [10] J. Liu, B. Danneels, P. Vanormelingen, y W. Vyverman, «Nutrient removal from horticultural wastewater by benthic filamentous algae *Klebsormidium* sp., *Stigeoclonium* spp. and their communities: From laboratory flask to outdoor Algal Turf ...», *Water Research*, vol. 92, n.º January, pp. 61-68, 2016.
- [11] A. Ruiz-Martinez, N. Martín García, I. Romero, A. Seco, y J. Ferrer, «Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent», *Bioresource Technology*, vol. 126, n.º 0, pp. 247-253, dic. 2012.
- [12] W. Mulbry, S. Kondrad, C. Pizarro, y E. Kebede-Westhead, «Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: Algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers», *Bioresource Technology*, vol. 99, n.º 17, pp. 8137-8142, 2008.
- [13] Ministerio de la Presidencia. Gobierno de España, *Real Decreto 1620/2007*. BOE núm. 294, 2017, pp. 50639-50661.
- [14] T.-Y. Zhang, H.-Y. Hu, Y.-H. Wu, L.-L. Zhuang, X.-Q. Xu, X.-X. Wang, y G.-H. Dao, «Promising solutions to solve the bottlenecks in the large-scale cultivation of microalgae for biomass/bioenergy production», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 60, pp. 1602-1614, 2016.
- [15] C.-Y. Y. Chen, K.-L. L. Yeh, R. Aisyah, D.-J. J. Lee, y J.-S. S. Chang, «Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: a critical

- review.», *Bioresource technology*, vol. 102, n.º 1, pp. 71-81, ene. 2011.
- [16] 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.
- [17] W. H. Adey, E. T. Adey, y R. Bazaruto, «Basal screen for enhancing algal biomass growth». Google Patents, 2011.
- [18] 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.
- [19] W. H. Adey y K. Loveland, «CHAPTER 11 - Control of the Biochemical Environment: Filters, Bacteria, and the Algal Turf Scrubber BT - Dynamic Aquaria (Third Edition)», London: Academic Press, 2007, pp. 155-170.
- [20] W. H. Adey, E. T. Adey, y R. Bazaruto, «Basal screen for enhancing algal biomass growth». Google Patents, 2014.
- [21] W. H. Adey y K. Loveland, *Dynamic Aquaria*. Elsevier, 2007.
- [22] W. H. Adey y K. Loveland, «CHAPTER 25 - Large Scale: Water Quality Management with Solar Energy Capture BT - Dynamic Aquaria (Third Edition)», London: Academic Press, 2007, pp. 465-489.
- [23] K.-Y. Show, «Chapter 5 – Algal Biomass Harvesting», en *Biofuels from Algae*, 2014, pp. 85-110.
- [24] C. Pizarro, E. Kebede-Westhead, y W. W. Mulbry, «Nitrogen and phosphorus removal rates using small algal turfs grown with dairy manure», *Journal of Applied Phycology*, vol. 14, n.º 6, pp. 469-473, 2002.
- [25] 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.
- [26] 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.
- [27] E. W. Becker, «Micro-algae as a source of protein», *Biotechnology Advances*, vol. 25, n.º 2, pp. 207-210, 2007.
- [28] P. J. L. B. Williams y L. M. L. Laurens, «Microalgae as biodiesel & biomass feedstocks: Review & analysis of the biochemistry, energetics & economics», *Energy & Environmental Science*, vol. 3, n.º 5, p. 554, 2010.
- [29] S. M. Tibbetts, C. G. Whitney, M. J. MacPherson, S. Bhatti, A. H. Banskota, R. Stefanova, y P. J. McGinn, «Biochemical characterization of microalgal biomass from freshwater species isolated in Alberta, Canada for animal feed applications», *Algal Research*, vol. 11, pp. 435-447, 2015.
- [30] R. Wang, B. Peng, y K. Huang, «The research progress of CO₂ sequestration by algal bio-fertilizer in China», *The assessment of CO₂ utilization technology in China*, vol. 11, pp. 67-70, 2015.
- [31] A. Rana, M. Joshi, R. Prasanna, Y. S. Shivay, y L. Nain, «Biofortification of wheat through inoculation of plant growth promoting rhizobacteria and cyanobacteria», *European Journal of Soil Biology*, vol. 50, n.º 0, pp. 118-126, 2012.
- [32] K. Swarnalakshmi, D. W. Dhar, M. Senthilkumar, y P. K. Singh, «Comparative Performance of Cyanobacterial Strains on Soil Fertility and Plant Growth Parameters in

- Rice», *Vegetos- An International Journal of Plant Research*, vol. 26, n.º 2, p. 227, 2013.
- [33] K. Swarnalakshmi, R. Prasanna, A. Kumar, S. Pattnaik, K. Chakravarty, Y. S. Shivay, R. Singh, y A. K. Saxena, «Evaluating the influence of novel cyanobacterial biofilmed biofertilizers on soil fertility and plant nutrition in wheat», *European Journal of Soil Biology*, vol. 55, pp. 107-116, 2013.
- [34] Z. Xie, Y. Liu, C. Hu, L. Chen, y D. Li, «Relationships between the biomass of algal crusts in fields and their compressive strength», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 39, n.º 2, pp. 567-572, 2007.
- [35] Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics Division, «Trade/Crops and livestock products», *Trade/Crops and livestock products*, 2016. [En línea]. Disponible en: <http://faostat3.fao.org/browse/T/TP/E>.
- [36] A. Miola, B. Ciuffo, E. Giovine, y M. Marra, «Regulating Air Emissions from Ships - The State of the Art on Methodologies, Technologies and Policy Options», 2010.
- [37] J. Miñón, «Las algas en la alimentación animal: perspectivas», *foro agroganadero*, 2016. [En línea]. Disponible en: <http://foroagroganadero.com/news/new/IdNew/28/Option/3>. [Accedido: 09-jun-2016].
- [38] J. Liu, P. Vanormelingen, y W. Vyverman, «Fatty acid profiles of four filamentous green algae under varying culture conditions», *Bioresource technology*, vol. 200, pp. 1080-1084, 2016.
- [39] M. Solana, C. S. Rizza, y A. Bertucco, «Exploiting microalgae as a source of essential fatty acids by supercritical fluid extraction of lipids: Comparison between *Scenedesmus obliquus*, *Chlorella protothecoides* and *Nannochloropsis salina*», *Journal of Supercritical Fluids*, vol. 92, pp. 311-318, 2014.
- [40] S. R. Chae, E. J. Hwang, y H. S. Shin, «Single cell protein production of *Euglena gracilis* and carbon dioxide fixation in an innovative photo-bioreactor», *Bioresource Technology*, vol. 97, n.º 2, pp. 322-329, 2006.
- [41] M. Koller, A. Muhr, y G. Braunegg, «Microalgae as versatile cellular factories for valued products», *Algal Research*, vol. 6, n.º PA, pp. 52-63, 2014.
- [42] R. Pacheco, A. F. Ferreira, T. Pinto, B. P. Nobre, D. Loureiro, P. Moura, L. Gouveia, y C. M. Silva, «The production of pigments & hydrogen through a *Spirogyra* sp. biorefinery», *Energy Conversion and Management*, vol. 89, pp. 789-797, ene. 2015.
- [43] AOCS member, «Omega-3 fatty acids: \$13 billion global market». [En línea]. Disponible en: <http://www.aocs.org/Membership/informArticleDetail.cfm?ItemNumber=17629>. [Accedido: 20-jul-2016].
- [44] M. S. Chauton, K. I. Reitan, N. H. Norsker, R. Tveterås, y H. T. Kleivdal, «A techno-economic analysis of industrial production of marine microalgae as a source of EPA and DHA-rich raw material for aquafeed: Research challenges and possibilities», *Aquaculture*, vol. 436, pp. 95-103, 2015.
- [45] P. Spolaore, C. Joannis-Cassan, E. Duran, y A. Isambert, «Commercial applications of microalgae», *Journal of Bioscience and Bioengineering*, vol. 101, n.º 2, pp. 87-96, 2006.
- [46] M. A. Borowitzka, «Algal biotechnology products and processes - matching science and economics», *Journal of Applied Phycology*, vol. 4, n.º 3, pp. 267-279, 1992.
- [47] M. Ras, J. P. Steyer, y O. Bernard, «Temperature effect on microalgae: A crucial factor for outdoor production», *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 12, n.º 2, pp. 153-164, 2013.
- [48] T. Tang y Z. Hu, «A comparison of algal productivity and nutrient removal capacity

- between algal CSTR and algal MBR at the same light level under practical and optimal conditions», *Ecological Engineering*, vol. 93, pp. 66-72, 2016.
- [49] P. J. Schnurr y D. G. Allen, «Factors affecting algae biofilm growth and lipid production: A review», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 52, pp. 418-429, 2015.
- [50] N. D. Orfield, G. A. Keoleian, y N. G. Love, «A GIS based national assessment of algal bio-oil production potential through flue gas and wastewater co-utilization», *Biomass and Bioenergy*, vol. 63, pp. 76-85, 2014.
- [51] B. J. Boruff, N. R. Moheimani, y M. A. Borowitzka, «Identifying locations for large-scale microalgae cultivation in Western Australia: A GIS approach», *Applied Energy*, vol. 149, pp. 379-391, ene. 2015.
- [52] J. C. Quinn, K. Catton, N. Wagner, y T. H. Bradley, «Current Large-Scale US Biofuel Potential from Microalgae Cultivated in Photobioreactors», *BioEnergy Research*, vol. 5, n.º 1, pp. 49-60, mar. 2012.
- [53] Q. Zhang, J. Ma, G. Qiu, L. Li, S. Geng, E. Hasi, C. Li, G. Wang, y X. Li, «Potential energy production from algae on marginal land in China», *Special Issue: Innovative Researches on Algal Biomass*, vol. 109, n.º 0, pp. 252-260, 2012.
- [54] Subdirección General de Análisis. Prospectiva y Coordinación. Subsecretaría. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España, «Población y Sociedad Rural». Análisis y Prospectiva», *AgroInfo 12*, feb-2009.
- [55] Junta de Castilla y León, «Programa de Desarrollo Rural de Castilla y León 2014-2020», 2015. [En línea]. Disponible en: [http://www.jcyl.es/web/jcyl/binarios/978/876/PDR Castilla y León V 2.2.pdf?blobheader=application/pdf;charset=UTF-8&blobnocache=true](http://www.jcyl.es/web/jcyl/binarios/978/876/PDR_Castilla_y_León_V_2.2.pdf?blobheader=application/pdf;charset=UTF-8&blobnocache=true). [Accedido: 02-abr-2016].
- [56] Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, «Visor | Atlas Agroclimático». [En línea]. Disponible en: <http://www.atlas.itacyl.es/visor>. [Accedido: 01-jul-2016].
- [57] Instituto Nacional Estadística, «Población del Padrón Continuo por Unidad Poblacional a 1 de enero». [En línea]. Disponible en: <http://www.ine.es/nomen2/ficheros.do>. [Accedido: 20-abr-2016].
- [58] Confederación Hidrográfica del Río Duero, «Censo de vertidos autorizados Duero». [En línea]. Disponible en: <http://www.chduero.es/Inicio/Gesti%C3%B3ndelaCuenca/Vertidosydepuraci%C3%B3n/Censodevertidosautorizados/tabid/609/Default.aspx>. [Accedido: 20-abr-2016].
- [59] Confederación Hidrográfica del Ebro, «Censo de vertidos Río Ebro». [En línea]. Disponible en: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=12105&idMenu=2211>. [Accedido: 20-abr-2016].
- [60] Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, «InfoRiego». [En línea]. Disponible en: http://www.inforiego.org/opencms/opencms/info_meteo/index.html. [Accedido: 01-abr-2016].
- [61] C. J. Willmott y S. M. Robeson, «Climatologically aided interpolation (CAI) of terrestrial air temperature», *International Journal of Climatology*, vol. 15, n.º 2, pp. 221-229, feb. 1995.
- [62] ITACYL, «Servidor FTP de informacion geografica». [En línea]. Disponible en: <http://ftp.itacyl.es/cartografia/>. [Accedido: 08-abr-2016].
- [63] M. Nagao, K. Matsui, y M. Uemura, «Klebsormidium flaccidum, a charophycean green alga, exhibits cold acclimation that is closely associated with compatible solute accumulation and ultrastructural changes.», *Plant, cell & environment*, vol. 31, n.º 6, pp.

- 872-85, jun. 2008.
- [64] «ISO 12966-2:2011 - Animal and vegetable fats and oils -- Gas chromatography of fatty acid methyl esters -- Part 2: Preparation of methyl esters of fatty acids». [En línea]. Disponible en: http://www.iso.org/iso/home/store/catalogue_ics/catalogue_detail_ics.htm?csnumber=43172.
- [65] 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.
- [66] Junta de Castilla y León, «Encuesta de precios de la tierra». [En línea]. Disponible en: http://www.agriculturaganaderia.jcyl.es/web/jcyl/AgriculturaGanaderia/es/Plantilla100/1284227668808/_/_/. [Accedido: 26-jul-2016].
- [67] Ministerio de Fomento. Gobierno de España, «Estadísticas de precios de suelo urbano». [En línea]. Disponible en: <http://www.fomento.gob.es/BE2/?nivel=2&orden=36000000>. [Accedido: 05-jul-2016].
- [68] A. Taberero, E. M. Martín del Valle, y M. A. Galán, «Evaluating the industrial potential of biodiesel from a microalgae heterotrophic culture: Scale-up and economics», *Biochemical Engineering Journal*, vol. 63, pp. 104-115, 2012.
- [69] T. Sakai, A. Kawashima, y T. Koshikawa, «Economic assessment of batch biodiesel production processes using homogeneous and heterogeneous alkali catalysts», *Bioresource Technology*, vol. 100, n.º 13, pp. 3268-3276, 2009.
- [70] E. Molina Grima, E. H. Belarbi, F. G. Ación 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.
- [71] Dirección General de Tráfico, «30 céntimos: precio medio del kilometraje en España», 2014. [En línea]. Disponible en: <http://revista.dgt.es/es/noticias/2014/12DICIEMBRE/1201Precio-medio-del-kilometraje.shtml#.V6w9nJiLRhE>. [Accedido: 15-jun-2016].
- [72] A. F. T. SL, «Cierres Económicos, SOJA y Proteína al 14/7/2016». [En línea]. Disponible en: <http://www.lonja.com/pub/datos/cotizacion/precios/soja/datosoja.pdf>. [Accedido: 15-jul-2016].
- [73] A. E. de A. de A. y S. (AEAS), «Tarifas 2010 Precio de los servicios de abastecimiento y saneamiento en España Estudio de Tarifas 2010», 2011.
- [74] A. Reynaud, «Assessing the impact of full cost recovery of water services on European households», *Water Resources and Economics*, vol. 14, pp. 65-78, 2016.
- [75] W. Mulbry, P. Kangas, y S. Kondrad, «Toward scrubbing the bay: Nutrient removal using small algal turf scrubbers on Chesapeake Bay tributaries», *Ecological Engineering*, vol. 36, n.º 4, pp. 536-541, 2010.
- [76] W. Mulbry, J. Reeves, Y. Liu, Z. Ruan, y W. Liao, «Near- and mid-infrared spectroscopic determination of algal composition», *Journal of Applied Phycology*, vol. 24, n.º 5, pp. 1261-1267, 2012.
- [77] T. C. Adarme-Vega, D. K. Y. Lim, M. Timmins, F. Vernen, Y. Li, y P. M. Schenk, «Microalgal biofactories: a promising approach towards sustainable omega-3 fatty acid production.», *Microbial cell factories*, vol. 11, n.º 1, p. 96, ene. 2012.
- [78] A. M. Illman, A. H. Scragg, y S. W. Shales, «Increase in Chlorella strains calorific values when grown in low nitrogen medium», *Enzyme and microbial technology*, vol. 27, n.º 8, pp. 631-635, ene. 2000.

- [79] A. El-Moneim, M. R. Afify, E. A. Shalaby, y S. M. M. Shanab, «Enhancement of biodiesel production from different species of algae», *Grasas y Aceites*, vol. 61, n.º 4, pp. 416-422, 2010.
- [80] A. H. Scragg, A. M. Illman, A. Carden, y S. W. Shales, «Growth of microalgae with increased calorific values in a tubular bioreactor», *Biomass and Bioenergy*, vol. 23, n.º 1, pp. 67-73, 2002.
- [81] B. Cheirsilp y S. Torpee, «Enhanced growth and lipid production of microalgae under mixotrophic culture condition: Effect of light intensity, glucose concentration and fed-batch cultivation», *Bioresource Technology*, vol. 110, n.º 0, pp. 510-516, abr. 2012.
- [82] A. P. Abreu, B. Fernandes, A. A. Vicente, J. Teixeira, y G. Dragone, «Mixotrophic cultivation of *Chlorella vulgaris* using industrial dairy waste as organic carbon source», *Bioresource technology*, vol. 118, pp. 61-66, 2012.
- [83] J.-M. Girard, M.-L. Roy, M. Ben Hafsa, J. Gagnon, N. Fauchoux, M. Heitz, R. Tremblay, y J.-S. Deschênes, «Mixotrophic cultivation of green microalgae *Scenedesmus obliquus* on cheese whey permeate for biodiesel production», *Algal Research*, vol. 5, pp. 241-248, 2014.
- [84] IndexMundi, «Soybeans Futures End of Day Settlement Price». [En línea]. Disponible en: <http://www.indexmundi.com/commodities/?commodity=soybeans&months=120>. [Accedido: 20-jul-2016].
- [85] G. Panis y J. R. Carreon, «Commercial astaxanthin production derived by green alga *Haematococcus pluvialis*: A microalgae process model and a techno-economic assessment all through production line», *Algal Research*, vol. 18, pp. 175-190, 2016.
- [86] «Cambio de moneda en España | Global Exchange - Servicios de cambio de moneda». [En línea]. Disponible en: <http://www.globalexchange.es/cambio-moneda>. [Accedido: 04-ago-2016].
- [87] «Fatty Acid Market Size, Price | Industry Report, 2023». [En línea]. Disponible en: <https://www.gminsights.com/industry-analysis/fatty-acids-market>. [Accedido: 26-jul-2016].

4.1. CONCLUSIONES GENERALES

4.2. FINAL CONCLUSIONS

The following conclusions are linked to the general objectives presented.

1. Design and validation of a native microalgae cultivation system.
 - 1.1. Have been extracted 6 species of microalgae in the soil environment, the nutritional composition of the inoculation medium has changed to thus expand the spectrum of extraction. They have been isolated through microscope and identified through the pigments profile obtained with mass spectrometry and analysis of rDNA.
 - 1.2. It has been demonstrated that photovoltaic energy is an applicable energy resource to the supply electricity to the algae biomass production system, presenting an autonomy operation.
 - 1.3. It has been demonstrated that control system based on temporal strategies subject to the availability of electricity in batteries has been sufficient to maintain cultivation conditions: gas injection, recirculation and monitoring. The integration of the photovoltaic system to the production process has been satisfactory.
 - 1.4. It has been demonstrated that the electro-flocculation is more versatile process and lower cost for the treatment of digestate against the use of chemical solutions as ferric chloride, where the elapsed time after treatment is a fundamental factor for reducing the cost of treatment.
 - 1.5. It has been demonstrated that microalgae isolated from soils and cultured with digestate have achieved similar productivity to those obtained in other scientific references. It has been demonstrated that not all species of microalgae can grow in liquid media, in fact a solid medium is required on which algae can adhere and grown. This determines the management of residual effluent.
2. Evaluate the conversion of agribusiness waste into fertilizer amendments
 - 2.1. It has been analyzed that anaerobic digestion is a previous process of agro-industrial waste to obtain residual nutrients suitable for the cultivation of microalgae. Even the seasonality of the agro-industry has made design a grape stalk silage process to satisfy the meet of this substrate in the process of anaerobic digestion.
 - 2.2. It has been seen that production digestate is greater than the incorporation of this cultivation of microalgae, hence providing this digestate as a fertilizer amendment, along with the silage from stems not processed in biogas production. This silo of stalk nutrient content has been considered as a semi-

- compost, to have been decomposed its structure in the anaerobic process of silage.
- 2.3. It has been shown how the wine industry has a large annual spending on electricity and heat from fossil, in addition of high water consumption. With the incorporation of the prototype, the total demand energy in heat and electricity is not fully covered; only 36% and 3% respectively, nor the entirety wastewater; only 4%, but the cost that affects the profitability of integrating this prototype in the agroindustry has been avoided: a 13,11% IRR and a NPV of 214.792 €
 - 2.4. It has been demonstrated that the cost of the three amendments obtained: biomass of algae, digestate and s chipped silo, present for the first two costs by nitrogen fertilizer unit much greater than mineral fertilizer or manure as an organic amendment. Even so, with a sensitivity analysis, it has been demonstrated that it is a matter of scale, i.e. by increasing the productivity of microalgae or the scale of the digestion module competitive prices are reached.
 - 2.5. It has been justified that referred participatory business model between the agroindustry and agriculture allows to finance investment and the costs of prototype operation, intervening the agroindustry with avoided costs and agriculture with agricultural subsidies of the surface which is contemplated as fertilizer amendments. For both actors presenting higher profits in contrasts to previous situation.
3. Test of electro-flocculation as a system for algae biomass collection
 - 3.1. It has been demonstrated that the mixture of inert in the culture medium increases the electrical conductivity, thereby improving the process of electro-flocculation to get almost 100% of biomass recovery. In the case of quicklime use as inert, the turbidity of the resulting liquid medium was higher than the initial.
 - 3.2. Total cost of each treatment was conditioned by the value of the mixed inert, since the cost associated with electrical consumption was lower than the treatment without inert.
 - 3.3. Technical feasibility of electro-flocculation with photovoltaics energy has been demonstrated, sizing the system power with an assumable number of installed photovoltaic panels.
 - 3.4. It has been demonstrated that obtained biomass with the use of photovoltaic energy has lower cost considering a connected to energy network alternative.
 4. Evaluate the potential productivity Castilla y León (Spain) region to turn sewage into algal biomass for livestock

- 4.1. It has been demonstrated how can be extract filamentous algae from a water stream by placing a rough solid surface, on which algae biomass adheres and grows, generating this tissue a vector of inoculum.
- 4.2. It has been designed a system based on the *Algal Turf Scrubber*, that allows the growth of filamentous algae, manage continuously effluent waste, reducing biomass harvesting cost and energy consumption in the crop.
- 4.3. It has been obtained a significant correlation between the accumulated thermal integral and the biomass production by surface, being $0,23581 \text{ g}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$.
- 4.4. It has been obtained an algae biomass from of management/purification of wastewater effluents, with interesting values to obtain compounds of value added for the livestock feed market: with protein content of 34,61% and 8% lipid, being a 1,06% fatty acids omega 3 and 0,50% omega 6.
- 4.5. A procedure has been developed to estimate the potential productive of biomass. Taking the relationship obtained between productivity, thermal integral, and daily average temperature through a barometric model interpolation and the discharge of waste water from the rural communities of Castilla y León (Spain) region, it has been estimated the potential productivity of algae biomass in 6.109 tons by year.
- 4.6. It has been established the location of the receiving and processing biomass industry, attending to the implementation of the purification system with algae in different ranges according to the potential production in each core and close to foremost road networks.
- 4.7. It has been demonstrated that the profitability of a managing and transforming industry is obtained from the range of 0-25 inhabitants per core, which is defined as the profitability threshold.
- 4.8. It has been justified that within the definition of participatory model between the industry and the administration of rural villages, the most realistic and beneficial for both parties, is that the Administration assumes initial investment of primary treatment system, paying to industry to administration for the harvested biomass. This biomass price is defined as compensation to the administration by the amortization of the purification installation, the maintenance and cannons of poured associated. Also, the industry assumes the investment of the biomass transformation process and associated operation expenses.

As cross conclusions to the doctoral thesis, they would be:

5. It has been demonstrated that it is feasible to convert agricultural subsidy of the CAP into an investment payment and management in participatory infrastructure between various parties such as agriculture and agroindustry. Obtaining more profitability for the agriculture, receiving directly the subsidy payment for agriculture. The same model of conversion of agricultural subsidy from chapter IV, could be pose where is the livestock who replaced the agricultural subsidy of PAC for investment and management of biomass algal production systems as management of effluent waste together with agroindustry or nuclei of population.
6. It has been reflected on the incentives that involved agents must receive to develop this participatory models based on the circular economy, in particular in the agricultural and livestock sector and waste management. To do this, it is necessary to trigger in next CAP fiscal policies to make sectors partnering together: agriculture, livestock, agroindustry and population centers. Being the last two, which is must receive incentives tax to take the initiative facing the sector primary. Both, agriculture and cattle, conceived the CAP subsidy as a payment to production, not as an aid to improving the productive and competitive structure of their holdings. I.e., this budget should be directed more towards rural development and in this manner, improve the productive structure
7. Is has demonstrated as the initiative between two sectors, agricultural and agroindustry can trigger independently of the public administrations and political systems that improve the productivity of both sectors and that involved actively to environmental improves.

As main future works are proposed:

- 1) To evaluate the participatory model addressed of the chapter IV, but between rural nuclei and cattle feed industry, i.e. decreasing the process technification, but covering the marketing directly with cattle farmers after having formulated, bagging and sold them different feed. The development takes relevance in participation between sectors based in circular economy, since should be considered processes that have little cost and revert with great added value. To this achieve this it is necessary to:
 - a) Analysis of algal biomass incorporation in cattle feed for different animals: birds, pigs, cattle and sheep.
 - b) Evaluate the presence of pathogenic and other substances regulated in the final product, after the transformation process of algal biomass into cattle feed.
 - c) Calculate the financial structure of the new participatory model and its profitability.

- d) Analyze the participatory model between urban and livestock, getting the first of them, effluents management; and the seconds, cattle feed protein.
- 1) Evaluate the effect of algal biomass incorporated to the soil and crops, by analyzing the incorporation and the final effect on these. In recent years, the trend is towards certified fertilizers for organic farming, so the interest in developing this line since it was not possible to address it in this doctoral thesis. To this goal it is necessary to:
 - a) Analyze the effect in crops yield and biology of soils, charting differences concerning to minerals fertilizers or others organic amendments.
 - b) Define a process of concentrated algae biomass incorporation, in the seeds through the coating prior to seeding or into soils through biomass granules. Analyzing the cost compared to mineral fertilization and other associated.
 - c) Define a process of biomass incorporation: coating and granulated, estimating the process performance and associated costs, in order quantify profitability for different crops.
 - d) Design, build and validate the defined process of incorporation of biomass.
 - 1) Plotting local methodologies for evaluation of soil and livestock systems such as carbon sink, agricultural subsidies to environmental conversion system. The trend of the World Trade Organization countries is to transform agricultural subsidies to environmental, for which methodologies are needed to check environmental indicators. For this reason, it has to be considered to:
 - a) Analyze the carbon evolution, by mapping methodologies based on apparent electrical conductivity and infrared pictures, to quantify carbon sinks in small spatial resolutions.
 - b) Develop and validate at farms level, methodologies for environmental indicators certification: water footprint, carbon footprint and social-rural component.
 - c) Trace patterns for conversion of agricultural policy into environmental policy, where the profitability of cattle farms and their agricultural incomes improve, with the collateral environment benefit, in commitment of the sector for greenhouse gases reduction and climate change mitigation.

4.3. CONCLUSIONES FINALES

Las siguientes conclusiones están ligadas a los objetivos generales presentados.

1. Diseñar y validar un sistema de cultivo de microalgas autóctonas.
 - 1.1. Se han extraído 6 especies de microalgas del medio edáfico, variando la composición nutritiva del medio de pre-incubación para con ello ampliar el espectro de extracción. Se han realizado una primera identificación

morfológica de las mismas a través de microscopio óptico; posteriormente se las ha identificado a través del perfil de pigmentos obtenido con cromatografía líquida y detector de espectrometría de masas y mediante su secuenciación genómica.

- 1.2. Se ha demostrado que la energía fotovoltaica es un recurso eléctrico aplicable para el suministro eléctrico de instalaciones de producción de biomasa de algas, presentando una autonomía en el funcionamiento.
 - 1.3. Se ha demostrado que el sistema de control basado en estrategias temporales condicionadas a la disponibilidad de carga eléctrica en las baterías ha sido suficiente para mantener unas condiciones de cultivo: inyección de gases, recirculación, y monitorización suficientes. La integración del sistema del control con el proceso de producción fotovoltaica ha sido satisfactoria.
 - 1.4. Se ha demostrado que la electrofloculación para el tratamiento de digestato frente al empleo de soluciones químicas como el cloruro férrico como un proceso más versátil y de menor coste, donde el tiempo transcurrido después del tratamiento es un factor que se ha demostrado fundamental para reducir el coste del tratamiento.
 - 1.5. Se ha demostrado que las microalgas aisladas de los suelos y cultivadas con digestato han logrado productividades similares a las obtenidas en otras referencias de trabajos científicos. Se ha demostrado que no todas las especies de microalgas pueden crecer en condiciones de medio líquido, si no que precisan para crecer de un soporte sólido la cual adherirse, lo que condiciona la forma de gestión del efluente residual.
2. Evaluar la conversión de los residuos de una agroindustria en enmiendas fertilizantes
 - 2.1. Se ha concluido que la digestión anaerobia es un proceso previo de tratamiento de los residuos agroindustriales adecuado para la obtención de nutrientes residuales para el cultivo de microalgas. Aun así la estacionalidad de la agroindustria ha hecho diseñar un proceso de ensilado de raspón de uva para satisfacer la alimentación de este sustrato en el proceso de digestión anaerobia.
 - 2.2. Se ha obtenido que la producción de digestato es mayor que las necesidades de incorporación de éste en el cultivo de microalgas, permitiendo su utilización como enmienda fertilizante, junto con el ensilado de raspón no procesado en la producción de biogás. Este silo de raspón por su contenido en nutrientes ha sido considerado como un semi-compost, al haberse descompuesto su estructura en el proceso anaerobio del ensilado.

- 2.3. Se ha visto cómo la agroindustria vitivinícola tiene un elevado gasto anual en energía eléctrica y combustible fósil, además de presentar un elevado consumo de agua. Con la incorporación del prototipo no se ha cubierto el total de la demanda energética en calor y electricidad; solo un 36% y un 3% respectivamente, ni tampoco se ha gestionado la totalidad del agua residual; solo un 4%, pero aun así se ha evitado el coste que repercute en la rentabilidad para la agroindustria de integrar este prototipo: un TIR del 13,11% y un VAN 214.792 €.
 - 2.4. Se ha demostrado que el coste de las tres enmiendas obtenidas: biomasa de algas, digestato y silo de raspón, presentan en el caso de las dos primeras costes por unidad fertilizante de nitrógeno mucho mayores que el fertilizante mineral o un estiércol como enmienda orgánica. Aun así, con un análisis de sensibilidad se ha demostrado que es una cuestión de escala, que incrementando la productividad de las microalgas y/o la escala del módulo de digestión se consiguen unos precios de venta competitivos.
 - 2.5. Se ha justificado que el modelo de negocio participativo contemplado entre la agroindustria y la agricultura permite financiar la inversión y los costes de funcionamiento del prototipo, interviniendo la agroindustria con los costes evitados y la agricultura con el subsidio agrario de la superficie que contemplaría la fertilización con las enmiendas fertilizantes producidas. Todo ello constituye para ambos actores una rentabilidad mayor respecto a la situación previa.
3. Ensayar la electrofloculación como sistema para la recolección de biomasa de algas
 - 3.1. Se ha demostrado que con la mezcla de inertes en el medio de cultivo se consigue incrementar la conductividad eléctrica, mejorando así el proceso de electrofloculación al conseguir rendimientos de recuperación de biomasa cercanos al 100%. En el caso del empleo de la cal viva como inerte, la turbidez del medio líquido resultante fue mayor de la inicial.
 - 3.2. El coste total de cada tratamiento fue condicionado por el valor del inerte mezclado ya que el coste asociado al consumo eléctrico fue menor que el tratamiento sin inerte.
 - 3.3. Se mostró la viabilidad técnica de realizar la electrofloculación con energía fotovoltaica, dimensionándose una potencia instalada asumible en cuanto a número de placas fotovoltaicas.
 - 3.4. Se mostró que la biomasa obtenida con el empleo de energía fotovoltaica, obtuvo menor coste que si estuviese conectado a red.

4. Evaluar el potencial productivo de la región española de Castilla y León para transformar las aguas residuales en biomasa algal para ganadería
 - 4.1. Se ha demostrado como se pueden extraer las algas filamentosas de una corriente de agua por medio de la colocación de una superficie sólida rugosa, sobre la cual pasados unos días se adhieren las algas y crecen, generando este tejido un vector de transferencia de inóculo.
 - 4.2. Se ha diseñado un sistema basado en el *Algal Turf Scrubber* que permite el crecimiento de las algas filamentosas, gestionar de forma continua los efluentes residuales, reducir el coste de recolección de esta biomasa y de consumo energético en el cultivo.
 - 4.3. Se ha obtenido una correlación significativa entre la integral térmica acumulada y la producción de biomasa obtenida por superficie, siendo de $0,23581 \text{ g } ^\circ\text{C}^{-1} \cdot \text{día}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$.
 - 4.4. Se ha obtenido una biomasa de algas proveniente de la gestión/depuración de efluentes residuales, con valores interesantes para la obtención de compuestos de valor añadido para el mercado de alimentación ganadera: un contenido en proteína del 34,61% y del 8% en lípidos, siendo de los cuales un 1,06% ácidos grasos omega-3 y un 0,50% omega-6.
 - 4.5. Se ha desarrollado un procedimiento para estimar el potencial productivo de biomasa algal. Tomando la relación obtenida entre la productividad y la integral térmica, y la interpolación de la temperatura media diaria a través de un modelo barométrico y el vertido de aguas residuales de los núcleos rurales de Castilla y León, se ha estimado un potencial productivo de biomasa de algas de 6.109 toneladas anuales.
 - 4.6. Se ha establecido la ubicación de la industria receptora y transformadora de esta biomasa, atendiendo a la implantación del sistema de depuración con algas en diferentes rangos con respecto a la producción potencial en cada núcleo y la cercanía a redes de carreteras principales.
 - 4.7. Se ha visto como la rentabilidad de la industria gestora y transformadora se consigue a partir del rango de 0-25 habitantes por núcleo, lo que se define como umbral de rentabilidad.
 - 4.8. Se ha justificado que dentro de la definición de modelo participativo entre la industria y la administración de los núcleos rurales, el más realista y beneficioso para ambas partes, es que la administración asuma la inversión inicial del sistema primario de tratamiento, pagando la industria a la administración por la biomasa recolectada. Este precio de la biomasa se define como compensación a la administración por la amortización de la

instalación depuradora, el mantenimiento y cánones de vertidos asociados. Además la industria asume la inversión del propio proceso de transformación de la biomasa y los gastos de operación asociados.

Como conclusiones transversales a la Tesis Doctoral, serían:

5. Se ha demostrado que es factible convertir el subsidio agrario de la PAC a un pago que intervenga en la inversión y gestión de infraestructuras participativas entre varios actores como la agricultura y la agroindustria. Se obtiene con ello una rentabilidad mayor para la agricultura que al recibir directamente el pago del subsidio agrícola. Cabría plantear este mismo modelo de conversión del subsidio agrícola en el proceso del Capítulo 4, donde sea la ganadería quien sustituyese el subsidio agrícola de la PAC para intervenir en la inversión y gestión de sistemas de producción de biomasa algal como gestión de efluentes residuales junto con agroindustrias o núcleos de población.
6. Se ha reflexionado sobre los incentivos que deben recibir los agentes involucrados para desarrollar este tipo de modelos participativos basados en la economía circular, en concreto en el sector agroganadero y de gestión de residuos. Para ello es preciso desencadenar en próximos marcos de la PAC medidas fiscales que hagan aliarse a los sectores: agricultura, ganadería, agroindustria, núcleos de población, siendo estos dos últimos a los que se les dote de incentivos fiscales para que tomen la iniciativa frente al sector primario, ya que tanto en agricultura como en ganadería conciben el subsidio de la PAC como un pago a la producción, no como una ayuda a la mejora de la estructura productiva y competitiva de sus explotaciones. Es decir este presupuesto debe orientarse más hacia desarrollo rural y con ello a mejorar en la estructura productiva.
7. Se ha demostrado cómo la sinergia entre dos sectores, como el agrícola y el agroindustrial puede desencadenar, de forma independiente a la actuación de las Administraciones y a las políticas agrarias, sistemas que mejoren la productividad de ambos sectores y que intervengan activamente en la mejora ambiental.

Como principales líneas futuras de trabajo se plantean:

- 1) Evaluar el modelo participativo abordado del Capítulo 4, para un marco de participación entre los núcleos rurales y una industria de fabricación de piensos de ganado, es decir disminuyendo la tecnificación del proceso, abarcando la comercialización directa con los ganaderos tras haber formulado, ensacado y comercializado los diferentes piensos. El desarrollo de esta línea toma relevancia

en la apuesta por el modelo participativo entre sectores basado en la economía circular, ya que conviene tener en cuenta procesos que tengan poco coste y reviertan con gran valor añadido. Para ello se precisarán:

- a) Realizar análisis de incorporación de biomasa algal en los piensos para los diferentes animales: aves, porcino, vacuno y ovino.
 - b) Evaluar la presencia de patógenos y otras sustancias reguladas en el producto final, tras el proceso de transformación de biomasa algal a pienso.
 - c) Calcular la estructura financiera del nuevo modelo participativo y obtener su rentabilidad.
 - d) Analizar el modelo participativo entre los núcleos urbanos y la ganadería, obteniendo los primeros la gestión de los efluentes y los segundos la proteína para alimentación.
- 2) Evaluar el efecto de la biomasa de algas incorporado al suelo y a los cultivos, analizando su forma de incorporación y el efecto final sobre éstos. En los últimos años, la tendencia es hacia la obtención de fertilizantes certificados para agricultura ecológica, especialmente líquidos, de ahí el interés en desarrollar esta línea ya que no ha sido posible abordarla en esta Tesis Doctoral. Para ello se precisarán:
- a) Analizar el efecto en el rendimiento de los cultivos y sobre la biología de los suelos, trazando las diferencias respecto a los fertilizantes minerales o el resto de enmiendas orgánicas
 - b) Definir un proceso de incorporación de la biomasa de algas concentrada, bien en las semillas a través del recubrimiento previo a la siembra o en los suelos a través de granulados de esta biomasa. Analizando los equipos de distribución asociados y el coste de la labor en comparación con los costes de la fertilización mineral.
 - c) Definir un proceso de incorporación de la biomasa: recubrimiento y granulado, estimando el rendimiento del proceso y los costes asociados a este proceso, a fin de cuantificar la rentabilidad de estos procesos para diferentes cultivos.
 - d) Diseñar, construir y validar el proceso industrial de incorporación de biomasa.
- 3) Trazar metodologías locales de evaluación del suelo y los sistemas agroganaderos como sumidero de carbono, como sistema de conversión de subsidios agrícolas a ambientales. La tendencia de los países que pertenecen a la Organización Mundial de Comercio es transformar los subsidios agrícolas a ambientales, para lo cual se precisan de metodologías que verifiquen los indicadores ambientales. Por ello se piensa en:

- a) Analizar en suelo la evolución del carbono, trazando metodologías basadas en mapeos de conductividad eléctrica aparente y de infrarrojos, para cuantificar a pequeña resolución los sumideros de carbono.
- b) Desarrollar y validar a nivel de explotación, metodologías para la certificación de indicadores ambientales: huella hídrica, huella de carbono y componente social-rural.
- c) Trazar unas pautas de conversión de la política agrícola a la política ambiental, donde la rentabilidad de las explotaciones agroganaderas y su renta agraria se vea mejorada, con el beneficio colateral del medio ambiente, en compromiso del sector por la reducción de gases de efecto invernadero y por la mitigación del cambio climático.