



# **APROVECHAMIENTO INTEGRAL DE LIXIVIADOS**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y TEXTIL**

**UNIVERSIDAD DE SALAMANCA**

**CARLOS ALBERTO ROMERO BATALLÁN**

**SALAMANCA, 2010**





UNIVERSIDAD  
DE SALAMANCA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA  
QUÍMICA Y TEXTIL

Plaza de los Caídos, nº 1-5 37008 – Salamanca (Spain)  
Tel : (34) 923294479 Fax : (34) 923294514 ó 923294574  
Web: [www.usal.es/~ingquimica](http://www.usal.es/~ingquimica) · e-mail: [dpto.iqyt@usal.es](mailto:dpto.iqyt@usal.es)

**D. PEDRO RAMOS CASTELLANOS**, Profesor Titular de Ingeniería Química de la Universidad de Salamanca,

**D. JUAN IGNACIO REGUERA USEROS**, Profesor Titular de Microbiología de la Universidad de Burgos, y

**DÑA. MARÍA DEL CARMEN MÁRQUEZ MORENO**, Profesora Titular de Ingeniería Química de la Universidad de Salamanca

**INFORMAN** que la memoria titulada “Aprovechamiento integral de lixiviados” que para optar al Grado de Doctor en Ingeniería Química presenta **D. CARLOS ROMERO BATALLÁN**, ha sido realizada bajo su dirección en el Departamento de Ingeniería Química y Textil de la Universidad de Salamanca.

Considerando que constituye Trabajo de Tesis, **AUTORIZAN** su presentación ante la Comisión de Tercer Ciclo de la Universidad de Salamanca.

Y para que así conste, firman el presente informe en Salamanca a 5 de Mayo de 2010.

Fdo. Pedro Ramos Castellanos Fdo. Juan Ignacio Reguera Useros Fdo. M<sup>a</sup> Carmen Márquez Moreno





<< Huid de albergar en vuestra alma la envidia y la soberbia >>

(D. Miguel de Unamuno)



¶ mi familia, amigos y colaboradores



## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco a Dios por iluminarme y darme fuerzas para realizar las transformaciones necesarias en los elementos y compuestos que El creó, tratando de devolverle a la Naturaleza los productos sobrantes, que en el caso que nos ocupa, los denominados: “LIXIVIADOS” son considerados hasta el momento, líquidos altamente contaminantes. A D. Fernando Arcos, que de manera magistral, incrementó en mí con su dirección espiritual, la confianza y perseverancia en el Señor.

Con cariño especial, a los Doctores D. Pedro Ramos Castellanos; D. Juan Ignacio Reguera Useros y a D<sup>ña</sup>. María del Carmen Márquez Moreno, por su paciencia y consejos en la dirección de esta tesis; que me llena de orgullo y satisfacción al acceder en mi carrera universitaria, a la máxima graduación: la de Doctor.

A mi familia, en especial a mi mujer Helena, mis hijas: Elena Maria; Maria Lara y Patricia Maria por haberme dado tanto. A mis yernos Guillermo, Oscar y José María y como no, a mi nieto: Francisco Pedro; a mis nietas: Carlota; Daniela, Martina Patricia Lourdes y Adriana Carolina a los que tanto quiero y me colman de felicidad en esta, última etapa de mi vida. De manera muy profunda a mi nieto Carlos que tengo en el Cielo y que con su presencia ante el Señor, vela permanentemente por toda la familia. Y como si fuera de la familia a Felipe González de Canales, por su ayuda en los momentos de desaliento.

Mención especial, a mi amigo Plácido González Guzmán que tuvo la paciencia de aguantar las explicaciones sobre mis inquietudes medioambientales y que de manera incondicional me apoyo y alentó para que el día de hoy, sean realidad alguna de ellas contenidas en esta Tesis

A Pedro y Fernando Ballvé Lantero, alumnos míos que lo fueron y hoy amigos del alma. Fernando, ya disfrutando de la presencia del Señor.

A mis compañeros de investigación. Mercedes Arguello González, Cristina Montejo Méndez y Marta Pérez Barrera, así como a Rosario, Elisa, Rafael y Manuel por haberme ayudado y transmitido tanta fuerza y juventud. Y en un apartado especial, agradeciéndoles su colaboración, a Diego Camilo Mancipe Jiménez y Felipe Cea García.

A mi colaborador y persona de confianza Eduardo Ruiz Rodríguez y a las personas de mi equipo profesional: Marcos Gutiérrez González, José Manuel García Torres, María Esteban Sanz de Siria, Mercedes Argüello Gonzalez, Benito Alonso Trigo, Luis Gatóo Echarri, Daniel López Linares y Mari-Mar Ortiz. A aquellas Empresas a las que he dedicado tanto esfuerzo, para lograr que las verdades triunfen y que puedan seguir desarrollando lo que para mí fue siempre prioritario: Respetar la Naturaleza tratando de no violentarla, devolviendo a esta “Gran Obra” creada por El, lo que nos sobra.

No quiero dejar en el olvido de agradecimientos, a la Junta de Castilla y León, a la Consejería de Medio Ambiente en la persona de su Consejera Excma. Sra. Dña. María Jesús Ruiz Ruiz y en especial a mi amigo y Director General de Infraestructuras José Antonio Ruiz Díaz, por confiar en mí y haberme apoyado en todas las ideas que le transmití y que hoy algunas por fin ven la luz.

Tengo que hacer una mención especial de agradecimiento a mis matrimonios amigos, que me voy a permitir nombrarlos por la importancia que suponen en mi vida el haberlos encontrado y elegido: Mi amigo José Lainez Vallejo que ya no gozo de su presencia pero sí espiritualmente y a su mujer que lo fue Cristina; a: (los Alique) Ángel y Lola, (los Cortes) Valentín y Trini, (los Garcia) Luis y Julieta, (los Guillen) José Luis y Mercedes, (los Guzmán) Gonzalo e Isabel, (los Leal) Julio y Mari Ángeles, (los Ruiz) Ignacio y María José (los Yagüe) Juan y María José.

A todas las Empresas del Sector de Medio Ambiente que me han facilitado datos de importancia que se aportan en esta Tesis; en especial a Fernando Valledor de

Lozoya, Juan Espinosa de Gregorio, Aitor Jáuregui Picabea y Luis Sanz Jiménez amigos desde hace muchos años y que han seguido, desde la cercanía, mi trayectoria profesional.

Deseo, así mismo extender mi agradecimiento a todo el profesorado y personal del Departamento de Ingeniería Química y Textil de la Universidad de Salamanca de forma especial al Dr. D. Carlos Costa Pérez y a todo el personal del Departamento de Microbiología de la Universidad de Burgos por su valioso, desinteresado e incondicional apoyo.

Agradezco de forma muy especial, a D. Carlos García Izquierdo del Centro de Investigación CEBAS-CSIC de Murcia que con todo su equipo, ha colaborado científicamente en la parte agronómica de esta Tesis en lo que hace referencia al potencial germinativo de los lixiviados.

Y por último, a mis seres queridos, que ya no están; en especial a Carmen y Ciriaco, mis padres, a los que quiero y recuerdo en mis oraciones y que les hubiera gustado estar presentes en la lectura de la Tesis Doctoral de su hijo Carlos.





## ÍNDICE



# ÍNDICE

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>II</b>
<b>2</b>	<b>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>15</b>
2.1	LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS URBANOS .....	17
2.1.1	<i>Vertederos controlados (depósitos de seguridad) .....</i>	<i>18</i>
2.1.2	<i>Centro de tratamiento de residuos (CTR) .....</i>	<i>20</i>
2.2	PROBLEMÁTICA DE LOS LIXIVIADOS .....	32
2.3	COMPOSICIÓN Y CANTIDAD PRODUCIDA DE LIXIVIADOS.....	37
2.4	TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS .....	44
2.4.1	<i>Recirculación.....</i>	<i>45</i>
2.4.2	<i>Evaporación forzada.....</i>	<i>50</i>
2.4.3	<i>Tratamiento biológico .....</i>	<i>53</i>
2.4.4	<i>Tratamientos físico-químicos.....</i>	<i>58</i>
2.4.5	<i>Tratamiento por membranas .....</i>	<i>61</i>
2.4.6	<i>Procedimientos naturales de tratamiento.....</i>	<i>65</i>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>71</b>
<b>4</b>	<b>MÉTODOS ANALÍTICOS Y ESTADÍSTICOS .....</b>	<b>77</b>
4.1	TOMA DE MUESTRAS. PROTOCOLO UTILIZADO .....	79
4.2	ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS.....	83
4.2.1	<i>Demanda química de oxígeno (DQO). Método colorimétrico.....</i>	<i>84</i>
4.2.2	<i>Sólidos totales.....</i>	<i>87</i>
4.2.3	<i>Sólidos totales en suspensión .....</i>	<i>87</i>
4.2.4	<i>pH .....</i>	<i>89</i>
4.2.5	<i>Conductividad .....</i>	<i>90</i>
4.2.6	<i>Densidad.....</i>	<i>91</i>
4.2.7	<i>Nitrógeno Kjeldahl.....</i>	<i>91</i>
4.2.8	<i>Nitrógeno amoniacal. Método Titulométrico .....</i>	<i>93</i>
4.2.9	<i>Nitritos. Método colorimétrico .....</i>	<i>95</i>

4.2.10	<i>Metales. Análisis químico elemental</i> .....	98
4.2.11	<i>Ácidos grasos volátiles</i> .....	98
4.2.12	<i>Alcalinidad</i> .....	105
4.2.13	<i>Nitrato. Método colorimétrico</i> .....	107
4.2.14	<i>Fosfato. Método colorimétrico</i> .....	108
4.2.15	<i>Aniones. Cromatografía iónica</i> .....	110
4.2.16	<i>Carbono orgánico total (TOC) Y Nitrógeno total (TN)</i> .....	112
4.2.17	<i>Biogás</i> .....	114
4.2.18	<i>Biomasa</i> .....	121
4.3	<b>ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO</b> .....	124
4.3.1	<i>Microscopía óptica</i> .....	124
4.3.2	<i>Recuento de microorganismos aerobios mesófilos (31±1°C) revivificables.</i> <i>Métodos de recuento en placas</i> .....	127
4.3.3	<i>Investigación y recuento de Enterobacteriaceae Lactosa - Positivas</i> <i>(Coliformes)</i> .....	130
4.3.4	<i>Investigación de Enterobacteriaceae Totales</i> .....	134
4.3.5	<i>Investigación y recuento de Clostridium sulfito reductores</i> .....	146
4.4	<b>ANÁLISIS DEL PODER GERMINATIVO</b> .....	148
4.5	<b>ANÁLISIS ESTADÍSTICO</b> .....	150
4.5.1	<i>Distribución normal</i> .....	150
4.5.2	<i>Rechazo de datos</i> .....	153
<b>5</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	<b>155</b>
5.1	<b>GENERACIÓN DE LIXIVIADOS</b> .....	157
5.2	<b>CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS</b> .....	165
5.2.1	<i>DQO</i> .....	168
5.2.2	<i>Sólidos totales, fijos y volátiles</i> .....	171
5.2.3	<i>pH</i> .....	173
5.2.4	<i>Densidad</i> .....	175
5.2.5	<i>Nitrógeno Kjeldahl</i> .....	177
5.2.6	<i>Nitritos</i> .....	180
5.2.7	<i>Relación C/N</i> .....	182
5.2.8	<i>Metales</i> .....	184

5.2.9	<i>Microscopía óptica</i> .....	194
5.3	SELECCIÓN DEL LIXIVIADO .....	200
5.4	SELECCIÓN DE CONDICIONES DE OPERACIÓN .....	214
5.4.1	<i>Tratamiento anaerobio discontinuo</i> .....	216
5.4.2	<i>Tratamiento aerobio discontinuo</i> .....	299
5.5	DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LAS INSTALACIONES.....	306
5.5.1	<i>Instalaciones para el proceso anaerobio</i> .....	306
5.5.2	<i>Instalación para el proceso aerobio</i> .....	331
5.6	TRATAMIENTO ANAEROBIO EN CONTINUO .....	338
5.6.1	<i>Tiempo de Residencia Hidráulico de 22 días</i> .....	338
5.6.2	<i>Tiempo de Residencia Hidráulico de 12,4 días</i> .....	371
5.6.3	<i>Tiempo de Residencia Hidráulico de 10 días</i> .....	409
5.6.4	<i>Tiempo de Residencia Hidráulico de 5 días</i> .....	440
5.7	TRATAMIENTO AEROBIO EN CONTINUO .....	470
5.7.1	<i>Tiempo de residencia hidráulico de 12,4 días</i> .....	474
5.7.2	<i>Tiempo de residencia hidráulico de 10 días</i> .....	498
5.7.3	<i>Tiempo de residencia hidráulico de 5 días</i> .....	529
5.8	CINÉTICA DEL PROCESO.....	554
5.8.1	<i>Cinética del tratamiento anaerobio</i> .....	559
5.8.2	<i>Cinética del tratamiento aerobio</i> .....	563
5.9	PODER GERMINATIVO .....	567
5.9.1	<i>Lixiviado y abono comercial</i> .....	570
5.9.2	<i>Tratamiento anaerobio</i> .....	578
5.9.3	<i>Tratamiento aerobio</i> .....	589
5.10	ESTUDIOS COMPARATIVOS. ....	599
<b>6</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>614</b>
6.1	CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS .....	616
6.2	TRATAMIENTO ANAEROBIO EN DISCONTINUO .....	618
6.3	TRATAMIENTO AEROBIO EN DISCONTINUO .....	619
6.4	TRATAMIENTO ANAEROBIO EN CONTINUO .....	620
6.5	TRATAMIENTO AEROBIO EN CONTINUO .....	622

6.6	UTILIZACIÓN DEL EFLUENTE DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO COMO FERTILIZANTE .....	624
<b>7</b>	<b>NOMENCLATURA .....</b>	<b>628</b>
<b>8</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>634</b>
	<b>ANEJO I. DATOS DE LAS SONDAS PARA EL PROCESO ANAEROBIO .....</b>	<b>652</b>
	<b>ANEJO II. DATOS DE LAS SONDAS PARA EL PROCESO AEROBIO.....</b>	<b>662</b>
	<b>ANEJO III. DATOS DE METANO GENERADO DIARIAMENTE Y METANO ACUMULADO.....</b>	<b>670</b>
	<b>ANEJO IV. AJUSTES CINÉTICOS PARA TRATAMIENTO ANAEROBIO .....</b>	<b>676</b>
	<b>ANEJO V. AJUSTES CINÉTICOS PARA TRATAMIENTO AEROBIO .....</b>	<b>684</b>
	<b>GLOSARIO .....</b>	<b>692</b>

## INDICE DE TABLAS

TABLA 1.1. COMPARACIÓN DE LA INFORMACIÓN SOBRE RESIDUOS SUMINISTRADA POR DIFERENTES ORGANISMOS (KG/HAB/AÑO).....	5
TABLA 2.1.- COMPOSICIÓN TÍPICA DE LOS LIXIVIADOS DE VERTEDERO Y SU VARIACIÓN CON EL TIEMPO.....	38
TABLA 2.2.- CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO DE UNA PLANTA DE COMPOSTAJE SITUADA EN IRÁN (MALEKI <i>ET AL.</i> , 2009) .....	39
FIGURA 2.8.- HUMEDAL ARTIFICIAL EN FASE DESARROLLO.....	65
TABLA 4.1. EQUIVALENCIAS PARA LA ELECCIÓN DE LA MUESTRA.....	93
TABLA 4.2. CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL CROMATÓGRAFO DE GASES. PARA LAS QUE SE OBTUVIERON LAS RECTAS DE CALIBRADO QUE APARECEN EN LAS FIGURAS 4.16-4.21.....	102
TABLA 4.3. CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL CROMATÓGRAFO DE GASES CON TCD.....	115
TABLA 4.4 VALORES DE T PARA INTERVALOS DE ACEPTACIÓN DEL 95%.....	152
TABLA 4.5. VALORES CRÍTICOS PARA PRUEBAS DE DISCORDANCIA DE 5% Y 1% PARA UN VALOR EXTREMO SIMPLE EN UNA MUESTRA NORMAL. (APHA, AWWA Y WPCF, 1992) .....	154
TABLA 5.1.- GENERACIÓN DE LIXIVIADOS EN EL VERTEDERO DEL CTR DE SALAMANCA (CÁLCULO TEÓRICO) .....	164
TABLA 5.2. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA DQO.....	168
TABLA 5.3. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LOS SÓLIDOS TOTALES, VOLÁTILES Y FIJOS. ....	171
TABLA 5.4. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE PH. ....	173
TABLA 5.5. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA DENSIDAD.....	175
TABLA 5.6. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DEL NITRÓGENO KJELDAHL.....	178
TABLA 5.7. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LOS NITRITOS.....	180
TABLA 5.8. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA RELACIÓN C/N .....	182
TABLA 5.9. RESULTADOS PROPORCIONADOS POR EL SERVICIO GENERAL DE ANÁLISIS QUÍMICO. ....	185
TABLA 5.10. RECUENTO MICROBIOLÓGICO EN LOS LIXIVIADOS PROCEDENTES DE LEÓN Y DE ZAMORA (VALORES MEDIOS) .....	200
TABLA 5.11. RECUENTOS MICROBIOLÓGICOS EN EL LIXIVIADO DE COMPOSTAJE DEL CTR DE ZAMORA EN FUNCIÓN DE LA DQO.....	206
TABLA 5.12. DISTANCIAS ENTRE LA UNIVERSIDAD DE SALAMANCA Y LOS CTRS ESTUDIADOS. ....	212
TABLA 5.13. CARACTERIZACIONES DE LOS LÍQUIDOS DE PARTIDA.....	218
TABLA 5.14 –ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL DE LOS LÍQUIDOS DE PARTIDA .....	219
TABLA 5.15. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, SIN INÓCULO) .....	223

TABLA 5.16. DQO (35°C, SIN INÓCULO).....	224
TABLA 5.17. PH (35°C, SIN INÓCULO) .....	225
TABLA 5.18. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (35°C, SIN INÓCULO) .....	226
TABLA 5.19. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, CON INÓCULO).....	229
TABLA 5.20. DQO (35°C, CON INÓCULO) .....	230
TABLA 5.21. PH (35°C, CON INÓCULO).....	231
TABLA 5.22. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (AGV's) (35°C, CON INÓCULO) .....	232
TABLA 5.23. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, SIN INÓCULO) .....	235
TABLA 5.24. DQO (55°C, SIN INÓCULO).....	236
TABLA 5.25. PH (55°C, SIN INÓCULO) .....	237
TABLA 5.26. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (55°C, SIN INÓCULO) .....	238
TABLA 5.27. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, CON INÓCULO).....	241
TABLA 5.28. DQO (55°C, CON INÓCULO) .....	242
TABLA 5.29. PH (55°C, CON INÓCULO).....	243
TABLA 5.30. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (55°C, CON INÓCULO).....	244
TABLA 5.31. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, SIN INÓCULO) .....	248
TABLA 5.32. DQO (35°C, SIN INÓCULO).....	249
TABLA 5.33. PH (35°C, SIN INÓCULO) .....	250
TABLA 5.34. NITRÓGENO KJELDAHL (35°C, SIN INÓCULO) .....	251
TABLA 5.35. AMONIO (35°C, SIN INÓCULO) .....	252
TABLA 5.36. NITRATO (35°C, SIN INÓCULO) .....	253
TABLA 5.37. FOSFATO (35°C, SIN INÓCULO) .....	254
TABLA 5.38. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MAYORITARIOS (35°C, SIN INÓCULO) .....	255
TABLA 5.39. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (35°C, SIN INÓCULO).....	255
TABLA 5.40. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, CON INÓCULO).....	260
TABLA 5.41. DQO (35°C, CON INÓCULO) .....	261
TABLA 5.42. PH (35°C, CON INÓCULO).....	262
TABLA 5.43. NITRÓGENO KJELDAHL (35°C, CON INÓCULO).....	263
TABLA 5.44. AMONIO (35°C, CON INÓCULO) .....	264
TABLA 5.45. NITRATO (35°C, CON INÓCULO) .....	265
TABLA 5.46. FOSFATO (35°C, CON INÓCULO).....	266
TABLA 5.47. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MAYORITARIOS (35°C, CON INÓCULO).....	267



TABLA 5.48. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (35°C, CON INÓCULO) .....	267
TABLA 5.49. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, SIN INÓCULO) .....	272
TABLA 5.50. DQO (55°C, SIN INÓCULO).....	273
TABLA 5.51. PH (55°C, SIN INÓCULO) .....	274
TABLA 5.52. NITRÓGENO KJELDAHL (55°C, SIN INÓCULO) .....	275
TABLA 5.53. AMONIO (55°C, SIN INÓCULO) .....	276
TABLA 5.54. NITRATO (55°C, SIN INÓCULO) .....	277
TABLA 5.55. FOSFATO (55°C, SIN INÓCULO) .....	278
TABLA 5.56. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MAYORITARIOS (55°C, SIN INÓCULO) .....	279
TABLA 5.57. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (55°C, SIN INÓCULO).....	279
TABLA 5.58. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, CON INÓCULO).....	284
TABLA 5.59. DQO (55°C, CON INÓCULO) .....	285
TABLA 5.60. PH (55°C, CON INÓCULO) .....	286
TABLA 5.61. NITRÓGENO KJELDAHL (55°C, CON INÓCULO) .....	287
TABLA 5.62. AMONIO (55°C, CON INÓCULO) .....	288
TABLA 5.63. NITRATO (55°C, CON INÓCULO).....	289
TABLA 5.64. FOSFATO (55°C, CON INÓCULO).....	290
TABLA 5.65. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MAYORITARIOS (55°C, CON INÓCULO).....	291
TABLA 5.66. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (55°C, CON INÓCULO) .....	291
TABLA 5.67. ELIMINACIÓN DE DQO EN LOS EXPERIMENTOS ANAEROBIOS EN DISCONTINUO.....	296
TABLA 5.68. ANÁLISIS DQO DE LA MUESTRA.....	300
TABLA 5.69. PORCENTAJE DE ELIMINACIÓN DE DQO EN PROCESO AEROBIO.....	301
TABLA 5.70. COMPARACIÓN ENTRE EL LIXIVIADO INICIAL Y EL PRODUCTO FINAL DE LA EXPERIENCIA AEROBIA. ....	304
TABLA 5.71. CAUDAL EN FUNCIÓN DEL DIÁMETRO DE TUBO.....	319
TABLA 5.72. VALORES DE DQO EN LA FASE DE FORMACIÓN DE BIOMASA .....	343
TABLA 5.73. CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	346
TABLA 5.74. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	347
TABLA 5.75. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	350
TABLA 5.76. DQO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	352
TABLA 5.77. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	354

TABLA 5.78. CONTENIDO EN AMONIO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	357
TABLA 5.79. SÓLIDOS TOTALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	358
TABLA 5.80. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	361
TABLA 5.81. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.	363
TABLA 5.82. ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	365
TABLA 5.83. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	369
TABLA 5.84. CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	372
TABLA 5.85. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	375
TABLA 5.86. BIOMASA PRESENTE EN EL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	377
TABLA 5.87. DQO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	379
TABLA 5.88. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	385
TABLA 5.89. CONTENIDO EN AMONIO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS ...	388
TABLA 5.90. SÓLIDOS TOTALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	391
TABLA 5.91. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.	394
TABLA 5.92. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	396
TABLA 5.93. ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	400
TABLA 5.94. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	403
TABLA 5.95. CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	410
TABLA 5.96. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	413
TABLA 5.97. BIOMASA PRESENTE EN EL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	415
TABLA 5.98. DQO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	417
TABLA 5.99. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	421
TABLA 5.100. CONTENIDO EN AMONIO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS ....	424
TABLA 5.101. SÓLIDOS TOTALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	426
TABLA 5.102. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS..	428
TABLA 5.103. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	430

TABLA 5.104. ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	433
TABLA 5.105. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	435
TABLA 5.106. CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	440
TABLA 5.107. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	443
TABLA 5.108. BIOMASA PRESENTE EN EL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	445
TABLA 5.109. DQO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	447
TABLA 5.110. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	451
TABLA 5.111. CONTENIDO EN AMONIO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	453
TABLA 5.112. SÓLIDOS TOTALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	455
TABLA 5.113. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS....	458
TABLA 5.114. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.	460
TABLA 5.115. ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	462
TABLA 5.116. DENSIDAD EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	465
TABLA 5.117. VALORES DE DQO EN LA FASE DE FORMACIÓN DE BIOMASA PARA EL SISTEMA AEROBIO .....	471
TABLA 5.118. CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	474
TABLA 5.119. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	478
TABLA 5.120. BIOMASA PRESENTE EN EL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	480
TABLA 5.121. DQO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	482
TABLA 5.122. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	486
TABLA 5.123. CONTENIDO EN AMONIO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	487
TABLA 5.124. SÓLIDOS TOTALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	490
TABLA 5.125. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS...	492
TABLA 5.126. ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	494
TABLA 5.127. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	496
TABLA 5.128. CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	499
TABLA 5.129. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	502
TABLA 5.130. BIOMASA PRESENTE EN EL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	504
TABLA 5.131. DQO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	506

TABLA 5.132. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	511
TABLA 5.133. CONTENIDO EN AMONIO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	514
TABLA 5.134. SÓLIDOS TOTALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	517
TABLA 5.135. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	520
TABLA 5.136. ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	523
TABLA 5.137. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	526
TABLA 5.138. CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN DE LA PLANTA DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	529
TABLA 5.139. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	531
TABLA 5.140. BIOMASA PRESENTE EN EL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	533
TABLA 5.141. DQO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	535
TABLA 5.142. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	539
TABLA 5.143. CONTENIDO EN AMONIO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	542
TABLA 5.144. SÓLIDOS TOTALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	544
TABLA 5.145. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	546
TABLA 5.146. ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	548
TABLA 5.147. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	551
TABLA 5.148. VALORES DE PH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN EL LIXIVIADO Y EN EL ABONO COMERCIAL.....	570
TABLA 5.149. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y EXTRAÍBLE EN EL LIXIVIADO Y EN EL ABONO COMERCIAL .....	571
TABLA 5.150. ANÁLISIS DEL NITRÓGENO EN EL LIXIVIADO Y EN EL ABONO COMERCIAL.....	571
TABLA 5.151. ELEMENTOS METÁLICOS EN EL LIXIVIADO Y EN EL ABONO COMERCIAL .....	572
TABLA 5.152. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL LIXIVIADO .....	574
TABLA 5.153. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL ABONO COMERCIAL .....	575
TABLA 5.154. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DEL LIXIVIADO.....	576
TABLA 5.155. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DE ABONO COMERCIAL.....	577
TABLA 5.156. VALORES DE PH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO .....	578
TABLA 5.157. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y EXTRAÍBLE EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO.....	579
TABLA 5.158. ANÁLISIS DEL NITRÓGENO EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO .....	580
TABLA 5.159. ELEMENTOS METÁLICOS EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO .....	581

TABLA 5.160. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL PRINCIPIO DEL PROCESO ANAEROBIO (D1) .....	583
TABLA 5.161. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO HACIA LA MITAD DEL PROCESO ANAEROBIO (D3) .....	584
TABLA 5.162. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL FINAL DEL PROCESO ANAEROBIO (D5) .....	585
TABLA 5.163. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL PRINCIPIO DEL PROCESO ANAEROBIO (D1) .....	586
TABLA 5.164. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO HACIA LA MITAD DEL PROCESO ANAEROBIO (D3) .....	587
TABLA 5.165. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL FINAL DEL PROCESO ANAEROBIO (D5) .....	588
TABLA 5.166. VALORES DE PH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO .....	589
TABLA 5.167. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y EXTRAÍBLE EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO .....	590
TABLA 5.168. ANÁLISIS DEL NITRÓGENO EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO .....	590
TABLA 5.169. ELEMENTOS METÁLICOS EN LOS PRODUCTOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO .....	591
TABLA 5.170. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL PRINCIPIO DEL PROCESO AEROBIO (D2) .....	593
TABLA 5.171. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO HACIA LA MITAD DEL PROCESO AEROBIO (D4) .....	594
TABLA 5.172. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CÉSPED EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL FINAL DEL PROCESO AEROBIO (D6) .....	595
TABLA 5.173. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL PRINCIPIO DEL PROCESO AEROBIO (D2) .....	596
TABLA 5.174. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO HACIA LA MITAD DEL PROCESO AEROBIO (D4) .....	597
TABLA 5.175. GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE CEBADA EN DIFERENTES DILUCIONES DEL PRODUCTO AL FINAL DEL PROCESO AEROBIO (D6) .....	598
TABLA 5.176. PORCENTAJE DE ELIMINACIÓN DE DQO .....	600
TABLA 5.177. PORCENTAJE DE ELIMINACIÓN DE $\text{NH}_4^+$ .....	601
TABLA 5.178. CANTIDAD DE BIOMASA EN EL REACTOR.....	602
TABLA 5.179. PARÁMETROS CINÉTICOS DEL MODELO DE CONTOIS.....	603
TABLA 5.180. ANÁLISIS DE MICROORGANISMOS PRESENTES EN LOS BIOREACTORES.....	603

TABLA 5.181. PRODUCCIÓN DE METANO .....	607
TABLA 5.182. VALORES MEDIOS DEL PODER GERMINATIVO .....	608
TABLA 5.183. CARACTERIZACIÓN DEL ABONO LÍQUIDO COMPO® .....	609
TABLA 5.184. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE DE LA INSTALACIÓN EN UNA ETAPA INTERMEDIA DEL PROCESO ANAEROBIO. .....	609
TABLA 5.185. CONTENIDO EN NUTRIENTES EN EL EFLUENTE DE PLANTA DE TRATAMIENTO ANAEROBIO Y EN EL ABONO COMERCIAL DILUIDO 67 VECES. ....	611
TABLA 5.186. LÍMITES EN CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN LOS FERTILIZANTES. ....	612
TABLA I.1. ANAEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 22 DÍAS EN DISCONTINUO.....	654
TABLA I.2. ANAEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 22 DÍAS EN CONTINUO.....	656
TABLA I.3. ANAEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 12,4 DÍAS .....	658
TABLA I. 4. ANAEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 10 DÍAS .....	660
TABLA I.5. ANAEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 5 DÍAS .....	661
TABLA II.1. AEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 12,4 DÍAS .....	664
TABLA II. 2. AEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 10 DÍAS .....	666
TABLA II. 3. AEROBIO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 5 DÍAS. ....	668
TABLA III.1. METANO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 12,4 DÍAS .....	672
(Q = 0,4 L/DÍA, DQO <sub>INFLUENTE</sub> = 14.741 MG/L) .....	672
TABLA III.2. METANO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 10 DÍAS .....	673
(Q = 0,5 L/DÍA, DQO <sub>INFLUENTE</sub> = 15.565 MG/L). ....	673
TABLA III.3. METANO. TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO DE 5 DÍAS .....	674
(Q = 1 L/DÍA, DQO <sub>INFLUENTE</sub> = 15.062 MG/L). ....	674
TABLA IV.1. ANAEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE MONOD .....	678
TABLA IV.2. ANAEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE CONTOIS .....	679
TABLA IV.3. ANAEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE MC KINNEY .....	681
TABLA IV.4. ANAEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE ECKENFELDER .....	682
TABLA IV.5. ANAEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE GRAU .....	683
TABLA V.1. AEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE MONOD .....	686
TABLA V.2. AEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE CONTOIS .....	687
TABLA V.3. AEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE MC KINNEY.....	688
TABLA V.4. AEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE ECKENFELDER .....	689
TABLA V.5. AEROBIO. AJUSTE AL MODELO DE GRAU .....	690

## INDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1. GENERACIÓN DE RU EN ESPAÑA (ELABORACIÓN PROPIA A PARTIR DE LOS ÚLTIMOS DATOS PUBLICADOS EN 2009 POR EL MAMR Y EL INE) .....	4
FIGURA 1.2. GENERACIÓN DE RU EN LA UNIÓN EUROPEA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2007; EUROSTAT, 2007)	5
FIGURA 1.3. ESTIMACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE LOS RU EN ESPAÑA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2007).....	6
FIGURA 1.4. RECICLADO DE VIDRIO .....	8
FIGURA 1.5. RECICLADO DE PAPEL/CARTÓN .....	9
FIGURA 1.6. RECICLADO DE METALES .....	9
FIGURA 1.7. RECICLADO DE PLÁSTICOS .....	10
FIGURA 1.8. RECICLADO DE MADERA.....	10
FIGURA 1.9. CANTIDAD DE RESIDUOS BIODEGRADABLES PERMITIDOS PARA DEPÓSITO EN VERTEDEROS .....	13
FIGURA 2.1.- ESQUEMA DE BARRERA SINTÉTICA PARA AISLAMIENTO DE VERTEDEROS. ....	19
FIGURA 2.2.- INSTALACIONES EN VERTEDEROS CONTROLADOS.....	20
FIGURA 2.3.- VISTA AÉREA DE UN CENTRO DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS (CTR). ....	21
FIGURA 2.4.- RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADO .....	46
FIGURA 2.5.- PLANTA DE EVAPORACIÓN FORZADA DE LIXIVIADOS .....	51
FIGURA 2.6.- ESQUEMA DEL TRATAMIENTO POR ÓSMOSIS INVERSA.....	62
FIGURA 2.7.- PLANTA DE ÓSMOSIS INVERSA.....	63
FIGURA 2.9.- HUMEDAL ARTIFICIAL DESARROLLADO. ....	66
FIGURA 3.1 ZONAS DE ALMACENAMIENTO DE LIXIVIADOS EN LOS CENTROS DE TRATAMIENTO .....	75
FIGURA 4.1. GRIFO PARA TOMA DE MUESTRA DEL LIXIVIADO DE COMPOSTAJE (CTR DE LEÓN).....	79
FIGURA 4.2. ARQUETA PARA TOMA DE MUESTRA DEL LIXIVIADO DE COMPOSTAJE (CTR DE BURGOS). ....	80
FIGURA 4.3. TOMA DE MUESTRA EN LA Balsa de Comunes del CTR de Zamora.....	80
FIGURA 4.4. TOMA DE MUESTRA EN EL CTR DE BURGOS.....	81
FIGURA 4.5.- ALMACENAMIENTO DE MUESTRAS.....	81
FIGURA 4.6. EQUIPO ACCUBLOCK DE LABNET PARA DIGESTIONES.....	85
FIGURA 4.7. ESPECTROFOTÓMETRO HITACHI U-2000.....	86
FIGURA 4.8. RECTA DE CALIBRADO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DQO EN EL ESPECTROFOTÓMETRO HITACHI U-2000. .....	86
FIGURA 4.9. MEDIDOR DE pH/MV CRISON MICROPH 2000.....	89
FIGURA 4.10. CONDUCTÍMETRO HI 9033 MULTI-RANGE .....	90

FIGURA 4.11. TUBOS KJELDAHL .....	92
FIGURA 4.12. DESTILADOR KJELDAHL .....	94
FIGURA 4.13. RECTA DE CALIBRADO PARA LA DETERMINACIÓN DE NITRITOS EN EL ESPECTROFOTÓMETRO HITACHI U-2000 .....	97
FIGURA 4.14. ESQUEMA DE UN CROMATÓGRAFO DE GASES .....	99
FIGURA 4.15. CROMATÓGRAFO DE GASES AGILENT 6890N .....	100
FIGURA 4.16. RECTA DE CALIBRADO PARA BAJAS CONCENTRACIONES DE AC. BUTÍRICO .....	102
FIGURA 4.17. RECTA DE CALIBRADO PARA ALTAS CONCENTRACIONES DE AC. BUTÍRICO .....	103
FIGURA 4.18. RECTA DE CALIBRADO PARA BAJAS CONCENTRACIONES DE AC. PROPIÓNICO .....	103
FIGURA 4.19. RECTA DE CALIBRADO PARA ALTAS CONCENTRACIONES DE AC. PROPIÓNICO .....	104
FIGURA 4.20. RECTA DE CALIBRADO PARA BAJAS CONCENTRACIONES DE AC. ACÉTICO .....	104
FIGURA 4.21. RECTA DE CALIBRADO PARA ALTAS CONCENTRACIONES DE AC. ACÉTICO .....	105
FIGURA 4.22. RECTA DE CALIBRADO DEL $N-NO_3^-$ .....	108
FIGURA 4.23. RECTA DE CALIBRADO DE $P-PO_4^{3-}$ .....	109
FIGURA 4.24. CROMATÓGRAFO IÓNICO DIONEX ICS 2000 .....	110
FIGURA 4.25. VIALES .....	111
FIGURA 4.26. AUTOSAMPLER .....	111
FIGURA 4.27. CROMATOGRAMA. TIEMPOS DE RETENCIÓN .....	112
FIGURA 4.28. RESULTADOS FINALES DEL CROMATÓGRAFO IÓNICO. ....	112
FIGURA 4.29. EQUIPO IL 550 TOC .....	113
FIGURA 4.30. CROMATOGRAMA DE $CH_4$ .....	116
FIGURA 4.31. CROMATOGRAMA DE $H_2$ .....	116
FIGURA 4.32. CROMATOGRAMA DE AIRE .....	117
FIGURA 4.33. CROMATOGRAMA DE AGUA .....	117
FIGURA 4.34. CROMATOGRAMA DE $CO_2$ .....	118
FIGURA 4.35. CROMATOGRAMA DE UNA MEZCLA COMERCIAL DE METANO Y AIRE .....	118
FIGURA 4.36. CROMATOGRAMA DE UNA MEZCLA DE METANO, AIRE Y $CO_2$ .....	119
FIGURA 4.37.- APARATO DE FILTRADO .....	122
FIGURA 4.38. PREPARACIÓN CULTIVOS AEROBIOS.....	128
FIGURA 4.39. PREPARACIÓN CULTIVOS ANAEROBIOS .....	129
FIGURA 5.1. ASPECTO DEL LIXIVIADO DE LA Balsa de Comunes del CTR de León. ....	165
FIGURA 5.2. ASPECTO DEL LIXIVIADO DE COMPOSTAJE DEL CTR de León. ....	166



FIGURA 5.3. ASPECTO DEL LIXIVIADO DE LA Balsa DE COMUNES DEL CTR DE ZAMORA.....	166
FIGURA 5.4. ASPECTO DEL LIXIVIADO DE COMPOSTAJE DEL CTR DE ZAMORA.....	167
FIGURA 5.5. ASPECTO DEL LIXIVIADO DE LA Balsa DE COMUNES DEL CTR DE BURGOS. ....	167
FIGURA 5.6. ASPECTO DEL LIXIVIADO DE COMPOSTAJE DEL CTR DE BURGOS. ....	168
FIGURA 5.7. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA DQO. ....	170
FIGURA 5.8. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LOS SÓLIDOS TOTALES. ....	173
FIGURA 5.9.A. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE PH.....	175
FIGURA 5.9.B. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA DENSIDAD.....	177
FIGURA 5.10. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DEL NITRÓGENO KJELDAHL. ....	179
FIGURA 5.11. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LOS NITRITOS. ....	181
FIGURA 5.12. RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA RELACIÓN C/N.....	184
FIGURA 5.13. CONTENIDO EN POTASIO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	188
FIGURA 5.14. CONTENIDO EN CALCIO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	189
FIGURA 5.15. CONTENIDO EN MAGNESIO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	189
FIGURA 5.16. CONTENIDO EN HIERRO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	190
FIGURA 5.17. CONTENIDO EN FÓSFORO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	190
FIGURA 5.18. CONTENIDO EN ARSÉNICO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	191
FIGURA 5.19. CONTENIDO EN CADMIO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	191
FIGURA 5.20. CONTENIDO EN COBRE DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	192
FIGURA 5.21. CONTENIDO EN CROMO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	192
FIGURA 5.22. CONTENIDO EN MERCURIO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	193
FIGURA 5.23. CONTENIDO EN PLOMO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	193
FIGURA 5.24. CONTENIDO EN CINCO DE LAS MUESTRAS ANALIZADAS.....	194
FIGURA 5.25. LIXIVIADO FRESCO, 100 AUMENTOS.....	195
FIGURA 5.26. LIXIVIADO FRESCO, 1000 AUMENTOS.....	195
FIGURA 5.27. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM,100 AUMENTOS.....	195
FIGURA 5.28. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 1000 AUMENTOS. ....	195
FIGURA 5.29. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 100 AUMENTOS. ....	196
FIGURA 5.30. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 1000 AUMENTOS.....	196
FIGURA 5.31. LIXIVIADO FRESCO, 100 AUMENTOS. ....	196
FIGURA 5.32. LIXIVIADO FRESCO, 400 AUMENTOS. ....	196
FIGURA 5.33. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 100 AUMENTOS. ....	197
FIGURA 5.34. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 1000 AUMENTOS.....	197

FIGURA 5.35. LIXIVIADO FRESCO, 400 AUMENTOS. ....	197
FIGURA 5.36. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 100 AUMENTOS. ....	197
FIGURA 5.37. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 100 AUMENTOS. ....	198
FIGURA 5.38. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 1000 AUMENTOS. ....	198
FIGURA 5.39. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 100 AUMENTOS. ....	198
FIGURA 5.40. LIXIVIADO CON TINCIÓN DE GRAM, 1000 AUMENTOS. ....	198
FIGURA 5.41.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. AEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-5}$ .	202
FIGURA 5.42.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. AEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-6}$ .	202
FIGURA 5.43.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. AEROBIOS EN VRBG DILUCIÓN $10^{-5}$ .....	203
FIGURA 5.44.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. ANAEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-5}$ .....	203
FIGURA 5.45.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. ANAEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-6}$ .....	204
FIGURA 5.46.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. ANAEROBIOS EN VRBG DILUCIÓN $10^{-5}$ .....	204
FIGURA 5.47.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. ANAEROBIOS EN VRBG DILUCIÓN $10^{-6}$ .....	205
FIGURA 5.48.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO. <i>CLOSTRIDIUM</i> SULFITO-REDUCTORES EN SPS DILUCIÓN $10^{-6}$ .....	205
FIGURA 5.49. COMPARACIÓN DE RECUENTO DE AEROBIOS Y ANAEROBIOS SEGÚN PROCEDENCIA DEL LIXIVIADO.....	206
FIGURA 5.50. RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). AEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-5}$ .....	207
FIGURA 5.51. RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). AEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-6}$ .....	208
FIGURA 5.52.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). AEROBIOS EN VRBG DILUCIÓN $10^{-5}$ .....	208
FIGURA 5.53.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). ANAEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-5}$ .....	209
FIGURA 5.54.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). ANAEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-6}$ .....	209

FIGURA 5.55.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). ANAEROBIOS EN VRBG DILUCIÓN 10 <sup>-5</sup> .....	210
FIGURA 5.56.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). ANAEROBIOS EN VRBG DILUCIÓN 10 <sup>-6</sup> .....	210
FIGURA 5.57.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA). <i>CLOSTRIDIUM</i> SULFITO- REDUCTORES EN SPS DILUCIÓN 10 <sup>-6</sup> .....	211
FIGURA 5.58. COMPARACIÓN DE RECUENTO DE AEROBIOS Y ANAEROBIOS SEGÚN CARGA ORGÁNICA DEL LIXIVIADO (ZAMORA) .....	211
FIGURA 5.59. PREPARACIÓN DE LAS EXPERIENCIAS .....	220
FIGURA 5.60. MATRACES EN LA ESTUFA A 55°C .....	221
FIGURA 5.61. MATRACES EN LA ESTUFA A 35°C .....	221
FIGURA 5.62. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, SIN INÓCULO) .....	223
FIGURA 5.63. DQO (35°C, SIN INÓCULO) .....	224
FIGURA 5.64. PH (35°C, SIN INÓCULO) .....	225
FIGURA 5.65. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (35°C, SIN INÓCULO) .....	226
FIGURA 5.66. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES (35°C, SIN INÓCULO) .....	226
FIGURA 5.67. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (35°C, SIN INÓCULO) .....	227
FIGURA 5.68. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, CON INÓCULO) .....	229
FIGURA 5.69. DQO (35°C, CON INÓCULO) .....	230
FIGURA 5.70. PH (35°C, CON INÓCULO) .....	231
FIGURA 5.71. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (35°C, CON INÓCULO) .....	232
FIGURA 5.72. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES (35°C, CON INÓCULO) .....	232
FIGURA 5.73. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (35°C, CON INÓCULO) .....	233
FIGURA 5.74. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, SIN INÓCULO) .....	235
FIGURA 5.75. DQO (55°C, SIN INÓCULO) .....	236
FIGURA 5.76. PH (55°C, SIN INÓCULO) .....	237
FIGURA 5.77. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (55°C, SIN INÓCULO) .....	238
FIGURA 5.78. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES (55°C, SIN INÓCULO) .....	238
FIGURA 5.79. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (55°C, SIN INÓCULO) .....	239
FIGURA 5.80. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, CON INÓCULO) .....	241
FIGURA 5.81. DQO (55°C, CON INÓCULO) .....	242
FIGURA 5.82. PH (55°C, CON INÓCULO) .....	243
FIGURA 5.83. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (55°C, CON INÓCULO) .....	244

FIGURA 5.84. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES (55°C, CON INÓCULO).....	244
FIGURA 5.85. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (55°C, CON INÓCULO).....	245
FIGURA 5.86. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, SIN INÓCULO).....	248
FIGURA 5.87. DQO (35°C, SIN INÓCULO).....	249
FIGURA 5.88. PH (35°C, SIN INÓCULO).....	250
FIGURA 5.89. NITRÓGENO KJELDAHL (35°C, SIN INÓCULO).....	251
FIGURA 5.90. AMONIO (35°C, SIN INÓCULO).....	252
FIGURA 5.91. NITRATO (35°C, SIN INÓCULO).....	253
FIGURA 5.92. FOSFATO (35°C, SIN INÓCULO).....	254
FIGURA 5.93. MAGNESIO, HIERRO Y FÓSFORO (35°C, SIN INÓCULO).....	255
FIGURA 5.94. POTASIO Y CALCIO (35°C, SIN INÓCULO).....	256
FIGURA 5.95. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (35°C, SIN INÓCULO).....	256
FIGURA 5.96. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (35°C, SIN INÓCULO).....	258
FIGURA 5.97. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (35°C, CON INÓCULO).....	260
FIGURA 5.98. DQO (35°C, CON INÓCULO).....	261
FIGURA 5.99. PH (35°C, CON INÓCULO).....	262
FIGURA 5.100. NITRÓGENO KJELDAHL (35°C, CON INÓCULO).....	263
FIGURA 5.101. AMONIO (35°C, CON INÓCULO).....	264
FIGURA 5.102. NITRATO (35°C, CON INÓCULO).....	265
FIGURA 5.103. FOSFATO (35°C, CON INÓCULO).....	266
FIGURA 5.104. MAGNESIO, HIERRO Y FÓSFORO (35°C, CON INÓCULO).....	267
FIGURA 5.105. POTASIO Y CALCIO (35°C, CON INÓCULO).....	268
FIGURA 5.106. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (35°C, CON INÓCULO).....	268
FIGURA 5.107. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (35°C, CON INÓCULO).....	270
FIGURA 5.108. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, SIN INÓCULO).....	272
FIGURA 5.109. DQO (55°C, SIN INÓCULO).....	273
FIGURA 5.110. PH (55°C, SIN INÓCULO).....	274
FIGURA 5.111. NITRÓGENO KJELDAHL (55°C, SIN INÓCULO).....	275
FIGURA 5.112. AMONIO (55°C, SIN INÓCULO).....	276
FIGURA 5.113. NITRATO (55°C, SIN INÓCULO).....	277
FIGURA 5.114. FOSFATO (55°C, SIN INÓCULO).....	278
FIGURA 5.115. MAGNESIO, HIERRO Y FÓSFORO (55°C, SIN INÓCULO).....	279

FIGURA 5.116. POTASIO Y CALCIO (55°C, SIN INÓCULO) .....	280
FIGURA 5.117. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (55°C, SIN INÓCULO) .....	280
FIGURA 5.118. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (55°C, SIN INÓCULO).....	282
FIGURA 5.119. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES (55°C, CON INÓCULO) .....	284
FIGURA 5.120. DQO (55°C, CON INÓCULO) .....	285
FIGURA 5.121. PH (55°C, CON INÓCULO).....	286
FIGURA 5.122 . NITRÓGENO KJELDAHL (55°C, CON INÓCULO).....	287
FIGURA 5.123. AMONIO (55°C, CON INÓCULO) .....	288
FIGURA 5.124. NITRATO (55°C, CON INÓCULO) .....	289
FIGURA 5.125. FOSFATO (55°C, CON INÓCULO) .....	290
FIGURA 5.126. MAGNESIO, HIERRO Y FÓSFORO (55°C, CON INÓCULO) .....	291
FIGURA 5.127. POTASIO Y CALCIO (55°C, CON INÓCULO).....	292
FIGURA 5.128. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL, MINORITARIOS (55°C, CON INÓCULO).....	292
FIGURA 5.129. OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA (55°C, CON INÓCULO) .....	294
FIGURA 5.130. ASPECTO DE LOS MATRACES A 55°C EL DÍA 10.....	297
FIGURA 5.131. VALOR DE DQO FRENTE AL TIEMPO EN LA EXPERIENCIA AEROBIA.....	300
FIGURA 5.132. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADO FRENTE AL TIEMPO .....	301
FIGURA 5.133. MUESTRA INICIAL.....	302
FIGURA 5.134. MUESTRA DÍA 1.....	302
FIGURA 5.135. MUESTRA DÍA 10.....	303
FIGURA 5.136. MUESTRA DÍA 25.....	303
FIGURA 5.137. ASPECTO DE LÍQUIDO RESULTANTE DEL ENSAYO DE BIODEGRADABILIDAD. ....	303
FIGURA 5.138. ESQUEMA GENERAL DE LA PLANTA A DE TRATAMIENTO ANAEROBIO. ....	308
FIGURA 5.139. MONTAJE Y CIERRE DEL DIGESTOR ANAEROBIO .....	309
FIGURA 5.140. MONTAJE DE LA TAPA DEL DIGESTOR. ....	311
FIGURA 5.141. DIGESTOR Y SISTEMA DE CONTROL DE TEMPERATURA. ....	312
FIGURA 5.142. (A) DEPÓSITO DE RECOGIDA DE BIOGÁS (B) CONEXIÓN LATERAL A CANALETA (C) CUADRO DE MANDOS DEL DEPÓSITO .....	313
FIGURA 5.143. DECANTADOR PARA INSTALACIÓN ANAEROBIA .....	316
FIGURA 5.144. CIERRE HIDRÁULICO .....	317
FIGURA 5.145. BOMBA PERISTÁLTICA MULTICABEZAL PARA PROCESO ANAEROBIO.....	318
FIGURA 5.146. CUADRO DE MANDOS DE LA INSTALACIÓN .....	321
FIGURA 5.147 SISTEMA DE MEDIDA Y REGISTRO DIGITAL. ....	322

FIGURA 5.148. ESQUEMA GENERAL DE LA PLANTA B DE TRATAMIENTO ANAEROBIO. ....	325
FIGURA 5.149.- REACTOR ANAEROBIO .....	326
FIGURA 5.150. TAPA DEL REACTOR.....	327
FIGURA 5.151. SISTEMA DE AGITACIÓN .....	327
FIGURA 5.152. UNIDAD DE CONTROL.....	328
FIGURA 5.153. SISTEMA PARA PROCESAMIENTO DE DATOS Y CONTROL REMOTO DEL SISTEMA .....	329
FIGURA 5.154. SEDIMENTADOR.....	330
FIGURA 5.155. FOTOGRAFÍA DE LA INSTALACIÓN B.....	330
FIGURA 5.156. ESQUEMA DE LA INSTALACIÓN PARA EL TRATAMIENTO AEROBIO .....	332
FIGURA 5.157. REACTOR AEROBIO .....	333
FIGURA 5.158. TAPA DEL REACTOR AEROBIO .....	334
FIGURA 5.159. SISTEMA DE CONTROL DE TEMPERATURA .....	335
FIGURA 5.160. DECANTADOR DEL SISTEMA AEROBIO .....	336
FIGURA 5.161. FOTOGRAFÍA DE LA INSTALACIÓN AEROBIA .....	337
FIGURA 5.162. INSTALACIÓN ANAEROBIA EN FASE DE PRODUCCIÓN DE BIOMASA.....	339
FIGURA 5.163. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DURANTE LA FASE DE FORMACIÓN DE BIOMASA PARA EL PROCESO ANAEROBIO.....	341
FIGURA 5.164. EVOLUCIÓN DEL OXÍGENO DISUELTO DURANTE LA FASE DE FORMACIÓN DE BIOMASA PARA EL PROCESO ANAEROBIO.....	341
FIGURA 5.165. EVOLUCIÓN DEL POTENCIAL REDOX DURANTE LA FASE DE FORMACIÓN DE BIOMASA PARA EL PROCESO ANAEROBIO.....	342
FIGURA 5.166. EVOLUCIÓN DEL PH DURANTE LA FASE DE FORMACIÓN DE BIOMASA PARA EL PROCESO ANAEROBIO .....	342
FIGURA 5.167. EVOLUCIÓN DE LA DQO DURANTE LA FASE FORMACIÓN DE BIOMASA EN EL SISTEMA ANAEROBIO .....	344
FIGURA 5.168. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA FASE FORMACIÓN DE BIOMASA EN EL SISTEMA ANAEROBIO.....	344
FIGURA 5.169. FOTOGRAFÍA DEL EFLUENTE AL MICROSCOPIO ÓPTICO 400 AUMENTOS.....	345
FIGURA 5.170. FOTOGRAFÍA DEL EFLUENTE AL MICROSCOPIO ÓPTICO 1000 AUMENTOS.....	345
FIGURA 5.171. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA EN EL INTERIOR DE REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	348
FIGURA 5.172. EVOLUCIÓN DEL POTENCIAL REDOX EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	349

FIGURA 5.173. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	349
FIGURA 5.174. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	351
FIGURA 5.175. DQO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	354
FIGURA 5.176. CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	356
FIGURA 5.177. NITRÓGENO TOTAL LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	357
FIGURA 5.178. AMONIO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	358
FIGURA 5.179. SÓLIDOS TOTALES TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	360
FIGURA 5.180. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	362
FIGURA 5.181. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES INDIVIDUALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	364
FIGURA 5.182. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	365
FIGURA 5.183. CLORURO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS .....	367
FIGURA 5.184. RESTO DE ANIONES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	368
FIGURA 5.185. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 22 DÍAS.....	370
FIGURA 5.186. DETERMINACIÓN DE METANO EN EL GAS EXTRAÍDO DEL REACTOR ANAEROBIO PARA TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO (TRH) DE 22 DÍAS.....	371
FIGURA 5.187. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	374
FIGURA 5.188. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	374
FIGURA 5.189. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	376
FIGURA 5.190. CONTENIDO DE BIOMASA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	378
FIGURA 5.191. DQO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	381
FIGURA 5.192. DQO SOLUBLE DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	382
FIGURA 5.193. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	383

FIGURA 5.194. PORCENTAJE DE DQO SOLUBLE ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	383
FIGURA 5.195. CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	387
FIGURA 5.196. NITRÓGENO TOTAL LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	390
FIGURA 5.197. AMONIO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	390
FIGURA 5.198. SÓLIDOS TOTALES TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	393
FIGURA 5.199. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	396
FIGURA 5.200. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES INDIVIDUALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	399
FIGURA 5.201. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	399
FIGURA 5.202. CLORURO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	402
FIGURA 5.203. NITRITO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	403
FIGURA 5.204. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	405
FIGURA 5.205. METANO PRESENTE EN EL GAS EXTRAÍDO DEL REACTOR ANAEROBIO PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	406
FIGURA 5.206. CANTIDAD DE METANO GENERADO DIARIAMENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	407
FIGURA 5.207. CANTIDAD DE METANO ACUMULADO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	407
FIGURA 5.208. MICROGRAFÍA ÓPTICA DE UNA MUESTRA DEL REACTOR ANAEROBIO PARA UN TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO DE 12,4 DÍAS (100 AUMENTOS) .....	408
FIGURA 5.209. MICROGRAFÍA ÓPTICA DE UNA MUESTRA DEL REACTOR ANAEROBIO PARA UN TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO DE 12,4 DÍAS (100 AUMENTOS CON TINCIÓN DE GRAM) .....	409
FIGURA 5.210. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	411
FIGURA 5.211. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO EN EL INTERIOR DEL REACTOR PARA TRH = 10 DÍAS ..	412
FIGURA 5.212. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	414
FIGURA 5.213. CONTENIDO DE BIOMASA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	416
FIGURA 5.214. DQO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	419



FIGURA 5.215. DQO SOLUBLE DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	419
FIGURA 5.216. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	420
FIGURA 5.217. PORCENTAJE DE DQO SOLUBLE ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	420
FIGURA 5.218. CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	422
FIGURA 5.219. NITRÓGENO TOTAL LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	423
FIGURA 5.220. AMONIO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	425
FIGURA 5.221. SÓLIDOS TOTALES TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	427
FIGURA 5.222. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	429
FIGURA 5.223. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES INDIVIDUALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	432
FIGURA 5.224. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	432
FIGURA 5.225. CLORURO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	434
FIGURA 5.226. NITRITO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	435
FIGURA 5.227. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	437
FIGURA 5.228. METANO PRESENTE EN EL GAS EXTRAÍDO DEL REACTOR ANAEROBIO PARA TRH = 10 DÍAS. ....	437
FIGURA 5.229. CANTIDAD DE METANO GENERADO DIARIAMENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	438
FIGURA 5.230. CANTIDAD DE METANO ACUMULADO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	438
FIGURA 5.231. MICROGRAFÍA ÓPTICA DE UNA MUESTRA DEL REACTOR ANAEROBIO PARA UN TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO DE 10 DÍAS (100 AUMENTOS) .....	439
FIGURA 5.232. MICROGRAFÍA ÓPTICA DE UNA MUESTRA DEL REACTOR ANAEROBIO PARA UN TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO DE 10 DÍAS (100 AUMENTOS CON TINCIÓN DE GRAM) .....	440
FIGURA 5.233. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	442
FIGURA 5.234. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO EN EL INTERIOR DEL REACTOR PARA TRH = 5 DÍAS ....	443
FIGURA 5.235. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	444

FIGURA 5.236. CONTENIDO DE BIOMASA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	446
FIGURA 5.237. DQO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	448
FIGURA 5.238. DQO SOLUBLE DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	449
FIGURA 5.239. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	450
FIGURA 5.240. PORCENTAJE DE DQO SOLUBLE ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	450
FIGURA 5.241. CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	452
FIGURA 5.242. NITRÓGENO TOTAL LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	454
FIGURA 5.243. AMONIO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	455
FIGURA 5.244. SÓLIDOS TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	457
FIGURA 5.245. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	459
FIGURA 5.246. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES INDIVIDUALES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	461
FIGURA 5.247. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES TOTALES DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	461
FIGURA 5.248. CLORURO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	463
FIGURA 5.249. NITRITO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	464
FIGURA 5.250. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	466
FIGURA 5.251. METANO PRESENTE EN EL GAS EXTRAÍDO DEL REACTOR ANAEROBIO PARA TRH = 5 DÍAS .....	466
FIGURA 5.252. CANTIDAD DE METANO GENERADO DIARIAMENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	467
FIGURA 5.253. CANTIDAD DE METANO ACUMULADO DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	467
FIGURA 5.254. MICROGRAFÍA ÓPTICA DE UNA MUESTRA DEL REACTOR ANAEROBIO PARA UN TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO DE 5 DÍAS (100 AUMENTOS) .....	468
FIGURA 5.255. MICROGRAFÍA ÓPTICA DE UNA MUESTRA DEL REACTOR ANAEROBIO PARA UN TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO DE 5 DÍAS (100 AUMENTOS CON TINCIÓN DE GRAM) .....	469
FIGURA 5.256. INSTALACIÓN AEROBIA EN FASE DE PRODUCCIÓN DE BIOMASA.....	471
FIGURA 5.257. EVOLUCIÓN DE LA DQO DURANTE LA FASE FORMACIÓN DE BIOMASA EN EL SISTEMA AEROBIO .....	472

FIGURA 5.258. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA FASE FORMACIÓN DE BIOMASA EN EL SISTEMA AEROBIO.....	473
FIGURA 5.259. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	476
FIGURA 5.260. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	476
FIGURA 5.261. EVOLUCIÓN DEL POTENCIAL REDOX EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	477
FIGURA 5.262. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA ANAEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	479
FIGURA 5.263. CONTENIDO DE BIOMASA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	481
FIGURA 5.264. DQO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	483
FIGURA 5.265. DQO SOLUBLE DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	484
FIGURA 5.266. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	485
FIGURA 5.267. PORCENTAJE DE DQO SOLUBLE ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	485
FIGURA 5.268. CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	487
FIGURA 5.269. NITRÓGENO TOTAL LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	488
FIGURA 5.270. AMONIO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	489
FIGURA 5.271. SÓLIDOS TOTALES TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	491
FIGURA 5.272. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	493
FIGURA 5.273. CLORURO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	495
FIGURA 5.274. NITRITO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS .....	496
FIGURA 5.275. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 12,4 DÍAS.....	498
FIGURA 5.276. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS.....	500
FIGURA 5.277. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS .....	501

FIGURA 5.278. EVOLUCIÓN DEL PH EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	501
FIGURA 5.279. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	503
FIGURA 5.280. CONTENIDO DE BIOMASA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	505
FIGURA 5.281. DQO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	508
FIGURA 5.282. DQO SOLUBLE DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	508
FIGURA 5.283. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	509
FIGURA 5.284. PORCENTAJE DE DQO SOLUBLE ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	510
FIGURA 5.285. CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	513
FIGURA 5.286. NITRÓGENO TOTAL LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	516
FIGURA 5.287. AMONIO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	516
FIGURA 5.288. SÓLIDOS TOTALES TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	519
FIGURA 5.289. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	522
FIGURA 5.290. CLORURO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	525
FIGURA 5.291. NITRITO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	526
FIGURA 5.292. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 10 DÍAS	528
FIGURA 5.293. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS	530
FIGURA 5.294. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS	531
FIGURA 5.295. PH DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS	532
FIGURA 5.296. CONTENIDO DE BIOMASA EN EL INTERIOR DEL REACTOR DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS	534
FIGURA 5.297. DQO DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS	536
FIGURA 5.298. DQO SOLUBLE DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS	537
FIGURA 5.299. PORCENTAJE DE DQO ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS	538

FIGURA 5.300. PORCENTAJE DE DQO SOLUBLE ELIMINADA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	538
FIGURA 5.301. CARBONO ORGÁNICO TOTAL EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .	540
FIGURA 5.302. NITRÓGENO TOTAL LIGADO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS ...	541
FIGURA 5.303. AMONIO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	543
FIGURA 5.304. SÓLIDOS TOTALES TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	545
FIGURA 5.305. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	547
FIGURA 5.306. CLORURO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	550
FIGURA 5.307. NITRITO EN EL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS .....	551
FIGURA 5.308. DENSIDAD DEL EFLUENTE DURANTE LA EXPERIENCIA AEROBIA PARA TRH = 5 DÍAS.....	553
FIGURA 5.309. ESQUEMA DE INSTALACIÓN DE MEZCLA COMPLETA.....	554
FIGURA 5.310. APLICACIÓN DEL MODELO DE MONOD A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO.....	559
FIGURA 5.311. APLICACIÓN DEL MODELO DE CONTOIS A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO .....	560
FIGURA 5.312. APLICACIÓN DEL MODELO DE MC KINNEY A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO.....	560
FIGURA 5.313. APLICACIÓN DEL MODELO DE ECKENFELDER A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO .....	561
FIGURA 5.314. APLICACIÓN DEL MODELO DE GRAU A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO .....	561
FIGURA 5.315. APLICACIÓN DEL MODELO DE MONOD A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO.....	563
FIGURA 5.316. APLICACIÓN DEL MODELO DE CONTOIS A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO .....	564
FIGURA 5.317. APLICACIÓN DEL MODELO DE MC KINNEY A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO .....	564
FIGURA 5.318. APLICACIÓN DEL MODELO DE ECKENFELDER A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO.....	565
FIGURA 5.319. APLICACIÓN DEL MODELO DE GRAU A LOS DATOS DEL TRATAMIENTO AEROBIO. ....	565
FIGURA 5.320.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO EN LA BIOMASA DE LOS REACTORES. AEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-5}$ .	604
FIGURA 5.321.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO EN LA BIOMASA DE LOS REACTORES. AEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-6}$ .	605
FIGURA 5.322.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO EN LA BIOMASA DE LOS REACTORES. ANAEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-5}$ . .....	605
FIGURA 5.323.- RECUENTO MICROBIOLÓGICO EN LA BIOMASA DE LOS REACTORES. ANAEROBIOS EN PCA DILUCIÓN $10^{-6}$ . .....	606



# **1 INTRODUCCIÓN**





La evolución de la sociedad ha llegado, actualmente, a un modelo de vida basado en un constante incremento del consumo cuya consecuencia inmediata es la generación de una serie de residuos urbanos que pueden incidir perjudicialmente en el medioambiente.

Si bien la generación de residuos por parte del hombre ha existido desde siempre, durante mucho tiempo, los desechos de animales y plantas contribuyeron al sostenimiento de la vida de los ecosistemas. Sin embargo, el constante aumento de las tasas de generación de los mismos ha originado, en muchos casos, la ruptura del equilibrio entre la biosfera y las actividades humanas (Costa *et al.*, 1991).

Esta tendencia en la generación de residuos urbanos (RU) se ha podido apreciar perfectamente en España donde, desde principios de la década de los noventa, la generación de los residuos urbanos (RU) ha mostrado un incremento año a año, situándose en 2007 en 544 kilogramos por habitante y año o, lo que es lo mismo, en 1,49 kilogramos por habitante y día. Estos valores, así como los que aparecen en la figura 1.1, se han elaborado para este estudio a partir de los últimos datos publicados en 2009 por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) sobre t/a de residuos generados, y por el Instituto Nacional de Estadísticas (INEM) sobre población en España. En el periodo que va desde 1990 hasta 2007, la generación de RU en este país prácticamente se duplicó, produciéndose un total de 24.585.000 toneladas de residuos en el año 2007 (figura 1.1).

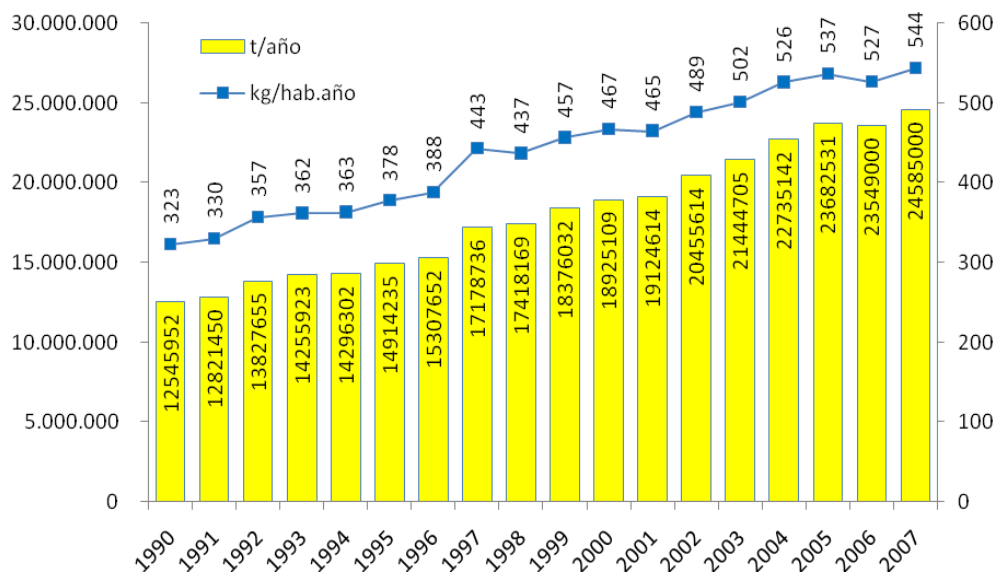


Figura 1.1. Generación de RU en España (elaboración propia a partir de los últimos datos publicados en 2009 por el MAMR y el INE)

El excesivo incremento experimentado en la generación de residuos urbanos (RU) no es potestad de unos países concretos ya que, durante los últimos años, se ha podido observar en todos los países desarrollados aunque la tendencia no es igual en todos ellos. En la Unión Europea (UE), la generación de residuos por habitante se ha mantenido estable en el periodo 2003-2007, mientras que según los datos analizados, en España, mantenía una cierta tendencia de crecimiento, situándose en 2007 en 544 kg/hab valor superior a la media de los países de la UE-27 (522 kg/hab) y de los países de la UE-15 (567 kg/hab) , donde UE-27 hace referencia a los países actualmente miembros de la Unión Europea y UE-15 a los países europeos de la zona euro (figura 1.2). En relación con la UE-27, España ocupaba en 2007 la octava posición en generación de residuos, siendo sólo superada por Dinamarca (801 kg/hab), Irlanda (788 kg/hab), Chipre (754 kg/hab), Luxemburgo (694 kg/hab), Países Bajos (630 kg/hab) y Austria (597 kg/hab) (Eurostat, 2007).

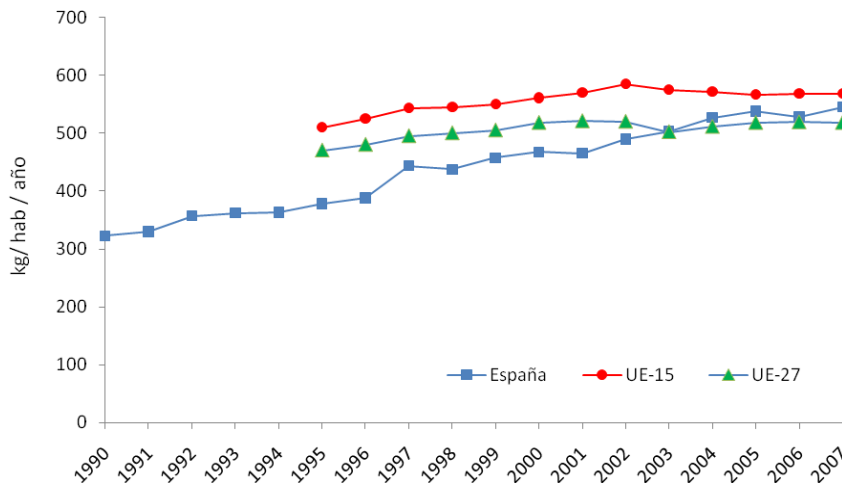


Figura 1.2. Generación de RU en la Unión Europea (Ministerio de Medio Ambiente, 2007; Eurostat, 2007)

Hay que destacar las diferencias significativas que existen en los datos de generación de residuos facilitados por el MARM, Eurostat y el INE (tabla 1.1). Estas diferencias muestran la necesidad de homogeneizar la información estadística, pues dificultan tanto la comparación de datos como la evaluación de la situación real y de las tendencias de futuro.

Tabla 1.1. Comparación de la información sobre residuos suministrada por diferentes organismos (kg/hab/año)

Organismo	2005	2006	2007
<b>MARM</b>	507	529	521
<b>EUROSTAT</b>	597	599	588
<b>INE</b>	557	553	551

Fuentes: MARM: Datos facilitados por la Subdirección General de Producción y Consumo Sostenibles  
Eurostat <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/statistics/themes>:  
INE: Indicadores ambientales. Indicadores sobre residuos urbanos. Cantidad per cápita (habitantes: proyecciones de población)  
<http://www.ine.es/jaxi/tabla.do?path=/t26/p069/p01/10/&file=03001>.

Los RU están formados por una mezcla heterogénea de materiales en proporciones muy variables. Los últimos datos referentes a la caracterización y

composición de los residuos urbanos en España, publicados en 2007, fueron obtenidos por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y se recogen en la figura 1.3. Esta información fue obtenida a partir del estudio realizado en ocho Comunidades Autónomas (Andalucía, Aragón, Asturias, Canarias, Cantabria, Castilla y León, Cataluña y Murcia) y el resultado se extrapoló a la totalidad del territorio nacional.

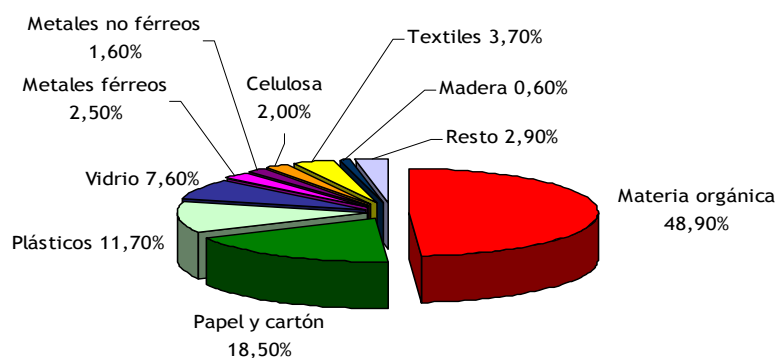


Figura 1.3. Estimación de la composición de los RU en España (Ministerio de Medio Ambiente, 2007)

El gobierno español, para determinar las prioridades y criterios para la gestión de residuos en España, promulgó la Ley 10/98 de 21 de abril, de Residuos, basada en los criterios de la UE en materia de residuos, en concreto, transpuesta de la Directiva 91/156/CEE. En ella se recoge la estrategia de gestión de residuos fijada en el 5º Programa de Acción de la UE “Hacia un desarrollo sostenible”, en el que se señala una jerarquía de opciones de gestión de acuerdo con el siguiente orden de prioridad:

- Reducción.
- Reutilización.
- Reciclado.
- Valorización.

Eliminación cuando las anteriores no son posibles.

La reducción en la producción de residuos urbanos es la primera de las estrategias contempladas. No forma en sí parte de la gestión porque es un paso previo pero se relaciona estrechamente con ella. Se entiende por reducción el conjunto de medidas destinadas a conseguir la minimización en la producción de residuos urbanos así como de la cantidad de sustancias peligrosas y contaminantes presentes en ellos. Esta reducción se puede conseguir actuando en las distintas etapas del proceso:

En la fabricación, diseñando el proceso de modo que se disminuya la cantidad de residuos generados y su peligrosidad, se prolongue la vida útil de los artículos y se facilite su reutilización o reciclado.

En el transporte, disminuyendo los embalajes utilizados.

En el consumo, promoviendo cambios en los hábitos de consumo como la reutilización de los productos.

La reutilización está relacionada con la prevención en la producción de residuos y se centra principalmente en la reutilización de los envases. Este sistema ha sido bastante utilizado en sectores como el de bebidas y alimentos líquidos (reciclado de botellas) aunque en los últimos tiempos se ha reducido debido a la implantación de nuevos sistemas de distribución.

El reciclado consiste en la transformación de los residuos, e implica una serie de procesos industriales que partiendo de unos residuos y sometidos a tratamientos físicos, químicos o biológicos dan como resultado la obtención de una serie de materiales que se introducen nuevamente en el proceso productivo.

Hay una serie de residuos que por su naturaleza, estado, etc... no son reciclables pero que sí son aprovechables, pudiendo valorizarse mediante combustión controlada en plantas de incineración que utilizan estos residuos como combustible para producir energía.

Los residuos que tampoco son valorizables tienen que ser eliminados para lo que se utilizan los vertederos. Aún de los residuos depositados en el vertedero puede obtenerse un rendimiento económico extrayendo y recuperando el biogás producto de la descomposición anaerobia de la materia orgánica y que por su composición, muy rico en metano, puede aprovecharse para generar energía.

En relación con la aplicación de estas técnicas a los residuos urbanos generados en España, el reciclado se está llevando a cabo con vidrio, papel, cartón, metales, plásticos y madera desde hace algún tiempo. Según el Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015, en un plazo de diez años, el reciclado de vidrio se ha incrementado un 38 % (figura 1.4), el de papel/cartón un 37 % (figura 1.5), el de metales un 170 % (figura 1.6), el de plásticos un 214 % (figura 1.7) y la madera ha pasado de no reciclarse a reciclarse un 50 % (figura 1.8). El reciclado está resultando muy interesante para estos materiales y no plantea ningún problema su recuperación. Incluso el porcentaje no reciclado de los mismos que debe ser llevado a vertedero tampoco plantea problemas ulteriores.

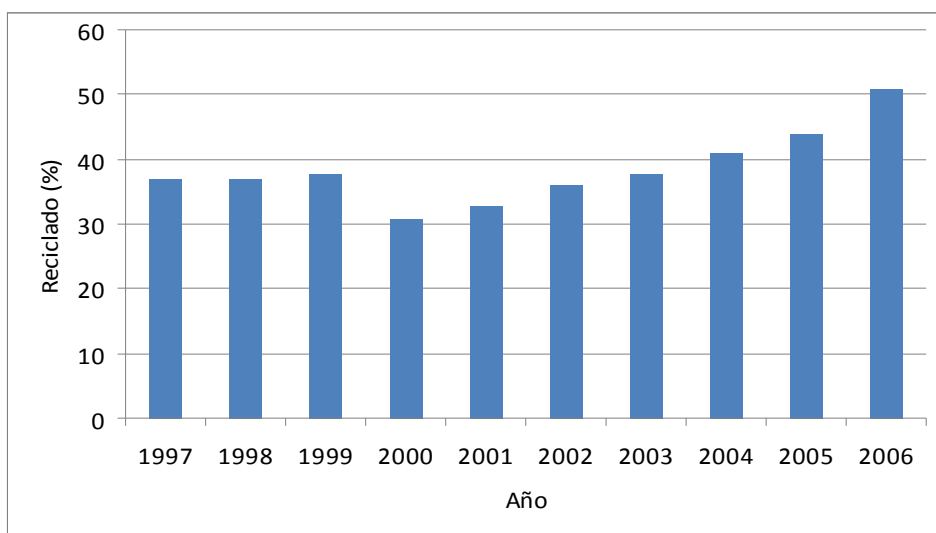


Figura 1.4. Reciclado de vidrio

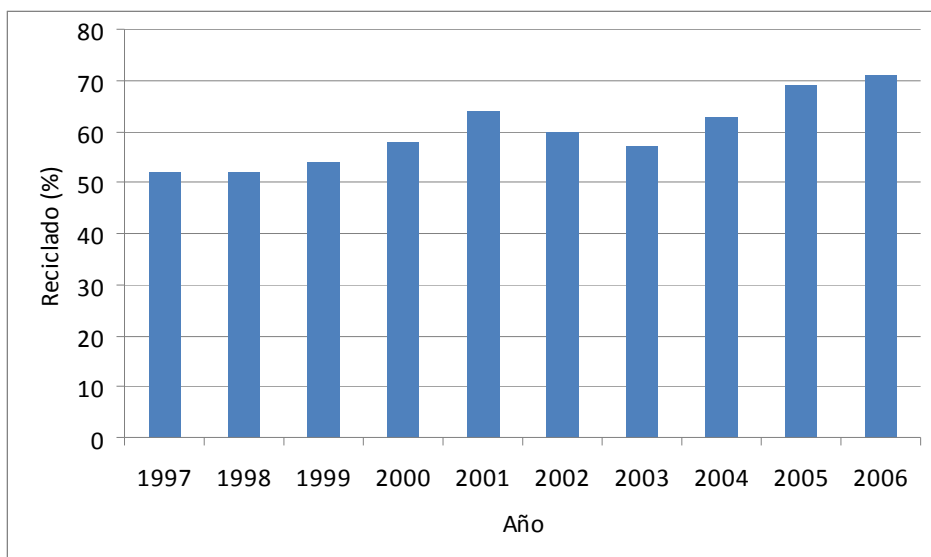


Figura 1.5. Reciclado de papel/cartón

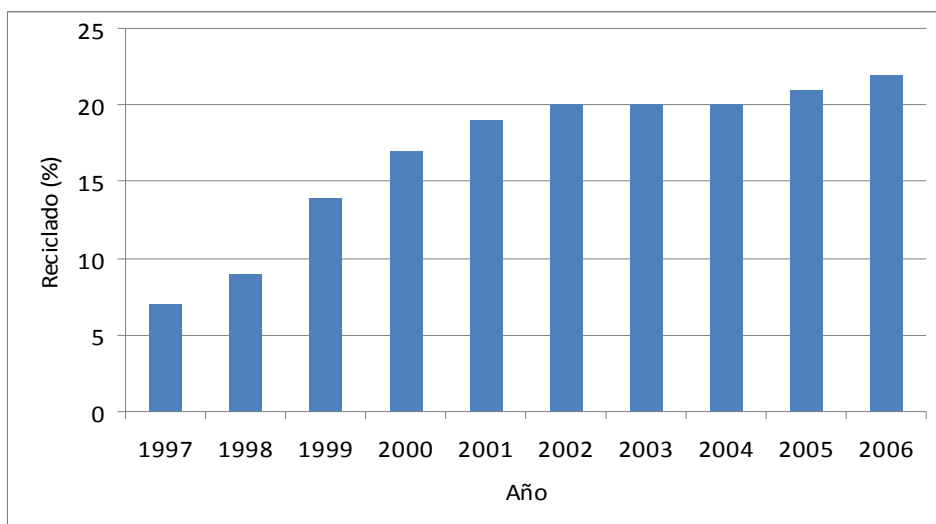


Figura 1.6. Reciclado de metales

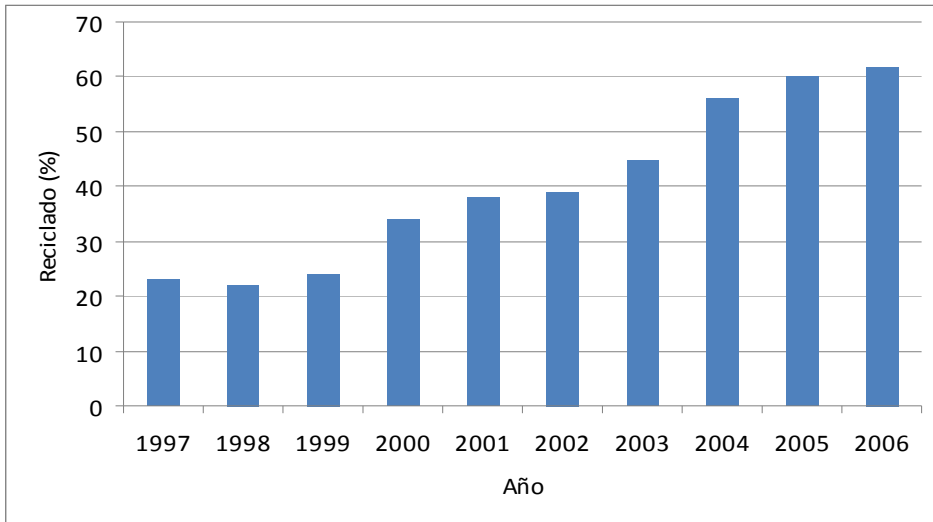


Figura 1.7. Reciclado de plásticos

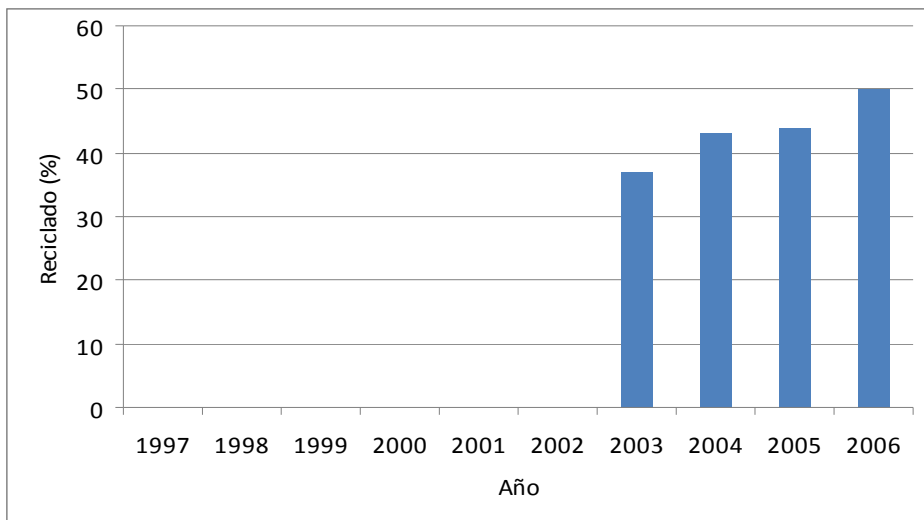
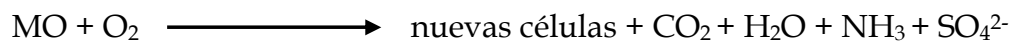


Figura 1.8. Reciclado de madera



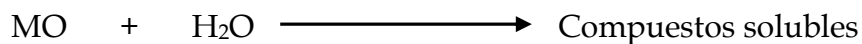
No ocurre lo mismo con la fracción mayoritaria de los residuos urbanos: la materia orgánica. En este caso, el reciclado consiste en un tratamiento de degradación aerobia (compostaje) o de degradación anaerobia (biometanización) que tienen como finalidad convertir esta fracción biodegradable en fertilizantes y también en biogás en el segundo caso.

El compostaje se basa en la descomposición biológica de la materia orgánica bajo condiciones tales que permitan obtener un producto final suficientemente estabilizado para poder ser utilizado como abono o mejorador de suelos (Daskalopoulos *et al.*, 1997). Básicamente, es un proceso en el que los microorganismos (bacterias y hongos), en medio oxigenado, descomponen los residuos orgánicos, bajo esta ecuación genérica:

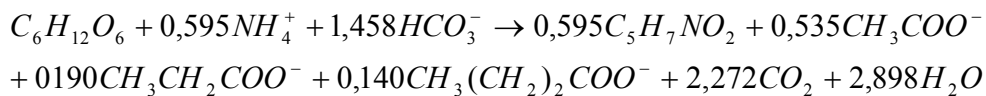


La biometanización, por el contrario, se lleva a cabo en ausencia de aire y, además de los nutrientes, permite recuperar también la energía contenida en la fracción biodegradable de los residuos (Crowe *et al.*, 2002). En el caso de la biometanización es preciso, además, un proceso adicional de compostaje de la biomasa producida para poder ser esparcida en el suelo. Este proceso consta de varias etapas:

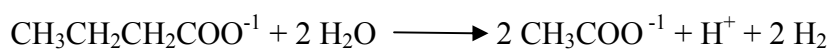
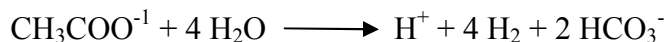
Hidrólisis: en esta etapa los compuestos orgánicos son solubilizados por enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas.



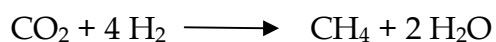
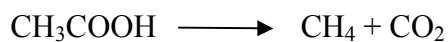
Acidogénesis: en esta etapa los compuestos orgánicos solubles que comprenden los productos de la hidrólisis son convertidos en ácidos orgánicos tales como acético, propiónico y butírico, fundamentalmente (Pavlostyathis y Giraldo-Gómez, 1991).



Acetogénesis: en esta etapa algunos de los productos generados en la acidogénesis son transformados en productos más sencillos: acetato e hidrógeno.



Metanogénesis: en esta etapa metabólica se produce metano a partir de sustrato monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente (como el acetato),  $H_2$  y  $CO_2$ .



Como se puede apreciar, en algunas de las reacciones que tienen lugar hay consumo de agua y en otras se libera siendo el consumo neto de agua positivo. Sin embargo, no hay que olvidar que tras la biometanización es necesario siempre un proceso de compostaje.

Esto hace que en los procesos de reciclado de la materia orgánica, tanto en el compostaje como en la biometanización seguida de compostaje, haya siempre una liberación de agua. En esto radica el problema que surge en este tipo de tratamientos: en la producción de agua que va percolar a través de la masa de residuos arrastrando materia en suspensión y disuelta y constituyendo los denominados LIXIVIADOS.

Pero no toda la materia orgánica presente en los residuos se trata sino que hay una parte que se elimina mediante su depósito en vertederos.

De acuerdo con el Real Decreto 1481/2001, las cantidades de residuos biodegradables que pueden depositarse en vertederos en el período 2006-2016, son las que aparecen en la figura 1.9.

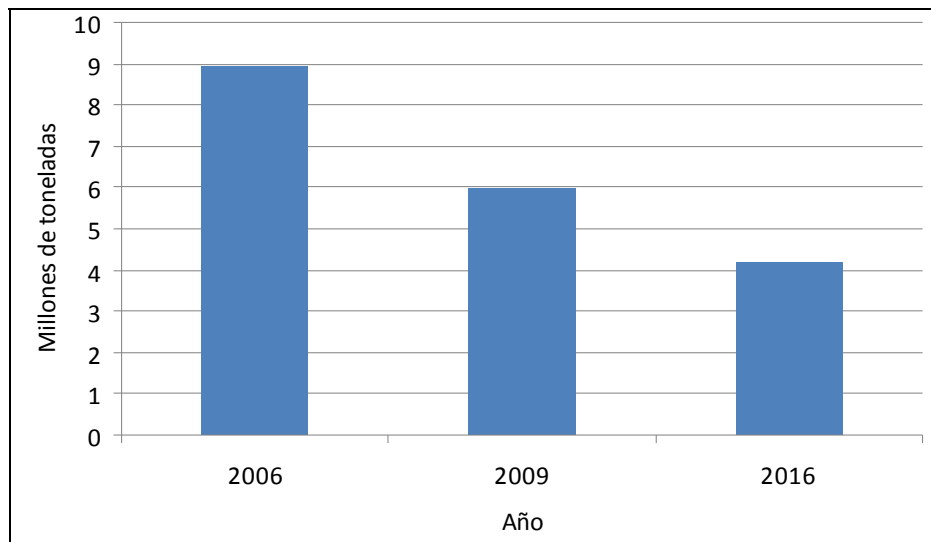


Figura 1.9. Cantidad de residuos biodegradables permitidos para depósito en vertederos

Como se puede apreciar, aun representando sólo el 35% de la fracción orgánica de los residuos, hay un gran volumen de esta materia que va a vertedero. El problema detectado en los procesos de tratamiento, existe también aquí ya que en los vertederos se producen igualmente reacciones de degradación en las que aparece agua. A la cantidad de agua generada en el proceso de degradación hay que añadirle, además, la procedente de la lluvia que percola a través del residuo constituyendo también el LIXIVIADO.

El lixiviado es, pues, el líquido producido en la descomposición de la materia orgánica y al percolar el agua de lluvia a través de la misma. Las características del lixiviado en cuanto a cantidad y composición dependen del tipo de residuo, de la precipitación media y de la evapotranspiración existentes en el emplazamiento, si bien siempre presenta un alto contenido en materia en suspensión y disuelta que hace

que sea un contaminante peligroso que debe eliminarse ya que, de no ser así, puede contaminar las aguas subterráneas.

## **2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**



## 2.1 LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS URBANOS

Mucho ha evolucionado la denominada gestión de residuos urbanos (RU) desde su recogida mediante vehículos de tiro animal allá por los años 1900 pasando por el camión motorizado con ruedas macizas en el año 1925 y hasta nuestros días, con la utilización de vehículo especializado equipado con mecanismos de carga y descarga.

Con anterioridad a su recogida selectiva su gestión era mucho más rudimentaria, dado que la ausencia de envases y envoltorio en los alimentos, permitía su utilización como abono o como materia prima para elaboración de piensos artesanales (restos orgánicos + cereales) para animales en explotaciones agrarias familiares y para animales de compañía.

Las distintas Administraciones Públicas, en su día, se plantearon normalizar la gestión de Residuos, de forma especial, incidiendo en los riesgos de contaminación sobre el Medio Ambiente. Como resultado de esta problemática, surgen todas las Normativas de rango Mundial, Europeo, Nacional, Autonómico y Local que, en forma de Acuerdos Internacionales, Directivas Comunitarias, Reales Decretos, Planes y Ordenanzas, se encuentran en nuestros días en vigor.

Consecuentemente, con el cumplimiento de la Normativa para la Gestión Integral de los Residuos Urbanos, surgen infraestructuras especializadas para su depósito en vertederos controlados denominados “Depósitos de Seguridad” y para su reutilización, reciclado y revalorización en los denominados: Centros de Tratamiento de Residuos (CTR<sup>s</sup>).

Sin embargo, como consecuencia de la implantación de estas infraestructuras aparece un problema que es la generación de lixiviados que están constituidos por

cualquier líquido que penetre a través de los residuos depositados y que sea emitido o esté contenido en un depósito controlado.

### **2.1.1 Vertederos controlados (depósitos de seguridad)**

La Directiva 1999/31/CE, del Consejo, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos, establece un régimen concreto para la eliminación de los residuos mediante su depósito en vertederos. Transpuesta por el Real Decreto 1841/2001 de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, reglamenta todos los procedimientos para depositar los residuos de las distintas categorías (peligrosos, no peligrosos y residuos inertes) mediante depósito en vertedero.

Dicho Real Decreto, en su Anexo I, desglosa los Requisitos generales para todas las clases de vertederos. En su apartado 2. Control de aguas y gestión de lixiviados dice textualmente: “Se tomarán las medidas oportunas con respecto a las características del vertedero y a las condiciones meteorológicas, con objeto de controlar el agua de las precipitaciones que penetren en el vaso del vertedero, impedir que las aguas superficiales o subterráneas penetren en los residuos vertidos, recoger y controlar las aguas contaminadas y los lixiviados, tratar las aguas contaminadas y los lixiviados recogidos del vertedero de forma que se cumpla la norma adecuada requerida para su vertido, aplicando técnicas adecuadas para ello”.

El mismo Real Decreto en el apartado 3 de su Anexo I, al hablar de la “Protección del suelo y de las aguas”, señala que todo vertedero deberá estar ubicado y diseñado de tal manera que disminuya al máximo los riesgos de contaminación de suelos y aguas. Reseña además cuales son las exigencias mínimas de permeabilidad de los terrenos donde se asentarán los vertederos, así como, de la base y los taludes de los mismos que, según el tipo de vertedero, deberá cumplir:



- Vertederos para residuos peligrosos:  $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$  m/s; espesor  $\geq 5$  m.
  - Vertederos para residuos no peligrosos:  $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$  m/s; espesor  $\geq 1$  m.
  - Vertederos para residuos inertes:  $k \leq 1,0 \times 10^{-7}$ ; espesor  $\geq 1$  m.
- (Siendo k = coeficiente de permeabilidad; m/s = metro/segundo)

Indica asimismo que, cuando la barrera geológica natural no cumpla las condiciones antes mencionadas, podrá complementarse con barreras sintéticas a base de productos sintéticos, denominados geosintéticos, donde como elemento principal de impermeabilización se utilizan geomembranas (láminas) de polietileno de alta densidad (PEAD) que tienen un coeficiente de permeabilidad de aproximadamente  $10^{-14}$  m/s por milímetro de espesor de lamina.

Esta barrera artificial impermeable al estar instalada debajo de los residuos, permite mantener en un mínimo la acumulación de lixiviados en la base del vertedero. La figura 2.1 muestra el esquema para los vertederos no peligrosos en donde se encuadran los residuos domiciliarios.

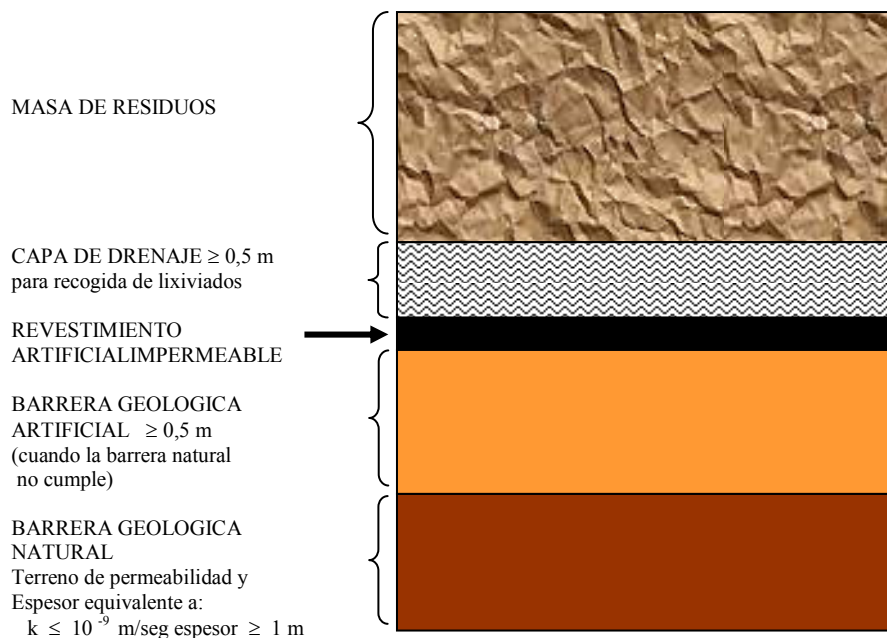


Figura 2.1.- Esquema de barrera sintética para aislamiento de vertederos.

En la figura 2.2 se puede ver, mediante fotografías, parte de las instalaciones de un vertedero controlado, relacionadas principalmente con la impermeabilización del mismo.



Control de carga y pesaje



Balsa de lixiviado



Vaso de rechazo



Esquema impermeabilización

Figura 2.2.- Instalaciones en vertederos controlados.

### 2.1.2 Centro de tratamiento de residuos (CTR)

En la últimas décadas, y a raíz del grado de cumplimiento de las exigencias descritas en las Directivas Comunitarias y en las legislaciones transpuestas por los Países miembros, así como por los Planes Autonómicos de Tratamiento de Residuos Urbanos, surgen los Centros especializados en el Tratamiento de los Residuos no Peligrosos denominados “Centros de Tratamiento de Residuos” (CTR<sup>s</sup>). Estos cubren,

en su mayoría, todas las exigencias de los tratamientos y aprovechamientos integrales de los Residuos no peligrosos y en especial de los Residuos Urbanos (RU) allí depositados (figura 2.3).

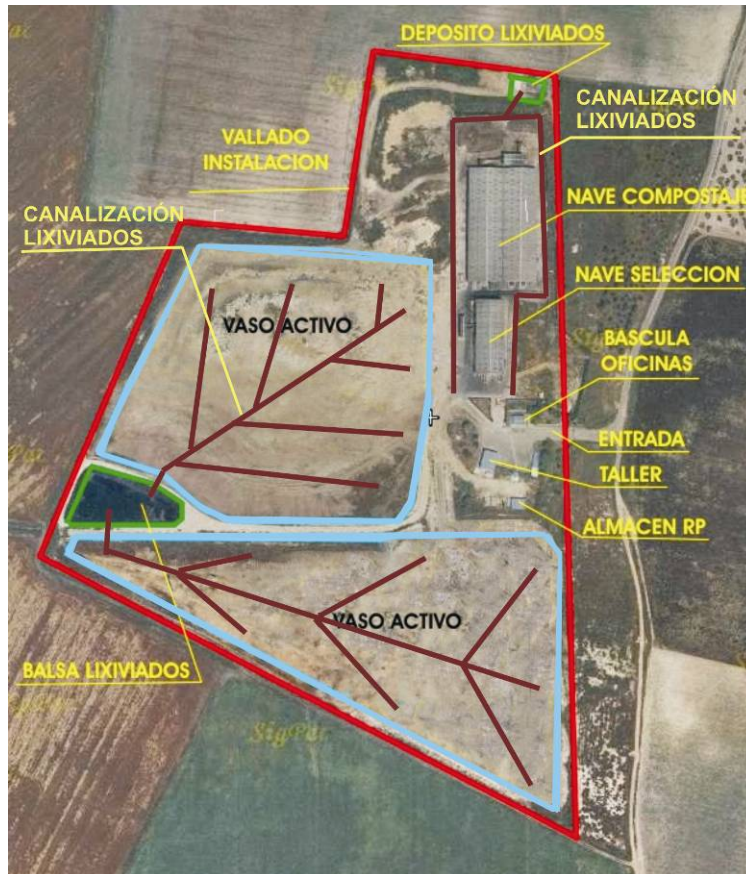


Figura 2.3.- Vista aérea de un centro de tratamiento de residuos (CTR).

El Centro de Tratamiento de Residuos debe concretar e incluir en su proyecto su capacidad anual de tratamiento y desglosar técnicamente las instalaciones que, en el caso de mayores prestaciones, deberá contener:

**2.1.2.1.-Infraestructuras del Edificio de Servicios.**

**2.1.2.2.-Su Planta de tratamiento integrada a su vez por las infraestructuras**

**2.1.2.2.1.-Número de líneas de pre-tratamiento o tratamiento primario, para los residuos correspondientes de la recogida domiciliaria.**

**2.1.2.2.2.-Instalaciones de fermentación aerobia (túneles de fermentación y maduración).**

**2.1.2.2.3.-Instalaciones de fermentación anaerobia (Biometanización).**

**2.1.2.2.4.-Número de líneas de clasificación de envases.**

**2.1.2.2.5.-Línea de tratamiento de voluminosos procedentes de los puntos limpios, estaciones de transferencia y recogida domiciliaria.**

**2.1.2.2.6.-Depósitos de rechazos.**

**2.1.2.3.-Depósitos de seguridad para los residuos rechazados.**

**2.1.2.4.-Balsas de recogida de lixiviados.**

**2.1.2.5.-Planta depuradora para el tratamiento de lixiviados.**

La capacidad de los tratamientos de los residuos cuantificados en t/año, fija la superficie de las plantas de tratamiento, de los depósitos de rechazos, del depósito de almacenamiento de los lixiviados y la capacidad de tratamiento de la depuradora de lixiviados.

Todas las infraestructuras por donde discurran los lixiviados del depósito sanitario, están impermeabilizadas y, en particular, el vaso de seguridad (vertedero), suele disponer de drenaje de seguridad, así

como de una red de evacuación de lixiviados. En su parte exterior, y a cota más baja, se suele ubicar la balsa de lixiviados. Junto a la balsa de recogida y almacenamiento de lixiviado, se instala la planta de tratamiento (que suele ser por osmosis inversa o por electrolisis) diseñada para depurar los m<sup>3</sup>/día de lixiviado que se hayan calculado en proyecto. La capacidad de diseño es función de la producción de lixiviados que se generen en las zonas de tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos (compostaje y biometanización) y acumulados en el depósito de seguridad como consecuencia de la compresión a la que están sometidos los residuos allí depositados y de la pluviometría existente en la zona de ubicación del Centro de Tratamiento.

Todos los Centros de Tratamiento, deberán cumplir con las exigencias y medidas correctoras que figuren en sus proyectos, en las documentaciones técnicas de sus expedientes y en sus Declaraciones de Impacto Ambiental, siempre que no se opongan a los requisitos establecidos en sus Autorizaciones Ambientales Integrales (AAI).

Además del cumplimiento de las medidas correctoras señaladas en el párrafo anterior, por la Administración competente, se suelen fijar entre otras:

#### **2.1.2.6.-Medidas relativas a la explotación de los centros.**

Condicionantes de la actividad que en general está sujeta a los requisitos que establecen la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, y en el Real Decreto. De acuerdo con lo establecido en el artículo 4 del citado Real Decreto los depósitos de rechazos de los Centros de Tratamiento de Residuos (CTRs) se clasifican en la categoría de vertederos para residuos no peligrosos.

Se fijan, además, las operaciones que la entidad promotora está autorizada a realizar, en cuanto a la valorización de residuos no peligrosos, en las naves de selección, compostaje y en la zona de biometanización. En cuanto a la eliminación de los denominados residuos no peligrosos, se limita a aquellos residuos o fracciones residuales no susceptibles de valorización, de acuerdo con las mejores técnicas disponibles, conforme a la definición del párrafo a) del artículo 2 del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, y de acuerdo con la Lista Europea de Residuos aprobada por Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero y corrección de 12 de marzo.

Además, en muchas explotaciones de los CTRs, se prohíbe el riego de los residuos, con el fin de evitar la generación de lixiviados como consecuencia de la percolación de dichas aguas de riego a través de los residuos allí depositados.

#### **2.1.2.7.-Medidas relativas a emisiones atmosféricas.**

Referente a las emisiones todos los Centros de Tratamiento de Residuos no peligrosos (CTR), estarán a lo dispuesto en el Decreto 833/1975, de 6 de febrero, por el que se desarrolla la Ley 38/1972, de 2 de diciembre, de protección del medio ambiente atmosférico y en la Orden de Ministerio de Industria de 18 de octubre de 1976, sobre prevención y corrección de la contaminación industrial a la atmosfera. Otro de los condicionantes que se pone por parte del Órgano competente es que las instalaciones se equiparán y explotarán de modo que se eviten emisiones que provoquen una contaminación significativa; en particular, se exige que los gases de escape sean liberados de forma controlada, mediante chimeneas que deben ir asociadas al foco de emisión. Asimismo, se deberán fijar los focos emisores a la atmósfera de los que dispone el CTR, a saber:

**2.1.2.7.1.-Emisiones difusas.**

**2.1.2.7.1.1.-Foco** correspondiente a las emisiones del aire tratado en los biofiltros, con posible emisión de partículas, olores, CO<sub>2</sub>, derivados de azufre y nitrógeno.

**2.1.2.7.1.2.-Foco** correspondiente a la nave de tratamiento de residuos, con posible emisión de partículas y olores.

**2.1.2.7.2.-Emisiones canalizadas.**

**2.1.2.7.2.1.-Se** fija por parte de la Administración competente el límite de emisión para cada uno de los focos canalizados en los puntos:

**2.1.2.7.2.1.1.-Chimeneas** correspondientes a los gases de escape de los motores de biogás de las plantas de cogeneración.

**2.1.2.7.2.1.2.-Antorchas** de seguridad.

**2.1.2.7.2.2.-Salidas** del aire de las zonas de afino.

**2.1.2.7.2.3.-Gases** de las calderas ubicadas en la zona de biometanización. El combustible utilizado es gasóleo.

**2.1.2.7.3.-En** relación con la inmisión de partículas de 10 $\mu$  de diámetro (PM10), no podrán superar los límites establecidos en el Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo benceno y monóxido de carbono.

**2.1.2.7.4.-Se** señalan las emisiones sonoras para la explotación de residuos, de forma y manera que no se superen los límites de emisión sonora establecidos en el Decreto 3/1995, de 12 de enero, por el que se

establecen las condiciones que deberán cumplir las actividades clasificadas, por sus niveles sonoros o vibraciones. Es decir, la emisiones sonoras en el ambiente exterior del recinto de la instalación no sobrepasarán un determinado valor, medido en decibelios.

**2.1.2.8.-Medidas relativas a la protección del suelo y de las aguas subterráneas.**

Entre las medidas protectoras a tomar de cara a la protección del suelo y de las aguas subterráneas que discurren por la zona donde se ubica el CTR, se tomarán las siguientes:

**2.1.2.8.1.-**Todos los lixiviados (lixiviados de proceso, aguas de baldeo de naves, excedente de biometanización, lixiviados del depósito de rechazos) y aguas residuales que se produzcan deberá tener un tratamiento de depuración en una Planta Depuradora o en la propia planta antes de ser reutilizados o vertidos al cauce público.

**2.1.2.8.2.-**Se deberán realizar controles periódicos de la barrera impermeable sintética (geomembrana y geotextiles) del depósito controlado de residuos no peligrosos y, además, se deberá cumplir con lo establecido en el Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, de eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.

**2.1.2.8.3.-**Aquellas zonas donde se almacenen los productos químicos deberán cumplir con las medidas de seguridad que sean de aplicación en cada caso de acuerdo con lo establecido en el Real Decreto 379/2001, de 6 de abril, por el que se aprueba el Reglamento de almacenamiento de productos químicos y sus instrucciones técnicas complementarias.



**2.1.2.9.-Medidas relativas a los Residuos.**

Se suelen determinar, las medidas correctoras frente a los residuos, destacando entre otras:

**2.1.2.9.1.-**Aquellos Centros de Tratamiento de Residuos no Peligrosos, que cuenten dentro de sus instalaciones con Planta de Biometanización, están obligados a intentar recuperar al máximo la materia orgánica que contengan los residuos recibidos en sus instalaciones, con el fin realizar su valorización mediante digestión aerobia (compostaje) y anaerobia (biometanización).

**2.1.2.9.2.-**Otro de los condicionantes es que los residuos peligrosos que se generen como consecuencia del mantenimiento, selección y triaje de los residuos domiciliarios llevadas a cabo en las instalaciones deberán contar con los documentos de retirada de los mismos por gestor autorizado además de la obligación que tiene la Empresa explotadora de estar dada de alta en el Registro Provincial de Pequeños Productores de Residuos Peligrosos con el número que le corresponda. Además, dichos residuos deberán estar bajo techado.

**2.1.2.9.3.-**Respecto a los lodos procedentes de la Planta de depuración de lixiviados, se consideran residuos peligrosos hasta que los datos contrastados de su análisis no demuestren lo contrario, por lo que se exige sean almacenados en envases herméticos y deberán ponerse a disposición de un gestor autorizado de residuos peligrosos. En ningún caso podrán depositarse en el vertedero.

**2.1.2.9.4.-**Se exige obtener los datos correspondientes a la meteorología, que se indican en el Anexo III del Real Decreto 1481/2001, de la estación meteorológica más próxima.

**2.1.2.9.5.**-Para el control de lixiviados, se marcan unas periodicidades para analizar su volumen y su composición; siendo los parámetros a analizar coincidentes con los exigidos para las aguas subterráneas.

**2.1.2.9.6.**-Se recomienda que la recogida de muestras y medición de los lixiviados se realice por separado en cada punto que descargue el lixiviado de la instalación, según Norma UNE-EN 25667:1995, sobre “Calidad del agua. Muestreo. Parte 2: guía para las técnicas de muestreo (ISO 5667-2:1991)”.

**2.1.2.9.7.**-Además, se indica que, para facilitar la recogida de los lixiviados, deberá habilitarse un sistema que permita la toma de muestras de los mismos en los puntos de su descarga.

**2.1.2.9.8.**-Otra de las exigencias es que, con cierta periodicidad (aproximadamente anual), se presente un informe técnico que demuestre el correcto estado de la balsa de almacenamiento de lixiviados en cuanto a estabilidad, erosión, grado de llenado, posibles filtraciones y cualesquiera otros aspectos, que pudieran incidir en un posible episodio de fuga o rotura.

**2.1.2.10.**-Medidas relativas al control y vigilancia de las instalaciones.

Las medidas correspondientes al control y vigilancia de las instalaciones se suelen subdividir en distintos grupos, a saber:

**2.1.2.10.1.**-De tipo general. Referentes a limpieza, mantenimiento, analíticas de compostaje etc....

**2.1.2.10.2.**-Atmósfera. Controles de las unidades de combustión, emisiones a la atmosfera, detección de mezclas explosivas, etc....

**2.1.2.10.3.**-Olores. La metodología de muestreo empleada estará acreditada según UNE-EN ISO/IEC 17025:2005 y el método se

regirá por la norma EN 13725 “Calidad del aire. Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica”.

**2.1.2.10.4.**-Sobre el control de Gases, suele fijarse, con cierta periodicidad, la medida de la presión atmosférica y de sus emisiones potenciales (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, SH<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> etc.) durante su fase de explotación y en su fase de pos clausura. El control de emisión de gases deberá ser representativo de cada sección del vertedero, referido principalmente al contenido de fracción orgánica en el residuo, debiéndose comprobar, periódicamente, la eficacia del sistema de extracción de gases.

**2.1.2.11.**-Memoria Anual.

La Administración competente exige que, anualmente, se presente una memoria que recoja las actividades realizadas y que incluya, entre otros, los siguientes datos:

**2.1.2.11.1.**-Cumplimiento del condicionado Ambiental y del Plan de Vigilancia.

**2.1.2.11.2.**-Informe sobre la producción de residuos peligrosos generados como consecuencia de las operaciones de mantenimiento de las instalaciones, detallando cantidades producidas y acreditaciones del sistema de gestión final.

**2.1.2.11.3.**-Resumen de las operaciones de gestión realizadas en la instalación.

**2.1.2.11.4.**-Informe sobre los resultados de la vigilancia y control del vertedero de residuos no peligrosos.

**2.1.2.11.5.**-Informe sobre las emisiones correspondientes a la instalación.

**2.1.2.11.6.**-Los datos requeridos por el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (EPER/E-PRTR).

**2.1.2.11.7.**-Resumen de las operaciones de mantenimiento realizadas en la instalación y que puedan tener implicaciones directas o indirectas en la incidencia medio ambiental.

**2.1.2.12.**-Medidas a adoptar en situaciones anormales de funcionamiento y prevención de accidentes.

Entre estas medidas cabe destacar las siguientes, que, normalmente, se fijan en los documentos denominados “Autorizaciones Ambientales Integrales” emitidos por las Administraciones competentes:

**2.1.2.12.1.**-En materia de protección contra incendios, se estará sometido a lo dispuesto en la normativa vigente, en particular a lo establecido en el Real Decreto 2267/2004, de 3 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento de seguridad contra incendios en los establecimientos Industriales, y en el Real Decreto 1523/1999, de 1 de octubre, por el que modifica el Reglamento de instalaciones petrolíferas, y las instrucciones técnicas complementarias.

**2.1.2.12.2.**-Las instalaciones de protección contra incendios se ajustarán al Real Decreto 1942/1993, de 5 de noviembre, por el que se aprueba el Reglamento de instalaciones de protección contra incendios; exigiéndose que los aparatos, equipos, sistemas y sus componentes, deberán ser sometidos a revisiones de conservación, tal y como se establecen en el artículo 19 del señalado Reglamento.

**2.1.2.12.3.**- Así mismo se exige que se lleven a cabo cuantas medidas tendentes a garantizar la protección del medioambiente y la

salud de las personas sean necesarias, ante cualquier situación fuera de la normalidad en cuanto al funcionamiento de las instalaciones.

**2.1.2.12.4.-** Durante el ejercicio de la actividad, la Empresa gestora deberá cumplir el Real Decreto 39/1997, de 17 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de los servicios de prevención, y el Real Decreto 664/1997, Reglamento de Prevención de Riesgos Biológicos, que desarrollan la Ley 31/1995, de 8 de noviembre, de Prevención de Riesgos Laborales.

Como puede apreciarse el problema de generación y tratamiento de los lixiviados es un punto crucial tanto en los vertederos controlados como en los Centros de Tratamiento de Residuos y, por ello, merece ser estudiado con detenimiento.

## 2.2 PROBLEMÁTICA DE LOS LIXIVIADOS

De acuerdo con lo anteriormente indicado, como consecuencia del depósito de los residuos domiciliarios en los vertederos y de su procesado en los Centros de Tratamiento, se generan una serie de efluentes líquidos denominados “LIXIVIADOS”. El principal inconveniente de los lixiviados es que son “altamente contaminantes” y su contacto incontrolado con el medio ambiente puede generar graves problemas de contaminación, en particular, en las aguas superficiales y subterráneas. Además, se debe tener en cuenta que un vertedero puede continuar produciendo lixiviados hasta 50 años después de su clausura y cese de las actividades (Kurniawan *et al.*, 2005).

Jorge Alonso Cárdenas León (1996) en su tesis defendida en 1996 y titulada “Impacto del basurero de Navarro sobre las aguas subterráneas en Cali, Colombia” señaló que, debido a la creciente demanda de agua subterránea y al constante incremento en la generación de residuos domésticos e industriales que acompañan el desarrollo urbano, la contaminación potencial que sobre las fuentes subterráneas pueden causar los depósitos de seguridad (vertederos), es un factor de vital importancia en el planeamiento y manejo del recurso hídrico. La tesis se centra en el problema de la contaminación del agua subterránea causada por el depósito de residuos sólidos del municipio de Cali, llamado comúnmente, Basurero de Navarro. En ella se destaca el carácter crítico que tiene la selección del sitio donde se ubica un depósito y la relación que existe entre el régimen de precipitación local y la carga de lixiviados que potencialmente pueden generarse.

En la conferencia inaugural de las Jornadas sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas titulada “Políticas de protección de las aguas subterráneas en Europa”, Foster (1998) comentó que las aguas subterráneas juegan un papel importante en el suministro de agua en la mayoría de países europeos (llegando a

proporcionar por extracción directa más del 30% del abastecimiento de agua) y un papel predominante en varios países y/o regiones (donde este porcentaje está por encima del 70%). Señaló, por lo tanto, la importancia que tiene el mantener las aguas procedentes del subsuelo en condiciones óptimas para la salud humana. Fijó las estrategias de protección del agua subterránea y las distintas procedencias de su contaminación: la contaminación agrícola, la contaminación por plaguicidas y la contaminación por los lixiviados. Éstos últimos se generan cuando el agua se introduce en un vertedero de residuos, fomentándose los procesos de degradación biológica y también el denominado “gas de vertedero”. (fundamentalmente compuesto por metano y dióxido de carbono), así como un lixiviado potencialmente contaminante.

Existen en la bibliografía numerosos estudios en los que se presentan evidencias de cómo estos líquidos pueden contaminar aguas subterráneas y superficiales (Cossu *et al.*, 2001; Ding *et al.*, 2001).

En relación con esto, Roger Iván Méndez Novelo *et al.* (2002) reafirmaron lo que Cruz *et al.* (2001) dijeron de los lixiviados: que eran líquidos que se generan por la liberación del exceso de agua de los residuos sólidos y por la percolación de agua pluvial a través de los estratos de residuos sólidos que se encuentran en las fases de descomposición.

En su artículo de investigación hacen referencia a la contaminación por lixiviados al afirmar que el lixiviado es considerado como el principal y gran contaminante de un relleno sanitario (vertedero) ya que arrastra a su paso material disuelto, en suspensión, fijo o volátil, lo que provoca que tengan elevadas cargas orgánicas (investigadores como Kennedy *et al.*, 2001, han encontrado concentraciones tan elevadas como 60000 mg/l de DQO), elevadas concentraciones de sales inorgánicas (cloruro de sodio y carbonatos) y de metales pesados, y un color que varía desde café –pardo-grisáceo cuando está fresco hasta un color negro viscoso cuando envejece.

En esta investigación los valores del pH de los lixiviados registrados fueron siempre alcalinos, lo que indica que correspondería a un lixiviado en la etapa metanogénica, sin embargo, los otros parámetros indican que la mayor parte de los lixiviados provienen de condiciones acidogénicas y que, por lo tanto, el valor elevado del pH se debe a la influencia del recubrimiento. En resumen se presentan los resultados obtenidos de los lixiviados generados en el vertedero clausurado de la ciudad de (Mérida-Mejico) y se comparan éstos con la composición típica de los lixiviados de vertederos.

Jesús Arvizu y Rodrigo González (2005) comentan en su investigación comunicada en el V Congreso nacional de Aguas Subterráneas celebrado en Hermosillo, Sonora, bajo el título “Detección de Lixiviados en un Vertedero de Residuos Sólidos Urbanos, en una zona del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora, México”, que uno de los problemas principales en las aguas subterráneas lo genera la infiltración de lixiviados procedentes de vertederos, derrames químicos o desperdicios líquidos. Esto produce la degradación local de la calidad del agua subterránea (Díaz y Arizabalo, 1991). Observaron que las plumas de contaminación por lixiviado medida por conductividad van disminuyendo a medida que se va profundizando hacia los acuíferos desde un valor que ronda los 1000 mS/m hasta valores de 100 mS/m los cuales se muestran desde los 3 m hasta los 7 m. Asimismo, se contemplan conductividades menores de 100 (hasta 30 mS/m) correspondientes a material arcilloso que actúa como barrera impermeable entre el lixiviado y el acuífero. Las conductividades entre 20 y 5 mS/m corresponden a arenas y gravas.

M.C.Gustavo López Badilla y María García Cruz (2007) en su análisis de un sistema de generación de energía eléctrica mediante basura doméstica reconocen que, como consecuencia de la descomposición de la basura, se producen lixiviados y otros líquidos que, percolados entre ella, posteriormente pasan a los acuíferos afectando a los alrededores. Aseguran que la interrelación entre el contenido de la humedad, tamaño de trozos de basura, circulación de aire y temperatura es relativamente



compleja y que el efecto total de estos factores es lo que determina la evaporación y, por lo tanto, la producción de lixiviados en vertederos.

Francisco J. Colomer *et al.* (2008), en su trabajo titulado “Design of a model to assess the environmental risk of leachate dams”, han creado un Índice de Riesgo Ambiental de las balsas de lixiviados, líquidos contaminantes procedentes de vertederos o plantas de compostaje que están cerca de cauces fluviales. Ese Índice de Riesgo Ambiental valora con indicadores cuantitativos el riesgo de las balsas sobre el medio ambiente. Para cuantificar el peligro, es necesario, según señalan conocer los parámetros de seguridad de la balsa, sus características morfológicas y geométricas y la presencia de factores ambientales en la zona inundable. Entre esos parámetros destacan la posibilidad de erosión de los taludes, el tipo de impermeabilización, el factor de seguridad del talud y la posibilidad de rebosamiento por precipitaciones intensas. Otro aspecto que señalan importante es el efecto de la avalancha de lixiviados en caso de rotura de la balsa, cuyos parámetros representativos serían la forma en que avanzaría el flujo cauce abajo y el poder contaminante de los lixiviados. Los investigadores aplicaron esta nueva metodología a ocho balsas de lixiviados (dos plantas de compostaje, dos vertederos de rechazos, un vertedero de residuos peligrosos, un vertedero de residuos industriales no peligrosos, y dos vertederos de residuos urbanos), y determinaron que un valor menor de 0,025 (sobre 1) implica bajo riesgo ambiental. Si la balsa supera este valor, no estará dentro de los márgenes de seguridad, por lo que se debería modificar el diseño o cambiar su emplazamiento para evitar una catástrofe ecológica. Las balsas con mayor riesgo ambiental se sitúan a menos de 2.000 metros de cualquier cauce de agua.

La Dirección de Investigación Agroindustrial Management & Consulting S.A., (2008) en su artículo titulado “Biorecuperación de lixiviados en Rellenos Sanitarios” define a los lixiviados como líquidos que, al percolarse por las capas del suelo u otro material sólido permeable, van disolviéndolo en su totalidad o a alguno de sus componentes. Señala además que los lixiviados al desplazarse verticalmente, pueden

alcanzar los mantos freáticos, lo que causa gigantescos problemas de contaminación del agua subterránea. Siguen señalando que los lixiviados arrojan como resultado un pH de 9 y la presencia de una gran cantidad de sales, lo que refleja una gran conductividad en ausencia de oxígeno, y un alto contenido de metales pesados, como el Cadmio, cromo, cobre, hierro, plomo, zinc cuyas concentraciones rebasan los límites de toxicidad.

Sin embargo, los lixiviados excepcionalmente pueden no ser contaminantes. Juan A. Velasco *et al.* (2003) realizaron un estudio titulado “Caracterización de peligrosidad en lixiviados y biogás generados en un sitio de disposición final de residuos sólidos municipales”, cuyo objetivo era aportar información sobre las características de los lixiviados y el biogás generados en un sitio controlado para la disposición final de residuos municipales y de esta forma contribuir en la clasificación y manejos adecuados de las emisiones procedentes de este tipo de instalaciones. De la laguna de captación de lixiviados, se tomaron muestras por triplicado en recipientes de vidrio, y se midió en campo: pH, temperatura, conductividad, así como oxígeno disuelto. En laboratorio se analizaron los contenidos de P, Na, K, Mg, Ca, nitratos y las características de peligrosidad señaladas en la NOM-052-ECOL-1993, siguiendo métodos acreditados. Además se realizaron pruebas para determinar su toxicidad, analizando el contenido de metales pesados y de compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, incluidos en la NOM-052-ECOL-1993. La serie de resultados obtenidos para el tipo de lixiviado analizado demostró que los lixiviados generados en ese lugar no presentan características de residuos peligrosos.

## 2.3 COMPOSICIÓN Y CANTIDAD PRODUCIDA DE LIXIVIADOS

El lixiviado de un vertedero o de un CTR es un agua residual compleja, con considerables variaciones en la composición y el flujo volumétrico (Trebouet *et al.*, 2001).

Las características físico-químicas de un lixiviado dependen de una serie de factores tales como (El-Fadel *et al.*, 2002):

- La naturaleza y la cantidad de los residuos almacenados.
- La antigüedad y forma de explotación del vertedero.
- La climatología del lugar o la época del año considerada.

Su composición es bastante compleja y variable, pudiendo ser sus componentes clasificados en cuatro grandes categorías (Christensen *et al.*, 2001; Kjeldsen *et al.*, 2002):

- Materia orgánica disuelta (expresada en forma de parámetros generales como DBO<sub>5</sub>, DQO ó COT).
- Componentes inorgánicos (Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, N-NH<sub>3</sub>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>).
- Metales pesados (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn).
- Compuestos xenobióticos (PAHs, AOX o fenoles)

La Tabla 2.1 muestra la composición típica de los diferentes tipos de lixiviados en función de la edad de un vertedero (Tchobanoglous *et al.*, 1997).

Tabla 2.1.- Composición típica de los lixiviados de vertedero y su variación con el tiempo.

Parámetro*	Vertedero nuevo (menos de 2 años)	Vertedero antiguo (más de 2 años)
COT	6000	80-160
DBO <sub>5</sub>	10000	100-200
DQO	18000	100-500
Alcalinidad (como CaCO <sub>3</sub> )	3000	200-1000
Dureza total (como CaCO <sub>3</sub> )	3500	200-500
pH	6	6,6-7,5
Sólidos en suspensión	500	100-400
Nitrato	25	5-10
Nitrógeno amoniacal	200	20-40
Nitrógeno orgánico	200	80-120
Fósforo total	30	5-10
Ortofosfato	20	4-8
Calcio	1000	100-400
Cloro	500	100-400
Hierro total	60	20-200
Magnesio	250	50-200
Potasio	300	50-400
Sodio	500	100-200
Sulfatos	300	20-50

\*Las unidades de todos los parámetros son mg/l, excepto el pH

Kiely (1999), en su libro “Ingeniería Ambiental, Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión”, confirma que el lixiviado de los vertederos jóvenes es mucho más contaminante que el de los vertederos más antiguos, y señala que, con el tiempo, el pH cambia de ligeramente ácido a neutro, y que la relación DBO/DQO disminuye, así como la relación  $SO_4^{2-}/Cl^-$  que también disminuye con el tiempo. También Robert A. Corbitt (2003) en su “Manual de referencia de la Ingeniería Ambiental”, entre otras cosas, afirma que las características de estos efluentes varían según la edad y las características de los residuos sólidos.

Statom *et al.* (2004), en su artículo de investigación titulado “Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid Waste landfill cell in Florida, USA”, evaluaron los datos químicos durante 12 años de los lixiviados de un vertedero de residuos municipales ubicado en el sur de la Florida, EE.UU., mostrando una tendencia general a la reducción importante de iones químicos. Como conclusiones señalan, entre otras, que en el lixiviado dominan los iones  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y solutos orgánicos. Existen además importantes variaciones a corto plazo en su concentración, que parecen estar relacionadas con la lluvia, en lugar de cambios fundamentales en la composición del lixiviado. Afirman así mismo, que los parámetros inorgánicos relacionados con el pH, tales como la alcalinidad, calcio y magnesio, parecen estar químicamente relacionados con el tipo de residuo a través del cual ha percolado el líquido. Cromo, cobalto, vanadio, zinc y boro muestran ser significativos a corto plazo con variación y tendencia decreciente.

En relación con la composición de los lixiviados procedentes de CTR<sup>s</sup>, es más difícil dar valores medios ya que influye también el tipo de RU que se traten. En la tabla 2.2 se indica la composición de los lixiviados de una planta de compostaje situada en Irán y en ella se puede apreciar la gran oscilación existente en los resultados tomados en un periodo de seis meses.

Tabla 2.2.- Caracterización del lixiviado de una planta de compostaje situada en Irán (Maleki *et al.*, 2009)

Parámetro*	Intervalo	Valor medio
pH	4.2-5.5	4.9
DQO	22300-45000	34650
Sólidos totales	26200-47600	37600
Sólidos volátiles	16000-25800	21850
Sólidos fijos	11400-23400	17750

Parámetro*	Intervalo	Valor medio
Cd	0.07-0.34	0.23
Cr	0.26-1.80	1.13
Cu	0.32-2.25	1.35
Zn	1.2-11.0	5.9
Ni	0.65-3.80	2.3

\* Las unidades de todos los parámetros son mg/l, excepto el pH

Si se comparan estos resultados con los obtenidos en un CTR ubicado en la provincia de Barcelona (España) no se obtiene ninguna relación ya que en este último la DQO del lixiviado asciende a 177.000 mg/l y el pH a 6.2 (Trujillo *et al.*, 2006), valores muy superiores a los que aparecen en la tabla 2.2.

La cantidad de lixiviados generada también es muy variable ya que depende, como se indicó anteriormente de la naturaleza y la cantidad de los residuos almacenados, de la antigüedad y forma de explotación del vertedero y de la climatología del lugar o la época del año considerada.

Calvo *et al.* (2003), en su artículo “Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental”, confirman las investigaciones realizadas por Stegman (1983) sobre la tasa de producción de lixiviados en relación a la pluviometría y la compactación del vertedero:

Con una alta compactación del vertedero ( $\geq 0,8 \text{ t/m}^3$ ) se genera una cantidad de lixiviados entre el 15 y 25% de la precipitación anual.

En un vertedero con baja compactación ( $\leq 0,8 \text{ t/m}^3$ ) se genera una cantidad de lixiviados entre 25-40% de la precipitación anual.

Por lo tanto, cuanto mayor sea la compactación, menor será la producción de lixiviado.

El potencial de formación de lixiviados puede valorarse mediante un balance hidrológico del vertedero. Este balance hidrológico implica la suma de todas las cantidades de agua que entran en el vertedero y la sustracción de las cantidades de agua consumidas en las reacciones químicas, así como la cantidad que sale en forma de vapor de agua (Tchobanoglous *et al.*, 1997).

Este balance puede plantearse por medio de la ecuación (Kiely, 1999):

$$LC = PR + SRT - SRO - EP - ST$$

donde: LC = lixiviado

PR = precipitación

SRO = salida de escorrentía superficial

SRT = entrada de escorrentía superficial

EP = evapotranspiración

ST = cambio en el agua almacenada

Aunque el balance completo de aguas es el que aparece en la ecuación, hay que destacar que los vertederos deben diseñarse de manera que el agua exterior no pueda penetrar ( $SRT = 0$ ) para minimizar la cantidad de lixiviado.

En hidrología de cuencas, la ecuación del balance del agua se puede simplificar si el marco de tiempo es grande, digamos, de un año, tomando en ese caso el cambio en el agua almacenada (ST) como cero. Sin embargo, esta simplificación no se puede hacer en los vertederos ya que tanto la evapotranspiración (EP) como el cambio en el agua almacenada (ST) varían debido a las reacciones bioquímicas y al llenado en curso del vertedero. El cambio en el almacenamiento de agua (ST) no es simplemente un cambio debido a las variaciones de la infiltración, sino también debido al agua gastada en el vertedero para la producción de gas de vertedero y a la pérdida de agua en forma de vapor así como también al agua introducida en el

vertedero por los sólidos “húmedos” y por el material de cobertura “húmedo”. En los vertederos el agua se puede absorber de dos maneras: por el metabolismo anaerobio y por disminución del déficit del agua. El consumo de agua en los procesos anaerobios es muy pequeño: la degradación biológica total requiere aproximadamente de 65 a 80 litros por m<sup>3</sup> de residuos (para residuos con una densidad de 700 a 900 kg/m<sup>3</sup>); si el tiempo de degradación es de 50 años, se requieren sólo 2 mm de agua al año.

Existen diversos trabajos que permiten resolver este balance.

El programa HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance), realizado por Schroeder *et al.* (1994), es un paquete de simulación hidrológica que se puede usar para determinar el balance de agua hidrológico de los vertederos y con ello investigar los volúmenes de lixiviado generados.

M<sup>a</sup>. Teresa Orta Ledesma *et al.* (2000), presentaron en el XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) un trabajo con el título: “Método de balance de agua para la estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios”, en el que se estima, celda por celda, la generación total de lixiviados en vertederos. La novedad de esta estimación consiste en tener en cuenta la interacción entre celdas, es decir, el efecto profundidad. Llevaron a cabo esta evaluación mediante pruebas de capacidad de campo de la basura sometida a diferentes cargas; para ello diseñaron y construyeron un equipo en donde se simuló la influencia que ejerce el líquido que percola de una celda de una capa superior a las de la capa inferior inmediata. El método desarrollado se aplicó a un vertedero de Nuevo Laredo, Tamaulipas (México), y los resultados obtenidos permitieron concluir que el método propuesto es una herramienta de cálculo sencilla y práctica que permite predecir la cantidad de lixiviados con una precisión del 77% frente a los datos reales medidos en el lugar.

Roger González Herrera *et al.* (2000) en un estudio titulado “Basureros Activos. Simulación de la lixiviación - El caso de Mérida, México” aplicaron un



método sistemático para estimar patrones de lixiviado contaminante tomando en consideración la historia constructiva de un sitio de disposición de desechos sólidos. Aunque utilizaron un modelo generado para aplicarse a vertederos clausurados, lograron una buena representación de la producción de lixiviados discretizando el sitio en unidades, analizándolas individualmente y combinando sus resultados de acuerdo a su posición tanto espacial como cronológicamente. Llevaron a cabo la calibración del modelo utilizando datos de campo del vertedero municipal de la ciudad de Mérida, México. Este sitio se encuentra ubicado sobre un acuífero cárstico y no tiene obra de ingeniería alguna para evitar la percolación del lixiviado hacia el subsuelo. El modelo produjo flujos de lixiviados durante la fase de construcción del sitio de acuerdo a las tendencias observadas en el campo; esto es, se produjeron fluctuaciones estacionales en el flujo del lixiviado cuya magnitud se redujo conforme el sitio iba creciendo. Asimismo dicho flujo podría reducirse si se utiliza algún método de construcción vertical rápida con la finalidad de que la infiltración no exceda la capacidad de campo. Los extremos inferiores de las celdas que se localizan donde se inicia la colocación de los desechos y las secciones que permanecen sin cubierta final, influyen sobremanera en la producción del lixiviado durante los primeros años. Lograron predecir la concentración de los contaminantes utilizando un modelo de decadencia cronológica para obtener relaciones volumen-concentración que se utilizaron para determinar la carga de contaminantes que podría afectar de manera adversa al sistema de agua subterránea local.

En cualquier caso, los modelos matemáticos implican un número de supuestos que más tarde necesitarán modificación por lo que el modelo debe mejorarse durante la fase operacional y post-operacional del vertedero (Stief, 1987).

## 2.4 TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

Una vez controlada la producción de lixiviado, se procede a realizar su tratamiento de depuración utilizando alguna de las técnicas disponibles, que son:

- Recirculación
- Evaporación forzada
- Tratamientos biológicos
- Tratamientos fisicoquímicos
- Tratamientos con membranas
- Procesos naturales

Alex Fernández Muerza (2006) comenta, en su artículo “Contaminación por lixiviados”, que los sistemas más extendidos en la actualidad son los que tratan el lixiviado en el mismo lugar (“*in situ*”), gracias a sus buenos resultados y al encarecimiento de las otras opciones que conllevan el transporte del líquido. Los métodos más simples están basados en la evaporación, natural o apoyada por sistemas de riego por aspersión, o mediante inyección de lixiviados en túneles o naves cerradas. Asimismo, el mercado ofrece una gran variedad de tratamientos *in situ*, tanto biológicos como físico-químicos. Afirma, que los tratamientos biológicos presentan varios modelos: aerobios, consistentes en la degradación de los compuestos orgánicos de los lixiviados por la acción de microorganismos en presencia de oxígeno y agitación; anaerobios, mediante una población bacteriana en ausencia de oxígeno; y lagunaje profundo, por el que se depuran los lixiviados en balsas o lagunas mediante la flora bacteriana de las mismas.

Sin embargo, Peter Lechner (1989) opina que los lixiviados deben ser tratados en una instalación especial de tratamiento de lixiviados o tratados conjuntamente con

las aguas residuales en una planta municipal de tratamiento de residuales ya que los lixiviados producidos por vertederos en fase ácida pueden ser tratados fácilmente mediante un proceso biológico mientras que los lixiviados producidos en fase metanogénica requieren un tratamiento adicional físico-químico al no existir la posibilidad de transportar los lixiviados por las tuberías hasta la planta de tratamientos lo que obliga a instalarse un estanque de almacenamiento.

A continuación se va a incluir un comentario sobre cada una de las técnicas actualmente existentes para tratamiento de lixiviados. Dada la numerosa bibliografía existente al respecto, se han elegido sólo algunos trabajos considerados como representativos para comentar dichos procesos.

#### **2.4.1 Recirculación**

El procedimiento de recirculación, consiste en recoger el lixiviado en una balsa en la zona más baja del depósito de seguridad y remontarlo mediante un sistema de impulsión a la zona más alta del depósito denominada comúnmente “Cabeza de Vertedero” (figura 2.4). Esta operación logra mantener en circuito cerrado el lixiviado, dentro de un sistema impermeable sintético a base de geocompuestos (geomembranas, geotextiles y geodrenajes etc.), evitando que se filtre y pueda contaminar las aguas superficiales y subterráneas.



Figura 2.4.- Recirculación de lixiviado

Con este proceso de recirculación se optimiza, además, el proceso de degradación de los residuos para su estabilización e inertización (Reinhart *et al.*, 2002) ya que el vertedero, en lugar de ser un mero depósito de residuos se transforma en un bio-reactor (Yuen, 2001). Esta degradación acelerada origina una disminución de masa y volumen total de los residuos presentes en el vertedero (EPA, 2002) lo que permite plantear que los vertederos de residuos sean una opción para la disposición final de los mismos más atractiva en términos operativos y económicos.

Si bien los estudios sobre recirculación de lixiviados comenzaron en 1975 (Pohland, 1975), la profundización sobre el tema se llevó a cabo con posterioridad.

En los trabajos de laboratorio realizados por la compañía Dynatech R/D (Buivid, 1980; Buivid *et al.*, 1981) se identificaron los factores más importantes que afectan al proceso de generación de gas de vertedero y proporcionan la base para el diseño del Proyecto de Vertedero Controlado, que se enfoca en cuatro técnicas posibles de mejora: la adición de humedad, el material tampón, la siembra de bacterias anaerobias y la recirculación de lixiviado. Según estos estudios, el último factor (recirculación), que es que nos ocupa, puede mejorar la producción de metano, proporcionando un mecanismo positivo de transporte de humedad, nutriente y bacterias.

Otros investigadores demostraron también la eficacia de la recirculación de lixiviados en el aumento de la tasa de biodegradación y producción de metano. Así Alfred P. Leuschner (1989) planteó mejorar la degradación de la fracción orgánica de los residuos urbanos (RU), recirculando los lixiviados con el fin de crear un entorno más favorable para los microorganismos anaerobios contenidos en un vertedero. Desde hace mucho tiempo, se vienen regulando las condiciones ambientales, como la presencia de humedad, el pH, la temperatura y los nutrientes (es decir, el nitrógeno y el fósforo) para optimizar el proceso biológico anaerobio. Esto se puede conseguir en un vertedero, añadiendo al lixiviado distintos productos como es el caso de los lodos de depuradora anaeróticamente digeridos (que es fuente de bacterias), un producto tampón (para el control de pH) y nutrientes (nitrógeno y fósforo), haciéndolos recircular a través del vertedero. Estos estudios estuvieron basados en una investigación de campo realizada por Leuschner en el vertedero controlado de Mountain View, California, con la finalidad de analizar el proceso de generación de gas metano ( $\text{CH}_4$ ) en los vertederos de residuos urbanos y evaluar la eficacia de los sistemas empleados para mejorar la generación de metano (Leuschner, 1987).

Espinace *et al.*, (1997) expusieron en el 4º Congreso Chileno de Ingeniería Geotécnica sus resultados sobre la velocidad de estabilización y modelación de los asentamientos registrados en dos vertederos controlados rellenos con residuos sólidos: el primero alimentado con líquidos lixiviados y el segundo sin ningún proceso de recirculación. Respecto a los asentamientos medidos, observaron que, aunque los dos vertederos presentan características de construcción y de aporte de residuos similares, se produjeron asentamientos mayores en el vertedero con recirculación de lixiviado por lo que concluyeron que la recirculación de lixiviados produce una disminución del periodo de degradación de los residuos sólidos, lográndose aumentar la velocidad de estabilización y de los asentamientos del vertedero, dando lugar a asentamientos mayores en periodos más cortos, lo que incrementa la vida útil de un vertedero por el volumen recuperado.

Jesús Avelino Rodríguez Iglesias (1999), en su tesis doctoral titulada “Digestión Anaerobia de Residuos Sólidos Urbanos en Planta Piloto”, estudió a escala piloto el comportamiento de un vertedero con recirculación de lixiviados bajo condiciones controladas. Se experimentó con el residuo urbano proveniente del Vertedero Central del Principado de Asturias llevando a cabo la digestión anaerobia en cuatro celdas. Inicialmente se introdujeron 48,5 kg de RU (primera celda) y se observaron las fases de degradación del residuo alcanzándose la fase metanogénica después de 264 días. La segunda celda contenía 66 kg de RU, la tercera celda 59 kg y la cuarta y última 40,5 kg. Rodríguez comprobó que el residuo se digería más rápidamente en la segunda, tercera y cuarta celdas, alcanzándose la fase metanogénica antes que en la primera celda. Con el fin de estudiar los efectos que la recirculación de los lixiviados produce sobre la composición del lixiviado final, se procedió a recircular sobre las celdas ya digeridas de la planta piloto lixiviado bruto procedente del Vertedero Central del Principado de Asturias, realizando posteriormente un estudio comparativo entre los lixiviados producidos en las plantas piloto frente al generado en el Vertedero Central. Se demostró que, en ambos sistemas, la carga orgánica de los lixiviados disminuye con el paso del tiempo desde valores iniciales muy elevados hasta valores relativamente bajos al final del estudio, aunque ligeramente más altos en el lixiviado procedente del vertedero. Por último, se realizó una modelización de la producción de biogás en vertedero basándose en la producción de biogás por kilogramo de RU tratado en la planta piloto y se estableció una metodología general que permite la caracterización y evaluación del potencial óptimo de extracción de cada pozo vertical del Vertedero Central del Principado de Asturias.

Palma *et al.* (2000), en su trabajo presentado en el XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) con el título “Reducción de los tiempos de estabilización en rellenos sanitarios con recirculación de lixiviados tratados”, afirman que uno de los tratamiento más adecuados para los lixiviados es su recirculación al relleno sanitario (vertedero) una vez sean tratados previamente en un

filtro anaerobio. Los resultados de sus investigaciones indican que la recirculación influye en los tiempos de estabilización de la materia orgánica, lo cual afecta la generación de biogás y al asentamiento del relleno. Compararon los tiempos de estabilización de los residuos sólidos de dos vertederos experimentales de diferente magnitud. Uno correspondió a un lisímetro de fibra de vidrio en el cual se depositaron unos 500 kg de desechos representativos de las ciudades de Valparaíso y Viña del Mar, y el segundo se realizó a escala real disponiendo en él aproximadamente 1440 t de residuos provenientes de Valparaíso. En ambos casos, los tiempos de estabilización esperados en función de los asentamientos medidos se vieron afectados y el comportamiento deformacional observado fue diferente a los observados en vertederos convencionales operados sin recirculación.

Luo *et al.*, (2004), en su trabajo “Comparison between controlled landfill reactor and conditioned landfill bioreactor”, realizaron la comparación entre un bio-reactor que simulaba un vertedero a escala de laboratorio y un vertedero existente. Los estudios en el propio vertedero les permitieron un manejo más real del funcionamiento de los procesos que se producen tanto biológicos, como químicos y físicos relacionados con el entorno del vertedero. Con los simuladores a escala del laboratorio estudiaron el proceso: el efecto del contenido de basura sólida, la recirculación de lixiviados, el balance de los nutrientes, el valor del pH y la temperatura del agua en el índice de biodegradación de los residuos urbanos. A partir del análisis de todos esos parámetros pudieron determinar el valor óptimo del pH, el contenido de líquidos y la temperatura de descomposición de los residuos urbanos, dando resultados también sobre el contenido de metales pesados en los lixiviados y la composición del biogás.

En algunos países, como Méjico, se está desarrollando la tecnología de los denominados “Bio-rellenos acelerados” que, en principio, suele ser similar a la del vertedero clásico, diferenciándose en que lleva, como requerimiento obligatorio, la “recirculación formulada” de lixiviados crudos o previamente inoculados con agentes

suplementarios (Sánchez, 2005). Los estudios realizados indican que la adición de lixiviados enriquecidos con lodos de depuradora a la masa de residuos no sólo aporta la humedad requerida en condiciones anaerobias, sino que sirve para eliminar la carga orgánica presente en los lixiviados, aportar material celular para incrementar las tasas de población bacteriana y, con todo ello, incrementar las tasas de generación de metano y acelerar la producción de biogás en el tiempo. Los resultados obtenidos en los estudios realizados permiten concluir que los sistemas que emplean la inoculación de líquidos o lodos digeridos anaeróticamente al lixiviado para su recirculación a las celdas de residuos son, hasta el presente, los más eficientes y viables de operar.

#### **2.4.2 Evaporación forzada**

La evaporación forzada se fundamenta en la utilización de paneles evaporadores atmosféricos. En ellos se va a eliminar el agua contenida en el lixiviado mediante un proceso de transferencia hacia el aire atmosférico no saturado. Para optimizar esta transferencia se utiliza un medio –panel- con un diseño especial que ofrece una gran superficie específica de contacto y se fuerza la circulación del aire con un grupo motoventilador de alto rendimiento.

El objetivo de la evaporación forzada es la concentración de la disolución por evaporación del agua en régimen atmosférico, hasta reducirlo a un lodo inerte con un volumen del orden del 7% del correspondiente al vertido bruto, lo que equivale a concentrarlo 15 veces.

El módulo de evaporación suele consistir en un edificio de obra civil formado por dos secciones (figura 2.5). En la primera cámara se sitúan, en un plano horizontal, los paneles de evaporación y sobre ellos el conjunto de toberas de aspersión del líquido de proceso. La segunda cámara es casi simétrica a la primera teniendo, en un plano horizontal, los paneles de retención de gotas y, sobre ellos, las toberas de lavado. La cámara de evaporación es abierta por su parte superior, mientras que la



cámara de retención está cerrada por una cubierta horizontal, sobre la que se dispone el grupo motoventilador con el conducto de salida del aire húmedo al exterior.



Figura 2.5.- Planta de evaporación forzada de lixiviados

Los módulos se encuentran adosados, estando dispuestos en una fila de cámaras de retención, otra de cámaras de evaporación y una última con cámaras de retención. Los módulos suelen situarse sobre una solera de hormigón con una pendiente de 1% en dirección a una plataforma de bombas.

La plataforma de bombeo se encuentra adyacente al edificio. Junto a ella se dispone el depósito de agua del lavado con la bomba para la limpieza de los panales de retención. En una plataforma se disponen el depósito de control y el foso de la bomba de recirculación, que envía el líquido hacia los panales de evaporación.

Las variables climatológicas significativas para el proceso de evaporación mecanizada son la temperatura y la humedad relativa del aire. Se fijan como límites los siguientes valores:

- Humedad relativa máxima: 75,0 %
- Temperatura anual media: 17,0 °C

A efectos de establecer la repuesta de la instalación a lo largo del año y conocer la variación de la capacidad de la planta, se hace necesario conocer al menos los datos medios mensuales de estas dos variables.

La experiencia demuestra que el proceso de evaporación atmosférica no depende del tipo de residuo a tratar sino de las características que tenga, siendo sensible únicamente a los siguientes parámetros:

Cantidad de sólidos totales, que determina la máxima cantidad de agua que se puede evaporar, de forma que el lodo concentrado obtenido se mantenga bombeable y aspersable. El tipo y las características de los sólidos contenidos determinan el límite de concentración en el lodo y, por lo tanto, el límite de evaporación

Contenido de volátiles, que debe estar limitada por mantener la presencia en el aire húmedo de contaminantes y olores por debajo de los límites autorizados en el aire emitido.

Las garantías de respuesta de la instalación se basan en las características límites típicas del efluente, normalmente:

- Sólidos totales 20,0 g/l
- Amoniaco 2,5 g/l

La técnica de evaporación permite alcanzar una reducción del 98% del volumen original de vertido bruto, quedando el 2% restante en forma de un residuo sólido.

En general, todas las investigaciones realizadas sobre la aplicación de la evaporación a los lixiviados se han dirigido hacia el coste económico del proceso ya

que la tecnología es sencilla y no hay lugar para muchas modificaciones; por ello nos vamos a limitar a citar dos trabajos en los que se desarrolla el tema.

Birchler *et al.* (1994), en su trabajo titulado “Landfill leachate treatment by evaporation”, indican que la evaporación del lixiviado permite obtener un condensado fácil de manejar cuyo volumen es una pequeña fracción del volumen original del lixiviado. Una evaporación en dos etapas, llevada a cabo en medio ácido, permite además eliminar el amoníaco y los ácidos orgánicos volátiles cuando están presentes en el lixiviado en altas concentraciones. Estos autores también indican que la energía necesaria para la evaporación del lixiviado puede ser suministrada por la combustión del metano generado en la misma planta de tratamiento de residuos.

Marks *et al.* (2006), en su estudio sobre “Semi-continuous evaporation model for leachate treatment process evaluation”, comprobaron que el uso de la evaporación puede ser un proceso eficaz para el tratamiento de lixiviados a partir de un modelo que permite simular el proceso, predecir la composición del efluente y calcular las necesidades energéticas. La simulación demostró que una evaporación flash multi-etapa con recirculación y recuperación del calor de condensación maximizaría la cantidad de vapor producida y minimizaría las necesidades energética. Según los resultados, para obtener una calidad adecuada en el vapor puede ser necesario acompañar el proceso de evaporación de otros procesos, como ajuste del pH o borboteo con aire, cuando el contenido en amonio o ácidos orgánicos volátiles es muy elevado. Estos autores también comprobaron que el gas producido en la planta de tratamiento de residuos puede generar la energía suficiente para el proceso.

### **2.4.3 Tratamiento biológico**

Los lixiviados son líquidos biodegradables cuya biodegradabilidad varía con el tiempo (Tchobanoglous, 1997). La biodegradabilidad del lixiviado se puede conocer a partir de la relación  $DBO_5/DQO$  que tiene. Cuando esta relación se

encuentra entre 0,4 y 0,6 se puede considerar que el lixiviado es fácilmente biodegradable, sin embargo, en los vertederos antiguos, la relación  $DBO_5/DQO$  del lixiviado se encuentra comprendida entre el rango de 0,05 a 0,2 como consecuencia del gran contenido en ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales no son fácilmente biodegradables.

Es precisamente su característica de ser biodegradables la que permite reducir la contaminación presente en los lixiviados mediante tratamientos biológicos. Estos tratamientos, bien aerobios (en presencia de oxígeno) o anaerobios (en ausencia de oxígeno), consiguen disminuir la carga orgánica presente en el lixiviado e, incluso en algunos casos, reducir el contenido en otros nutrientes como nitrógeno o fósforo.

Existen numerosos estudios al respecto de los cuales vamos a hacer referencia a algunos de ellos.

En 1976, Chian *et al.* (1976) hicieron, en su trabajo titulado “Sanitary landfill leachates and their leachate treatment”, un extenso análisis de los componentes orgánicos e inorgánicos constitutivos de distintas muestras de lixiviados recogidos en vertederos ubicados en los Estados Unidos. Utilizaron las relaciones entre ciertos parámetros del lixiviado, tales como  $COD/TOC$ ,  $BOD_5/COD$ ,  $FA-C/TOC$  VS/FS, etc., y la edad conocida de los vertederos para predecir la eficacia de los diferentes procesos biológicos y fisicoquímicos para el tratamiento de los lixiviados. El estudio demostró que los tratamientos biológicos del lixiviado, tanto aerobio como anaerobio, resultan ser muy eficaces.

Ehrig (1984), en su investigación “Treatment of Sanitary Landfill Leachate: Biological Treatment”, llevaron a cabo experimentos para tratamiento biológico de lixiviados en lagunas aireadas, plantas de lodos activados y contactores biológicos rotatorios. Con estos tipos de procesos consiguieron la degradación completa de los compuestos orgánicos y la oxidación del amoníaco (nitrificación). En las lagunas aireadas consiguieron efluentes con una  $DBO_5$  inferior a 50 mg/l cuando la carga

volumétrica del influente era del orden de  $20 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ . Consiguieron reducir el tiempo de residencia en las plantas de lodos activados cuando la  $\text{DBO}_5$  del lixiviado era inferior a  $25 \text{ mg/l}$  y la velocidad de carga estaba entre  $0.02$  and  $0.05 \text{ kg BOD}_5 \text{ kg MLSS}^{-1} \text{ día}^{-1}$  lo que correspondía a una relación  $\text{DBO}_5/\text{N}$  inferior a 1. Obtuvieron resultados similares en los contactores biológicos rotatorios en los que la carga superficial era inferior a  $2 \text{ g N m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ .

Irene Lo (1996), en su trabajo “Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills”, realizó un estudio con lixiviados procedentes de los vertederos de residuos urbanos de Hong Kong, llevando a cabo un tratamiento biológico aerobio de los mismos durante tiempos de retención de 20 y 40 días. Los resultados obtenidos indicaron eliminación no sólo de la materia orgánica sino también del nitrógeno amoniacal cuya reducción alcanzó hasta un 99 %.

González y Valdivia (2000), en su trabajo titulado “Tratamiento de los lixiviados de un vertedero en un sistema de lodos activados”, consideran la posibilidad de tratar los lixiviados como un aporte adicional a las aguas residuales que serán tratadas en un sistema de lodos activados. Con objeto de analizar los efectos de estos lixiviados sobre el sistema de lodos activados, construyeron una planta piloto y estudiaron el funcionamiento de la planta sin y con el aporte de lixiviados. Aunque la DQO aumenta al dosificar lixiviados al 0,5 %, la planta tiene capacidad para tratar los lixiviados y producir un efluente dentro de la legislación. En el tratamiento con lodos activados, la DQO total disminuye un 90 % al procesar aguas residuales sin lixiviados y un 67 % cuando las aguas llevan lixiviados. Los SST son eliminados un 73 % sin lixiviados y un 67 % con lixiviados. La nitrificación alcanzó valores de eliminación de nitrógeno del 97 % sin y con lixiviados.

Loukidou y Zouboulis. (2001), en el trabajo “Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill lixiviado treatment”, estudiaron la depuración de los lixiviados mediante dos tipos de procesos aerobios diferentes: uno en el que la biomasa estaba inmovilizada en la superficie de

placas de poliuretano (biopelículas) y otro en el que la biomasa estaba adsorbida en la superficie de partículas de carbón activo. Los resultados obtenidos indicaron que, utilizando estos procedimientos, se puede eliminar casi totalmente el contenido en nitrógeno y la materia orgánica biodegradable así como reducir el color y la turbidez del lixiviado.

Park *et al.* (2001) llevaron a cabo, en su estudio “Variations of landfill leachate's properties in conjunction with the treatment process”, un análisis comparativo de las características de las aguas según las distintas descargas de los efluentes procedentes de los distintos tratamientos del lixiviado procedente de un vertedero de residuos urbanos. El lixiviado fue tratado mediante procesos biológicos de digestión anaerobia, y tratamiento aerobio. El efluente procedente del proceso biológico fue tratado más a fondo mediante la combinación de los procesos de floculación-sedimentación y de adsorción y, por último, se trató mediante ósmosis inversa antes de su descarga. El resultado final después de todos los tratamientos indicó cerca del 98% de eliminación de materiales orgánicos. El estudio y análisis de la distribución de pesos moleculares, confirmó que los materiales orgánicos resistentes a su eliminación eran las sustancias húmicas.

Uygur y Kargi (2004), en su estudio “Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor”, sometieron al lixiviado a un pretratamiento de coagulación-floculación previo al proceso biológico para obtener un mejor rendimiento de depuración. El proceso biológico consistió en una serie de etapas consecutivas anaerobias y aerobias que permitieron alcanzar una eliminación del 75 % de la DQO, del 44 % del nitrógeno amoniacal y del 44 % del fósforo después de 21 horas de operación.

He *et al.* (2007), en su trabajo titulado “Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of “old” landfill leachates” indican que es difícil utilizar los procesos biológicos y fisicoquímicos convencionales para el tratamiento de lixiviados “viejos” debido a la presencia en ellos de derivados amoniacales y

compuestos carbonatados recalcitrantes, y a su capacidad fuertemente tamponadora. Para solucionar este problema propusieron un nuevo proceso basado en la nitrificación parcial del amonio acoplado a un tratamiento anaerobio del mismo. Los resultados experimentales, obtenidos a partir de estudios sobre la influencia de la temperatura, el tiempo de retención hidráulico y el oxígeno disuelto en el proceso, demostraron un funcionamiento satisfactorio de la nitrificación de este tipo de lixiviados lo que permite considerar los procedimientos basados en la nitrificación parcial del amonio como una opción prometedora para el tratamiento de lixiviados “viejos”.

Liang y Liu (2008), en su investigación titulada “Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system”, propusieron y desarrollaron un novedoso proceso combinado para el tratamiento de los lixiviados consistente en un reactor de nitrificación parcial (PNR), un reactor anaerobio de oxidación del amonio (Anammox) (AR) conjugados con dos sistemas subterráneos de infiltración del suelo (USIS-1 y USIS-2). Una vez alcanzadas las condiciones óptimas, el sistema estuvo funcionando en continuo durante 165 días. Los resultados obtenidos fueron satisfactorios en el sentido de que se eliminó el 64% del contenido de nitritos ( $\text{NO}^{2-}$ ) y el 60% de los compuestos de Amonio ( $\text{NH}^{4+}$ ). Asimismo, la sustancia húmica acuática que encontraba en una proporción del 35% fue totalmente degradada. La conclusión a la que llegaron fue que el sistema combinado podría trabajar de forma estable durante un periodo largo de tiempo y que el proceso era factible para el tratamiento de lixiviados.

Di Iaconi *et al.* (2009), en su estudio sobre “Municipal landfill leachate treatment by SBBGR technology”, evaluaron el funcionamiento de un biofiltro con biomasa granular (SBBGR) para el tratamiento de lixiviados. Los resultados demostraron que el SBBGR era capaz de eliminar alrededor del 80% de la DQO del lixiviado. Consideran que el 20 % restante corresponde a los compuestos recalcitrantes presentes en el lixiviado. La eficacia en la eliminación de amonio que

obtuvieron fue baja debido a la presencia de alta salinidad y compuesto inhibidores. El proceso se caracterizó por la baja producción de lodos (inferior a 0.02 kg SST/kg DQO eliminada).

Pelaez *et al.* (2009), en su trabajo “Bioreactor treatment of municipal solid Waste landfill leachates: Characterization of organic fractions”, profundizaron un poco más y estudiaron los cambios cualitativos y cuantitativos producidos en la materia orgánica contenida en los lixiviados cuando eran sometidos a tratamiento en un bio-reactor. Los resultados obtenidos revelaron cambios significativos en los patrones de especificación del nitrógeno dentro de las diversas fracciones orgánicas aisladas de modo que el aumento final en las cantidades relativas de nitrógeno en las fracciones aromáticas durante la transformación microbiana podría relacionarse con la formación de proteínas dentro del bio-reactor. Después del tratamiento biológico y de una ultrafiltración, la cantidad de materia orgánica se redujo aproximadamente en un 70%, mientras que aumentó la proporción de compuestos aromáticos lo que indica una eliminación preferente de los compuestos alifáticos presentes en los lixiviados.

#### **2.4.4 Tratamientos físico-químicos**

Los tratamientos físico-químicos aplicables a los lixiviados son muy variados, limitándose algunos de ellos a una mera modificación de pH. Así, Giacomán y Quintal (2006), en su trabajo “Modificación de los complejos coloidales por la acción del cambio en el potencial de hidrogeno (pH) generando una disminución de contaminantes”, presentaron los resultados de distintas pruebas realizadas a un lixiviado a través de los cuales se evidencia que, con solo la alteración del pH, se consigue una modificación en la estructura de los complejos coloidales propiciando una coagulación y posterior precipitación reduciendo así la concentración de varios contaminantes, entre ellos los metales pesados y la materia orgánica suspendida y disuelta. A consecuencia de esta modificación en la estructura coloidal se



desestabilizan los complejos metálicos lo cual permite que la materia orgánica disuelta remanente pueda ser eliminada por medio de algún tratamiento posterior.

Uno de los procesos fisico-químicos habitualmente más utilizados en el tratamiento de lixiviados es el de coagulación-floculación, empleándose distintos tipos de productos químicos para el proceso.

Así, Valencia *et al.* (2007), en su trabajo “Evaluación del tratamiento fisicoquímico de lixiviados parcialmente estabilizados”, evalúan el tratamiento fisicoquímico como una alternativa en el tratamiento de lixiviados “viejos”, investigándose el proceso de coagulación-floculación-sedimentación a escala de laboratorio y utilizando como coagulante cloruro férrico ( $\text{FeCl}_3$ ). Las muestras del lixiviado utilizadas procedían de las lagunas existentes en Navarra, lugar donde se depositan todos los lixiviados que proceden de los residuos urbanos de Cali. Los resultados obtenidos, medidos en porcentajes de reducción, fueron: 97 % de color, 47% de DQO, 75% de  $\text{DBO}_5$ , 56% de detergentes, 86% de arsénico y 97% de cianuro. Al final de la investigación, se demostró que el tratamiento propuesto es una opción viable y acertada para lixiviados “viejos”, y que el pH de coagulación juega un papel importante, siendo los pH ácidos los más efectivos (pH alrededor de 5). La dosificación del coagulante es el segundo parámetro en importancia, según se realice la mezcla de forma rápida o lenta.

Sang *et al.* (2008), en su estudio titulado “Flocculation process optimization of a novel coagulant for landfill leachate pretreatment”, propusieron la utilización de un nuevo floculante polimérico inorgánico, el polisulfato de aluminio, magnesio y hierro (PFMAS). La investigación realizada optimizando las variables del proceso (dosificación de PFMAS, pH, temperatura y tiempo de sedimentación) indicó que se podían alcanzar reducción en la DQO, la  $\text{DBO}_5$  y el color del 67%, 56% y 90%, respectivamente lo que les permitió concluir que la floculación con PFMAS puede ser utilizada como un método de tratamiento de lixiviados.

En el artículo titulado “Mezclas con potencial coagulante para el tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario”, Laines *et al.* (2008) determinaron el potencial de coagulación-floculación de mezclas con proporciones variables de almidón de plátano, sulfato de aluminio y arcillas. Los resultados permitieron establecer la factibilidad de aplicar mezclas con propiedades coagulantes para el tratamiento de lixiviados.

Otros investigadores, como Durán *et al.* (2002), en su estudio titulado “Bioadsorción de Lixiviados viejos clarificados”, han unido al tratamiento por coagulación-floculación, tratamientos de adsorción. Estos autores evaluaron la factibilidad de depurar lixiviados viejos o estabilizados por procedimientos fisicoquímicos mediante el proceso de bioadsorción. Después de someter al lixiviado a un pretratamiento para eliminar principalmente los sólidos coloidales en suspensión, consistente en una coagulación-floculación con sulfato férrico y sulfato de aluminio, sedimentación y filtración sobre arena, se trató el efluente por procesos de adsorción y bioadsorción en un reactor discontinuo. Los resultados de estas últimas pruebas permitieron determinar la influencia del pH y de la presencia de microorganismos adheridos a la superficie del carbón activado sobre la capacidad de adsorción del carbón biológico. Los resultados obtenidos indicaron que la bioadsorción es una tecnología factible para el tratamiento de lixiviados clarificados, debido a la eficiencia elevada de eliminación de color y DQO obtenidas y a los costes moderados del proceso.

En otros casos, como en el trabajo “Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates” realizado por Ntampou *et al.* (2005), se ha combinado el proceso de coagulación/floculación con uno de ozonización lo que les ha permitido obtener un efluente con una carga contaminante muy por debajo de la permitida por la legislación vigente. De las posibilidades analizadas, ozonización seguida de coagulación-floculación y coagulación-floculación seguida por la ozonización, se

llegó a la conclusión de que la segunda es más eficaz para el tratamiento de lixiviados.

Los procesos de oxidación avanzada también están siendo muy utilizados en el tratamiento de lixiviados. En ellos se suele combinar la adición de reactivos oxidantes, como el reactivo Fenton, con procesos de ozonización o de radiación ultravioleta (Marañón, 2004; Lopes y Peralta, 2005) lo que permite eliminar del lixiviado DQO, COT y compuestos refractarios, tales como los compuestos organohalogenados, que pueden permanecer después de un tratamiento biológico o puede ser la forma dominante del COD del lixiviado de un vertedero viejo. Los resultados obtenidos en los trabajos llevados a cabo sobre este tipo de tratamiento permiten considerar los procesos de oxidación avanzada como un tratamiento de alto potencial para la eliminación de compuestos refractarios presentes en los lixiviados.

#### **2.4.5 Tratamiento por membranas**

Las membranas más utilizadas en el tratamiento de lixiviados son las de ósmosis inversa ya que produce un efluente de acuerdo a las exigencias más estrictas de la normativa ambiental vigente (Renou *et al.*, 2007).

Ya, a finales del siglo pasado entre otros autores, Linde *et al.* (1995) investigaron sobre este tema en su estudio "Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis". Utilizaron el proceso con tres tipos de lixiviados diferentes: uno procedente de un vertedero convencional y dos procedentes de un nuevo tipo de vertedero en el que el residuo es depositado por categorías en celdas diferentes con un sistema separado de recogida de lixiviados. La reducción de contaminantes en todos los casos fue elevada obteniéndose más de un 98 % de eliminación de DQO y nitrógeno amoniacal.

Más recientemente, Luis Ocaña Robles (2003), en su libro titulado “Los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Madrid”, desarrolló una planta de ósmosis inversa de funcionamiento automático con una capacidad de tratamiento de lixiviados (junto con las aguas residuales procedentes del centro de tratamiento) de 50m<sup>3</sup> diarios, pero ampliable hasta los 200 m<sup>3</sup>/día en función de las necesidades según se vayan incrementando las celdas de vertido. El proceso se realiza en tres etapas, que proporcionan un efluente de calidad apta para el riego de jardines y baldeo de las instalaciones, así como para su vertido a cauce público.

En realidad en este tipo de plantas, si bien el tratamiento fundamental es el de ósmosis, existen otras etapas previas antes de llevarlo a cabo debido a lo sensibles que son las membranas de ósmosis inversa: en primer lugar, los lixiviados procedentes del vertedero se recogen en un depósito, posteriormente se hacen circular a través de un filtro de grava para eliminar las partículas más gruesas y, a continuación, se ajusta el pH para que sea ligeramente ácido, añadiendo antiespumantes y antiincrustantes para facilitar su tránsito por las células de ósmosis. Una vez terminado el proceso, el permeado obtenido se desodoriza y envía al estanque de acumulación de aguas depuradas. En las figuras 2.6 y 2.7 se pueden ver un esquema y la foto de una planta de este tipo, respectivamente.

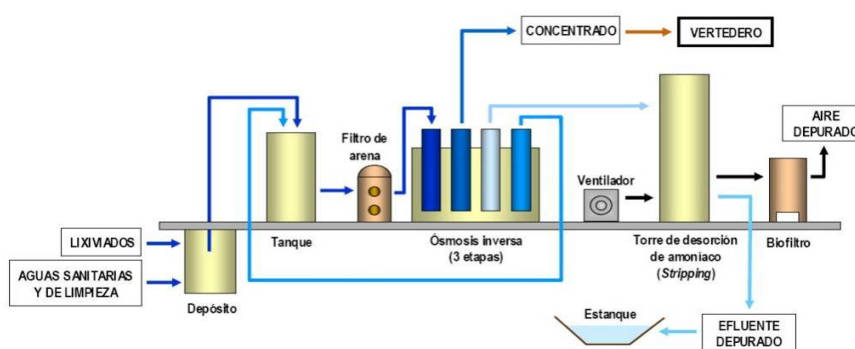


Figura 2.6.- Esquema del Tratamiento por ósmosis inversa

Renou *et al.*, (2008) en su publicación “Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation-prefiltration-reverse osmosis” confirmaron esto indicando que la eficacia del tratamiento a escala industrial requiere un pre-tratamiento del lixiviado antes de ser sometido al proceso de ósmosis inversa, como puede ser una precipitación química usando cal, seguida de un proceso de filtrado estándar en un filtro de vacío de tambor rotatorio que se encargará de separar la fase sólida de la líquida. Este procedimiento, permite disminuir la salinidad del efluente entre un 15-30% y obtener un lodo que sea químicamente inerte, estable y relativamente seco (disminución del 50% de humedad) y, por lo tanto, fácilmente almacenable en sitio adecuado.



Figura 2.7.- Planta de ósmosis inversa

Con el fin de aumentar la eficacia del tratamiento, la ósmosis inversa puede combinarse con otros tipos de membrana. Así, Ozturk *et al.* (2003), en su trabajo “Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates”, estudiaron el tratamiento de los lixiviados mediante un proceso combinado de membranas de ultrafiltración y ósmosis inversa. Los resultados obtenidos indican que la utilización del sistema compuesto proporciona una gran

eliminación de DQO, color y conductividad (entre el 98-99%), siendo la eliminación de amonio algo inferior del 85% para un pH de 9,2.

El mayor problema de los tratamientos con membranas es el fácil ensuciamiento de las mismas que hace que su vida útil sea reducida. Para evitar esto se ha empezado a utilizar las membranas vibratorias que permiten, simultáneamente al filtrado del lixiviado, la limpieza de la membrana aumentando de ese modo el tiempo de duración de la misma en condiciones de funcionamiento.

Monroe (2001), en su trabajo titulado “Landfill leachate treatment: VSEP offers a revolutionary solution”, utilizó filtros vibratorios entre los que se encuentra el VSEP (proceso intenso de filtrado vibratorio). Esta tecnología avanzada de filtrado por membrana, permitió filtrar corrientes que contenían compuestos que colmataban los filtros convencionales. El sistema propuesto, no solamente filtra los sólidos en suspensión, sino que también reduce y elimina los compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos e, incluso, metales como el níquel, de modo que una sola unidad de VSEP puede filtrar 113,6 l/min de lixiviado reduciendo la cantidad de níquel en un 85-90%, de modo que el efluente obtenido puede ser vertido en la red de alcantarillado que conduce a la depuradora municipal. La diferencia principal entre VSEP y la filtración mediante membranas tradicionales es el mecanismo por el cual se trata la acumulación de sólidos en la superficie de la membrana. El VSEP ofrece muchas más ventajas que los sistemas de tratamiento convencionales, dado que no requiere de grandes infraestructuras para su implantación, pues son unidades compactas que resultan rentables y fáciles de mantener.

Dada la eficacia observada en los filtros vibratorios, se ha estudiado la utilización de los mismos empleando diferentes tipos de membranas. Zouboulis y Petala., (2007), en su trabajo “Performance of VSEP vibratory membrane filtration system during the treatment of landfill leachates”, realizaron un estudio sobre la filtración de lixiviados con una membrana vibratoria (VSEP) utilizando membranas de microfiltración, de ultrafiltración y de nanofiltración. El resultado obtenido en

relación con la reducción de materia orgánica y sólidos en suspensión fue superior al 60% en todos los casos. Sin embargo, la eliminación de sustancias húmicas resultó ser altamente dependiente del tipo de membrana utilizada: la capacidad más baja de eliminación fue obtenida con la microfiltración (cerca del 47%), mientras que el valor más alto de eliminación se obtuvo con la nanofiltración (cerca del 97%).

#### 2.4.6 Procedimientos naturales de tratamiento

Cuando la cantidad de lixiviados es pequeña, los tratamientos anteriormente citados pueden resultar excesivamente costosos, resultando, en esos casos, más útiles los tratamientos naturales. Estos consisten en la utilización de humedales naturales o artificiales para la reducción de la contaminación existente en los lixiviados (figuras 2.8 y 2.9).

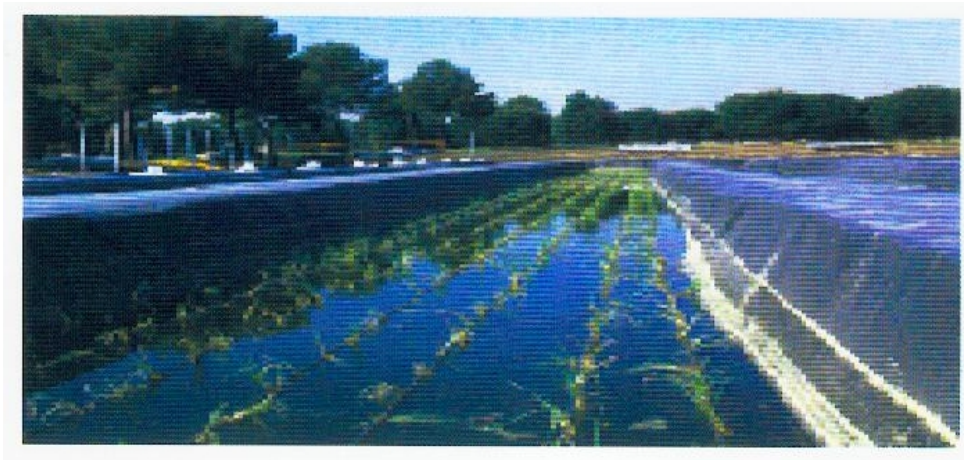


Figura 2.8.- Humedal artificial en fase desarrollo.



Figura 2.9.- Humedal artificial desarrollado.

Así, Urbanc-Bercic (1996), en su estudio sobre “Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates: The Slovenian experience” utilizaron humedales artificiales para el tratamiento de lixiviados, observando que las fluctuaciones en la carga orgánica de éstos influían notablemente en el funcionamiento de los mismos, obteniendo oscilaciones en la eliminación de DQO entre el 38 % y el 53 %, de DBO5 entre el 45 % y el 65 %, de sólidos totales en suspensión entre el 47 % y el 81 %, y no consiguiendo reducir, en ningún caso, el contenido de amonio por debajo de los 10 mg/l fijados como límite máximo en la legislación actual. Observaron también que, con el tiempo, los metales pesados como arsénico, plomo y cobre se acumulaban principalmente en las raíces de las plantas mientras el cobre, el hierro y el níquel se acumulaban principalmente en sus rizomas.

Lucía *et al.* (2005), en la investigación llevada a cabo con el título “Estudio de la tolerancia de diversas especies de Macrofitas Acuáticas al NaCl en solución y su aplicación al tratamiento de lixiviados de Vertedero” analizaron la influencia que podían tener determinados compuestos presentes en el lixiviado, como el NaCl, sobre el desarrollo de las macrofitas cuando éstas eran las plantas existentes en el humedal. De las especies estudiadas (*Typha domingensis*, *Typha latifolia*, *Sparganium emersum*, *Cyperus eragrostis*, *Scirpus holoschoenus* y *Scirpus maritimus*) y el



intervalo de concentraciones de sodio utilizado (de 983 a 1.966 ppm), la especie *Typha domingensis* fue la que presentó una mejor respuesta al sodio en solución, tolerando concentraciones de hasta 1.966 ppm, mientras que las especies *Typha latifolia* y *Cyperus eragrostis* no toleraron ni siquiera las concentraciones iniciales de sodio consideradas en el ensayo.

En cuanto al tratamiento del lixiviado pretratado y diluido mediante plantas de *Typha domingensis*, para una dilución de 1:40, se obtuvieron tasas de reducción medias de 0,08 mg/g de planta día para el nitrógeno inorgánico total, 0,075 mg/g de planta día para el nitrógeno amónico y 0,02 mg/g de planta día para la DQO. La dilución fue necesaria porque la composición del lixiviado original no permitía el desarrollo de las plantas; además de la dilución fue preciso realizar un tratamiento primario de floculación-coagulación previo y un ajuste de los macro y micro elementos del lixiviado para alcanzar los niveles necesarios para el correcto desarrollo de las plantas.

Pettri *et al.* (2005), en su trabajo “Fitorremediación-humedales pilotos para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario”, desarrollaron un humedal artificial en el que emplearon totora (*Typha dominguensis*) trasladada desde un humedal natural de la zona. El funcionamiento del humedal fue satisfactorio y los parámetros analizados presentaron reducciones en todos los muestreos: DBO (100%), DQO (55%), SST (50%), conductividad (27%), alcalinidad total (29%), cloruros (27%), dureza total (27%), nitratos (38%), fósforo total (46%), cromo total(32%) y zinc (50%). Sin embargo, se trata de una única experiencia realizada con pocos valores lo que no permite un tratamiento estadístico por lo que la única conclusión que puede sacarse es que, a nivel exploratorio, la experiencia ha cumplido con el objetivo que se plantearon, permitiendo establecer que las plantas empleadas toleran muy bien el lixiviado, mostrando un buen desarrollo.

Lloyd *et al.* (2006), en su artículo “Wetland Biofilter System provides year-round, cost effective treatment to over 1.5 million litres of wastewater” indican cómo,

en Canadá, se han desarrollado investigaciones sobre la dosificación de distintos influentes (entre los que se encuentran los lixiviados) en lagunas donde se plantaron espadañas (*Thypha sp.*). El fundamento del Wetland Biofilter System (WBS) consiste en tres o cuatro lagunas, generalmente, que funcionan en serie dependiendo la composición y tamaño de cada laguna del tipo y del caudal de líquido contaminado a tratar. Los resultados obtenidos han demostrado que dicho sistema resulta fiable para el tratamiento de aguas residuales hasta el punto de estarse comercializando.

Nivala *et al.* (2007), en su trabajo titulado “Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland”, construyeron un humedal artificial equipado con un sistema de aireación para favorecer la eliminación de materia orgánica y nitrógeno amoniacal. Los resultados que obtuvieron demostraron que era una opción alternativa y de bajo coste para el tratamiento de lixiviados generados en pequeños vertederos. El mayor problema observado en el tratamiento procede de las condiciones meteorológicas ya que, cuando se alcanzan temperaturas ambientales muy bajas, el proceso disminuye notablemente su eficacia. Para subsanar este problema, estos autores proponen aislar el humedal con una capa de mantillo ubicada en su superficie, lo que permite al humedal soportar temperaturas hasta de 26 °C bajo cero.

Galbrand *et al.* (2008), en su investigación sobre “Water Quality Assessment of A Constructed Wetland Treating Landfill Leachate and Industrial Park Runoff” aplicaron siete humedales artificiales en serie para la depuración de lixiviados y de aguas residuales industriales. Los humedales por ellos construidos tuvieron forma de riñón para permitir tiempos de retención elevados. Los análisis realizados al influente y al efluente de cada una de las siete celdas les permitieron determinar la evolución de la depuración a lo largo del proceso. Si bien consiguieron reducciones en la concentración de hierro (24 %), manganeso (7 %), amonio (37 %) y nitrógeno total (6 %), no ocurrió lo mismo con la DQO y los sólidos en suspensión cuyos valores aumentaron a la salida del tratamiento. Los investigadores justificaron esto por la

existencia de vegetación que aun no había madurado y a la presencia de una biodiversidad subdesarrollada.



### **3 OBJETIVOS**



De la revisión bibliográfica se puede deducir que, hasta el momento, todo el empeño en el tratamiento de lixiviados se ha centrado en su depuración con el objeto de poder realizar el vertido al cauce fluvial más próximo al lugar donde se generan.

Sin embargo, la composición de dichos lixiviados permite prever que puedan ser utilizados con otro fin distinto del de un mero vertido.

Esa composición, con un alto contenido en carbono y nitrógeno y contenidos notables en fósforo, calcio y potasio, junto con un pH próximo a la neutralidad, parece sugerir su aprovechamiento dentro del campo de la agricultura. Para poder aplicar el lixiviado como fertilizante es necesario, entre otras cosas, que la relación carbono/nitrógeno no sea superior a 20 lo que no cumplen, al menos, los lixiviados procedentes de zonas de vertido con menos de dos años de antigüedad.

Esto hace pues necesario un cierto tratamiento previo para poder emplear los lixiviados como abono. Como la finalidad de ese tratamiento es la reducción de la cantidad de carbono presente, un proceso fermentativo puede resultar adecuado y los tratamientos habitualmente utilizados en los procesos de depuración podrían ser válidos.

Estos tratamientos suelen ser aerobios y anaerobios. Los sistemas aerobios requieren una gran cantidad de energía para el suministro del oxígeno que va a actuar en la degradación de la materia orgánica; por esta razón suele existir una limitación en la carga contaminante del agua residual influente, ya que, si se tiene una alta carga, la utilización de oxígeno por parte de los microorganismos aumenta, incrementando los requerimientos energéticos, por lo que el tratamiento podría resultar muy costoso. A pesar de ello, estos sistemas presentan porcentajes de eliminación elevados y tiempos de retención cortos ya que la degradación se realiza a alta velocidad debido a que la tasa de síntesis de los microorganismos es estimulada por el suministro de oxígeno.

En los sistemas de tratamiento anaerobio, las velocidades de degradación son más lentas ya que los mecanismos de reacción utilizados por los microorganismos no tienen en cuenta una especie externa (como el oxígeno en el caso de los sistemas aerobios) para la oxidación de la materia orgánica, por lo que la síntesis de biomasa es mucho más lenta que en sistemas aerobios, haciendo que los tiempos de residencia sean más largos. No obstante, y debido a que no tienen una limitación en el suministro de oxígeno, estos sistemas soportan altas cargas orgánicas en el influente. Su característica principal, y de hecho la más llamativa, es la producción de energía en forma de metano, que puede ser aprovechado para el calentamiento de las unidades de tratamiento u otros servicios, disminuyendo los costes de operación.

Si bien la generación de un subproducto de alto valor energético que puede ser utilizado como combustible, como es el metano, puede presentar los procesos anaerobios como la alternativa más atractiva frente a los procesos aerobios que consumen energía para el suministro de oxígeno, el excesivo tiempo usualmente necesario en ese tipo de tratamientos hace que la decisión no sea tan sencilla.

Por ello, el objetivo de este trabajo ha sido estudiar el comportamiento de un lixiviado al ser sometido a un tratamiento anaerobio y a un tratamiento aerobio, analizando las características del producto final obtenido y determinando sus propiedades fertilizantes para su posible utilización como abono líquido.

Se han considerado como lixiviados motivo de esta investigación, los generados en los Centros de Tratamiento de Residuos (CTR<sup>s</sup>) denominados “no peligrosos”, en su mayoría generados por residuos de procedencia domiciliaria. En estos centros se producen lixiviados en el vertedero, en las áreas de compostaje y en la zona de biometanización (números 1, 2 y 3 en el esquema que aparece en la figura 3.1) y todos ellos se llevan a la balsa denominada de comunes.



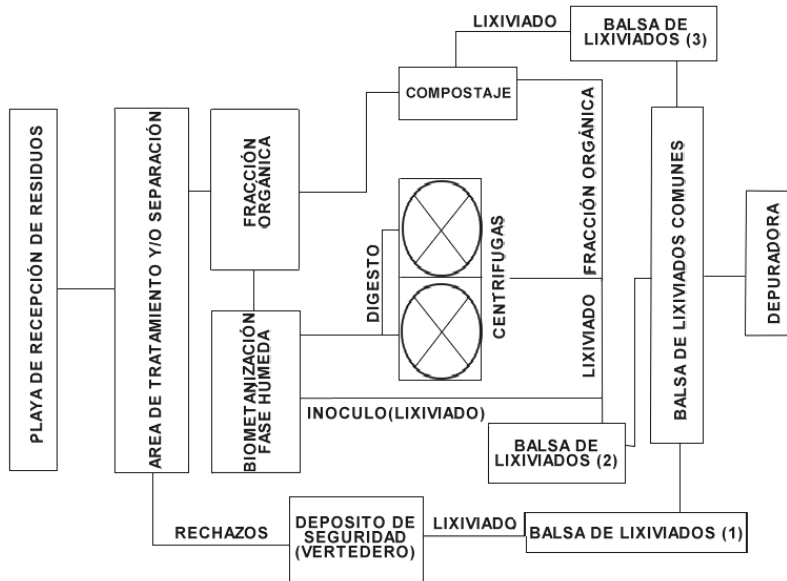


Figura 3.1 Zonas de almacenamiento de lixiviados en los centros de Tratamiento

Previamente al estudio de los tratamientos propuestos:

Se ha realizado la caracterización de los lixiviados generados en varios Centros de Tratamiento de Residuos de Castilla y León con el fin de elegir el que resultara más representativo de este tipo de residuos en la zona.

Se han diseñado y construido los equipos necesarios para llevar a cabo la investigación.

Posteriormente, se han llevado a cabo dos líneas de trabajo paralelas, una de tratamiento anaerobio y otra de tratamiento aerobio realizando, para cada una de ellas, una serie de estudios en discontinuo y en continuo con las siguientes finalidades:

- Proceso discontinuo
- Evaluar el desarrollo del proceso en condiciones mesófilas y termófilas.

- Analizar la influencia del tiempo de residencia hidráulico sobre la digestión.
- Determinar la necesidad de la adición de inóculo para acelerar el proceso.
- Proceso continuo
- Establecer el tiempo de residencia hidráulico óptimo para el proceso.
- Caracterizar los productos obtenidos en función de las condiciones de operación.
- Modelar la cinética del proceso.

Por último, y con el fin de determinar la aplicación en agricultura de los efluentes obtenidos tras los tratamientos, se ha estudiado su poder germinativo analizando:

- El crecimiento de dos tipos de plantas: césped y cebada.
- El efecto del tipo de proceso: anaerobio o aerobio.
- La influencia la etapa de desarrollo del proceso: inicial, intermedia o final.

Para asegurar la potencial utilización como fertilizantes de los productos obtenidos tras los tratamientos se han comparado con un abono líquido comercial utilizando tres parámetros para ello:

- El contenido en nutrientes.
- La presencia de compuestos tóxicos.
- El poder germinativo.

Todos estos estudios, permitirán determinar si es posible el aprovechamiento integral de los lixiviados por su transformación en fertilizantes y/o biogás.

## **4 MÉTODOS ANALÍTICOS Y ESTADÍSTICOS**



#### 4.1 TOMA DE MUESTRAS. PROTOCOLO UTILIZADO

Se han tomado muestras de lixiviados de dos tipos en los Centros de Tratamiento de Residuos estudiados: lixiviados procedentes directamente de las áreas de compostaje y lixiviados procedentes de las balsas de los denominados “comunes” que recogen todos los lixiviados generados en el CTR.

En el primer caso, compostaje, la extracción de la muestra se ha realizado bien en la tubería de transporte del lixiviado desde la zona de compostaje mediante un grifo (figura 4.1) bien en una arqueta de seguridad que da acceso a dicha tubería (figura 4.2).



Figura 4.1. Grifo para toma de muestra del lixiviado de compostaje (CTR de León).



Figura 4.2. Arqueta para toma de muestra del lixiviado de compostaje (CTR de Burgos).

En el segundo caso, comunes, la toma de muestra se llevó a cabo directamente de la balsa, extrayendo el lixiviado mediante recipientes de cinco o más litros (figuras 4.3 y 4.4).



Figura 4.3. Toma de muestra en la balsa de comunes del CTR de Zamora.



Figura 4.4. Toma de muestra en el CTR de Burgos.

Las muestras tomadas se introdujeron en bidones de 25 litros de capacidad con cierre hermético (figura 4.5) y se conservaron en cámaras frigoríficas a 4°C hasta su posterior caracterización.



Figura 4.5.- Almacenamiento de muestras.

Dadas las características de los lixiviados, durante la toma de muestras se utilizaron equipos de seguridad e higiene adecuados y se tomaron una serie de precauciones adicionales, como fueron:

- Nunca realizar la toma de las muestras de los lixiviados en solitario sino acompañarse como mínimo de una persona.
- Cerrar herméticamente y transportar en posición vertical los bidones del lixiviado.
- Dejar los bidones de la recogida en el coche donde se ha transportado el menor tiempo posible.



## 4.2 ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS

A continuación se describen brevemente cada uno de los métodos de análisis empleados para la determinación de:

- Demanda Química de Oxígeno (DQO) por método colorimétrico.
- Sólidos totales.
- Sólidos en suspensión.
- pH.
- Conductividad.
- Densidad.
- Nitrógeno Kjeldahl.
- Nitrógeno amoniacal por método titulométrico.
- Nitritos por método colorimétrico.
- Metales por Análisis Químico Elemental
- Ácidos grasos volátiles.
- Alcalinidad
  
- Fosfatos por método colorimétrico.
- Nitratos por método colorimétrico.
- Aniones por cromatografía iónica.
- Carbono orgánico total (TOC) y nitrógeno total (TN).
- Biogás.
- Biomasa.

#### 4.2.1 Demanda química de oxígeno (DQO). Método colorimétrico

La DQO se utiliza para medir el equivalente de oxígeno del contenido de la materia orgánica de una muestra que puede ser oxidada por un oxidante químico fuerte, como es el dicromato potásico ( $K_2Cr_2O_7$ ).

Para la determinación de la DQO se empleó el método colorimétrico de reflujo cerrado, método estándar 5220 D (APHA, AWWA Y WPCF, 1992). Este método consiste en la digestión a  $150^\circ C$  durante 2 horas de un volumen determinado de muestra junto con una cantidad conocida de solución de dicromato potásico, con un catalizador ( $AgSO_4$ ) en medio fuertemente ácido ( $H_2SO_4$ ).

Como resultado de la digestión, los compuestos orgánicos se oxidan a  $CO_2$  y  $H_2O$  y el ión cromato ( $Cr_2O_7^{2-}$ ) se reduce a ión crómico ( $Cr^{3+}$ ). Debido a que la plata del catalizador puede reaccionar con iones cloruro ( $Cl^-$ ), bromuro ( $Br^-$ ) y yoduro ( $I^-$ ), interfiriendo en la reacción ya que éstos reaccionan con el  $Cr_2O_7^{2-}$  y lo reducen a  $Cr^{3+}$ , se añade sulfato de mercurio ( $HgSO_4$ ), con lo que el ión  $Hg^{2+}$  reacciona con los iones  $Cl^-$  formando un precipitado. Así se evitan las interferencias y se protege el catalizador.

Una vez que se ha completado la digestión, la cantidad de  $Cr^{3+}$  que no se ha generado se cuantifica mediante espectrofotometría, a 600 nm en cubetas de plástico por tratarse del espectro visible, previa preparación de la correspondiente recta de calibrado.

Para la digestión se emplea el equipo ACCUBLOCK de LABNET (figura 4.6) y las muestras, junto con los reactivos, se introducen en tubos de ensayo de vidrio con tapón roscado de 20 mm de diámetro. En cada uno de los tubos de ensayo se añaden las siguientes cantidades de reactivos o muestra:

- 2,5 ml de muestra, si es necesario diluída. Si se trata de la medida de DQO soluble la muestra debe ser filtrada con un filtro de 45µm de tamaño de poro.
- 1,5 ml de solución de digestión preparada de la siguiente forma: añadir a 500 ml de agua desionizada 10,216 g de  $K_2Cr_2O_7$ , previamente secado a 103°C durante 2 horas, 167 ml de  $H_2SO_4$  concentrado y 33,3 g de  $HgSO_4$ . Disolver, enfriar hasta temperatura ambiente y diluir hasta 1000 ml.
- 3,5 ml de Reactivo de Ácido Sulfúrico: Añadir  $Ag_2SO_4$  a  $H_2SO_4$  concentrado en la proporción de 5,5 g de  $Ag_2SO_4$  / kg de  $H_2SO_4$ . Dejar reposar de 1 a 2 días para disolver el  $Ag_2SO_4$ .
- Una pastilla de catalizador Kjeldahl (6,25 % en  $CuSO_4 \cdot 5 H_2O$ ).



Figura 4.6. Equipo ACCUBLOCK de LABNET para digestiones.

Se digiere la muestra durante al menos dos horas, se deja enfriar y se mide su absorbancia a 600nm frente al blanco de agua destilada.

El espectrofotómetro empleado para obtener la medida de la DQO a partir de la absorbancia es el equipo HITACHI U-2000 (figura 4.7).

Para poder hacer la determinación de la DQO en muestras desconocidas es preciso hacer previamente una recta de calibrado utilizando para ello disoluciones de potasio hidrógeno ftalato con DQO conocida. Los resultados obtenidos para la recta de calibrado aparecen en la figura 4.8.



Figura 4.7. Espectrofotómetro HITACHI U-2000.

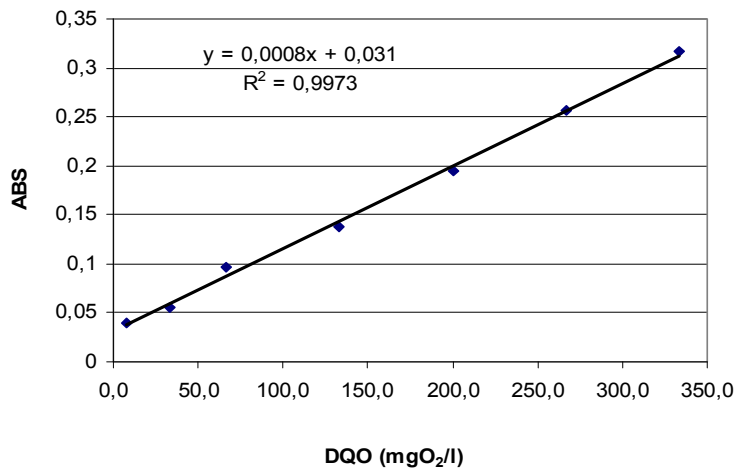


Figura 4.8. Recta de calibrado para la determinación de la DQO en el espectrofotómetro HITACHI U-2000.

#### 4.2.2 Sólidos totales

La determinación del contenido de Sólidos Totales Totales (STT) y de Sólidos Totales Volátiles (STV) se realizó de acuerdo con los métodos estándares 2540 B y 2540 E, respectivamente (APHA, AWWA Y WPCF, 1992). Los STT se determinaron mediante el peso del residuo seco, secado a 103-105°C en estufa durante 24 horas, referido a 25 ml de muestra inicial.

Para el cálculo se utiliza la siguiente expresión:

$$STT(mg/l) = \frac{Peso_{105^{\circ}C}(g) - Tara(g)}{Vmuestra(ml)} \times 10^6 \quad (4.1)$$

La determinación de los Sólidos Totales Volátiles (STV) se realizó sobre la misma muestra, mediante calcinación, en una mufla a 550°C durante 2 horas. El contenido en sólidos volátiles se determina por diferencia entre el residuo seco y las cenizas, siguiendo la siguiente expresión:

$$STV(mg/l) = \frac{Peso_{105^{\circ}C}(g) - Peso_{550^{\circ}C}(g)}{Vmuestra(ml)} \times 10^6 \quad (4.2)$$

La diferencia entre el contenido en sólidos totales y el contenido en sólidos volátiles será el contenido en sólidos fijos.

#### 4.2.3 Sólidos totales en suspensión

La determinación de los sólidos totales en suspensión se llevó a cabo según el método estándar 2540 D (APHA, AWWA Y WPCF, 1992).

Las cápsulas que se utilizan son de porcelana y previamente se han secado a 103-105°C y se han enfriado en un desecador.

En primer lugar se inserta el filtro de nitrato de celulosa de 45µm de tamaño de poro y 47mm de diámetro con la cara rugosa hacia arriba en el aparato de filtrado. Se hace el vacío y se lava con tres volúmenes sucesivos de 20ml de agua destilada, se continúa succionando hasta eliminar todo resto de agua. El filtro se separa del aparato de filtrado y se coloca sobre una cápsula de porcelana previamente pesada, ambos se introducen en la estufa a 103-105°C durante unas dos horas, una vez transcurrido este tiempo se enfrían en un desecador y se pesan.

Se coloca de nuevo el filtro en el aparato de filtrado con la cara rugosa hacia arriba y se inicia la succión. Para ajustar el filtro es necesario humedecerlo con una pequeña cantidad de agua destilada. Se filtra un volumen conocido de muestra bien mezclada, dicho volumen no debe proporcionar un residuo mayor de 200mg (para ello puede hacerse una estimación a partir de los sólidos totales previamente calculados considerando que los sólidos en suspensión representan, aproximadamente, el 50% de los sólidos totales siendo este porcentaje del 70% en lodos procedentes de un tratamiento biológico).

Una vez filtrada la muestra por completo se lava con tres volúmenes sucesivos de 10ml de de agua destilada, permitiendo el drenaje completo del filtro entre los lavados y continuando la succión durante tres minutos más después de terminar el filtrado. Se separa el filtro del aparato y se traslada de nuevo a la cápsula de porcelana, se secan durante unas 4 horas en una estufa a 103-105°C y se enfrían en el desecador. Una vez equilibrada la temperatura se pesan.

$$SST(mg/l) = \frac{(P_{103^{\circ}C} - P_{cap+filtro})(g)}{V_{muestra}(ml)} \times 10^6 \quad (4.3)$$

La cápsula con el filtro de celulosa y los Sólidos en Suspensión Totales se introduce en la mufla a 550±50°C temperatura que se mantendrá durante 15minutos. Cuando la temperatura ha descendido hasta unos 150°C la cápsula se introduce en el desecador y a los 30 minutos se pesa. Se considera que los sólidos fijos en suspensión

únicamente corresponden a la muestra, se comprobó que los filtros de nitrato de celulosa son totalmente volátiles y por tanto, no es necesario descontar el peso del filtro.

$$SSV(\text{mg/l}) = \frac{(P_{103^{\circ}\text{C}} - P_{\text{cap+filtro}}) - (P_{550^{\circ}\text{C}} - P_{\text{cap}})}{V_{\text{muestra}}} = \frac{(P_{103^{\circ}\text{C}} - P_{550^{\circ}\text{C}} - P_{\text{filtro}})(\text{g})}{V_{\text{muestra}}(\text{ml})} \times 10^6 \quad (4.4)$$

#### 4.2.4 pH

El pH se midió según el método estándar 4500-H<sup>+</sup> B (APHA, AWWA Y WPCF, 1992).

Según este método, primero se procede a la calibración del aparato con disoluciones tampón estándar CRISON pH = 7,00 y pH = 4,01 a 20C°, para posteriormente realizar la medida del pH de la muestra con un electrodo Crison 52-21, conectado a un medidor de pH/mV Crison micropH 2000 (figura 4.9), que se encuentra sometida a una agitación constante para asegurar su homogeneidad.



Figura 4.9. Medidor de pH/mV Crison micropH 2000.

Se pone la muestra previamente centrifugada y se introduce el electrodo, obteniendo el valor cuando este se mantenga constante.

Este procedimiento se repetirá siempre por triplicado para que los resultados obtenidos sean representativos.

#### 4.2.5 Conductividad

Para la medida de la conductividad se adaptó el método estándar 2510 B (APHA, AWWA Y WPCF, 1992). El procedimiento consiste en introducir el conductímetro en la muestra (sin centrifugar) y una vez introducido se dan unos golpecitos en el aparato para evitar posibles burbujas. El conductímetro tiene unos agujeros en la parte superior (figura 4.10.) los cuales tienen que estar cubiertos por la muestra. El valor final se obtiene cuando este permanezca fijo, midiendo el valor en mS/cm.



Figura 4.10. Conductímetro HI 9033 Multi-range.

Este procedimiento se repetirá siempre por triplicado para que los resultados obtenidos sean representativos.



#### 4.2.6 Densidad

Para el cálculo de la densidad se efectúan varias pesadas de una probeta con 50 ml (precisión de  $\pm 0,5$ ml), de manera que el cálculo de la densidad se realiza de la siguiente manera:

$$\rho(\text{kg}/\text{m}^3) = \frac{(\text{Peso}_{\text{probeta50ml}} - \text{Tara})(\text{g})}{V_{\text{muestra}}(\text{cm}^3)} \times 10^3 \quad (4.5)$$

#### 4.2.7 Nitrógeno Kjeldahl

El método ha sido adaptado del método estándar 4500-N<sub>org</sub> C (A.P.H.A., 1992). Se basa en digerir la muestra con temperatura, en medio ácido con un catalizador de sulfato de cobre, de forma que los compuestos orgánicos nitrogenados pasen a formas amoniacales.

Para ello se utilizan 3 tubos Kjeldahl por muestra con 10 ml cada uno. Se añade una tableta Kjeldahl por tubo (contiene sulfatos de cobre y potasio), anillos Rasching para favorecer la ebullición uniforme y 25 ml de ácido sulfúrico concentrado. Se lleva a digerir al equipo BLOC DIGEST en condiciones de temperatura de placa 400°C y 2h, siempre conectado a la bomba de vacío.

Una vez frío el tubo (la disolución digerida presenta un color verdoso claro), se lleva al sistema de destilación KJELTEC SYSTEM. Allí se añaden 11ml de sosa al 40% al tubo de manera que el amonio se transforma en amoniaco y se destila durante 5 minutos. El destilado se recoge sobre un matraz que contiene 50 ml de disolución indicadora de ácido bórico (Su preparación es: 20 g de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> + 10 ml de indicador, que se prepara mezclando una disolución de 200mg de rojo de metilo en 100ml de etanol junto con 100mg de azul de metilo en 50ml de etanol) (todo se lleva a un litro).

El aspecto de los tubos después de la digestión y posterior destilación es tal y como aparece en la figura 4.11.



Figura 4.11. Tubos Kjeldahl.

Una vez concluida la destilación, se separa el extremo de la goma de la superficie de la disolución de ácido bórico (de color verde) y se procede a determinar el amoníaco mediante una valoración con  $H_2SO_4$  0,02 N hasta que el indicador vire a violeta (lila)  $V_1$ . Paralelamente, se efectúa un ensayo en blanco, siguiendo todos los pasos del método, en el que en lugar de la muestra se emplea agua destilada (en la misma cantidad)  $V_2$ .

La cantidad de nitrógeno amoniacal contenida en la muestra viene determinada a partir de siguiente expresión:

$$N_k(mg/l) = \frac{(V_1 - V_2) \cdot 14 \cdot N_{H_2SO_4} \cdot 10^3}{V_{muestra}(ml)} \quad (4.6)$$

El  $H_2SO_4$  como no se trata de un patrón primario ha de valorarse para obtener su normalidad real.

Para ello se pesa 32 mg aproximados por triplicado de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  y se apunta el peso exacto de cada pesada. Posteriormente se disuelve el  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  con agua desionizada y se añaden unas gotas de anaranjado de metilo. Se valora con el  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,02 N obteniendo tres volúmenes en bureta, (hasta que vira a rojo). Su cálculo sería:

- $\text{Peso 1} / (53 \cdot \text{Volumen 1}) = \text{Normalidad 1}$
- $\text{Peso 2} / (53 \cdot \text{Volumen 2}) = \text{Normalidad 2}$
- $\text{Peso 3} / (53 \cdot \text{Volumen 3}) = \text{Normalidad 3}$

Realizando la media de las tres normalidades como resultado final.

#### 4.2.8 Nitrógeno amoniacal. Método Titulométrico

De acuerdo con el método estándar 4500-NH<sub>3</sub> E (APHA, AWWA Y WPCF, 1992), se cogen x ml de muestra y se llevan a un tubo Kjeldahl diluyendo, si es necesario, para poder entrar dentro del rango de valores que viene en la siguiente tabla:

Tabla 4.1. Equivalencias para la elección de la muestra

N amoniacal en la muestra (mg/l)	ml muestra
5-10	250
10-20	100
20-50	50
50-100	25

Se lleva al aparato de destilación Kjeldahl (figura 4.12):



Figura 4.12. Destilador Kjeldahl

Se enciende el equipo y el grifo de refrigeración. El bidón debe estar lleno con NaOH del 30-40% en peso (y la goma siempre por debajo del nivel de la disolución de sosa). En el soporte de la izquierda se pone el tubo Kjeldahl con la muestra a tratar, asegurando siempre que se ajusta bien. En el de la derecha se pone un erlenmeyer, que es donde se recoge el destilado, el cual tiene que contener un volumen de 50 ml de disolución indicadora de ácido bórico (que se prepara disolviendo 20 g de  $H_3BO_3$  + 10 ml de indicador en agua desionizada y llevando el volumen hasta un litro; el indicador se prepara mezclando una disolución de 200mg de rojo de metilo en 100ml de etanol junto con 100mg de azul de metilo en 50ml de etanol). Se tiene que situar el extremo de la goma del aparato de destilación por debajo de la superficie de la solución indicadora de ácido bórico. Se presiona el botón de la derecha hasta que se pone en marcha.

Una vez concluida la destilación, se separa el extremo de la goma de la superficie de la disolución de ácido bórico (de color verde) y se procede a determinar el amoníaco mediante una valoración con  $H_2SO_4$  0,02 N hasta que el indicador vire a

violeta (lila)  $V_1$ . Paralelamente, se efectúa un ensayo en blanco, siguiendo todos los pasos del método, en el que en lugar de la muestra se emplea agua destilada (en la misma cantidad)  $V_2$ .

La cantidad de nitrógeno amoniacal contenida en la muestra viene determinada a partir de siguiente expresión:

$$N(\text{mgN} - \text{NH}_4^+ \text{l}) = \frac{(V_1 - V_2) \cdot 14 \cdot N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \cdot 10^3}{V_{\text{muestra}} (\text{ml})} \quad (4.7)$$

Si el valor esta dentro del rango (tabla 4.1) para los x ml de muestra, el valor se toma como bueno, en caso contrario se repetirá el procedimiento con un volumen x de muestra distinto hasta que el resultado este dentro del rango de dicha tabla.

El  $\text{H}_2\text{SO}_4$  como no se trata de un patrón primario a de valorarse para obtener su normalidad real. Para ello se pesan 32 mg aproximados por triplicado de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  y se apunta el peso exacto de cada pesada. Posteriormente se disuelve el  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  con agua desionizada y se añaden unas gotas de anaranjado de metilo. Se valora con el  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,02 N obteniendo tres volúmenes en bureta (hasta que vira a rojo). Su cálculo sería:

- $\text{Peso 1} / (53 \cdot \text{Volumen 1}) = \text{Normalidad 1}$
- $\text{Peso 2} / (53 \cdot \text{Volumen 2}) = \text{Normalidad 2}$
- $\text{Peso 3} / (53 \cdot \text{Volumen 3}) = \text{Normalidad 3}$

Realizando la media de las tres normalidades como resultado final.

#### 4.2.9 Nitritos. Método colorimétrico

Se emplea el método colorimétrico, Método 4500- $\text{NO}_2^-$  B (APHA, AWWA Y WPCF, 1992). En esta técnica, el  $\text{NO}_2^-$  de la muestra se determina por la formación

de un colorante producido a pH 2-2,5 por acoplamiento del sulfamida diazotizada con diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamida.

Se emplea el espectrofotómetro HITACHI U-2000 (figura 4.7) para determinar la absorbancia de la muestra, y tras obtener la correspondiente recta de calibrado se determina la cantidad de iones nitrito que contiene la muestra.

Inicialmente se preparan las siguientes disoluciones:

- Reactivo colorante: disolución con 1 % de sulfanilamida, 10 % de  $H_3PO_4$  y 0.1 % de diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina.
- Oxalato sódico,  $Na_2C_2O_4$  0,025 M (0,05 N)
- Solución de ácido oxálico,  $H_2C_2O_4$  0,025 M (0,05 N)
- Ácido sulfúrico 25 % en volumen
- Solución patrón de permanganato potásico,  $KMnO_4$  0,01 M (0,05 N): Ésta disolución se debe filtrar en placa de vidrio, dejar reposar un día y estandarizar diariamente con  $H_2C_2O_4$  y medio de sulfúrico.
- Solución madre de nitrito sódico al 0.1 %. Se debe valorar en caliente añadiendo  $KMnO_4$  y porciones de  $Na_2C_2O_4$  hasta eliminar el color del primero. El exceso de  $Na_2C_2O_4$  se valora con  $KMnO_4$ .
- Solución intermedia de nitrito a partir de la disolución madre. Se prepara diariamente diluyendo 50 ml de disolución madre a 250 ml con agua.
- Solución patrón de nitrito a partir de la disolución intermedia. Se prepara diariamente diluyendo 10 ml de disolución intermedia a 1000 ml con agua.

El procedimiento de determinación de nitritos comienza con la filtración a vacío de la muestra a través de un filtro de 0,45 mm para eliminar sólidos en

suspensión. Se toman 5 ml de muestra y se diluyen hasta 50 en un matraz aforado. Se añaden al matraz 1 ml de reactivo colorante y 1 ml de diclohidrato de N-(1-naftil)-etilendiamida y se agita. Entre 10 minutos y dos horas después se mide la absorbancia de la muestra en cubetas de 1 cm de paso óptico y a una longitud de onda de 543 nm.

Para poder conocer el contenido de nitritos a través de la absorbancia es necesario hacer una recta de calibrado del espectrofotómetro. Para ello, a partir de la disolución patrón de nitrito sódico se prepararon matraces de 50 ml de diferente concentración de nitrito y se añadieron a cada uno de ellos 1 ml de reactivo colorante y 1 ml de diclohidrato de N-(1-naftil)-etilendiamida. De la misma manera que en el caso de la muestra se midió la absorbancia de cada matraz, pero en este caso, la concentración de nitritos es conocida y se puede trazar la recta (figura 4.13).

Para obtener la cantidad de nitritos que contiene la muestra se emplea la siguiente expresión:

$$mgN - NO_2^- / l = \frac{\mu gN - NO_2^- \text{leídos}}{ml \text{muestra}} \cdot \text{dilución} \quad (4.8)$$

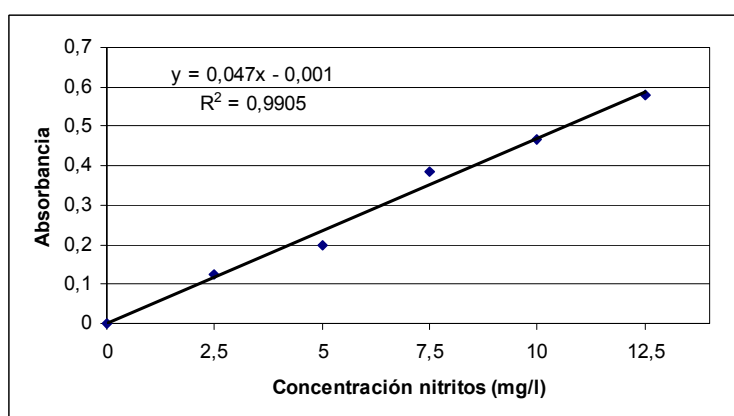


Figura 4.13. Recta de calibrado para la determinación de nitritos en el espectrofotómetro HITACHI U-2000

#### **4.2.10 Metales. Análisis químico elemental**

El tratamiento en medio ácido a presión después de una calcinación de la muestra permite la liberación de los metales pesados que pueden determinarse espectrométricamente de acuerdo con el Método EPA 200.7 de la U.S Environmental Protection Agency (1994). Estos análisis fueron realizados en el Servicio General de Análisis Químico Aplicado de la Universidad de Salamanca.

Las muestras se calcinan y se entregan finamente divididas, tras haberlas hecho pasar por un molinillo. El procedimiento que se realiza en el Servicio de Análisis es el siguiente, se realiza un ataque ácido de la muestra calcinada con una disolución de ácido nítrico y ácido fluorhídrico bajo presión en un digestor con microondas modelo Ethos Sel-Milestone. Se tampona la disolución con ácido bórico y se analiza la disolución tamponada en un espectrómetro de emisión de plasma ICP\_OES modelo ULTIMA2-JOBIN YVON.

Se determinarán los siguientes elementos: K, Ca, Fe, P, Mg, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Pl, Zn.

#### **4.2.11 Ácidos grasos volátiles**

La determinación de los ácidos grasos se llevó a cabo por cromatografía de gases, empleando el método del patrón externo que a continuación se describe. En la figura 4.14. se muestra un esquema de un cromatógrafo de gases con la finalidad de facilitar la comprensión del método.



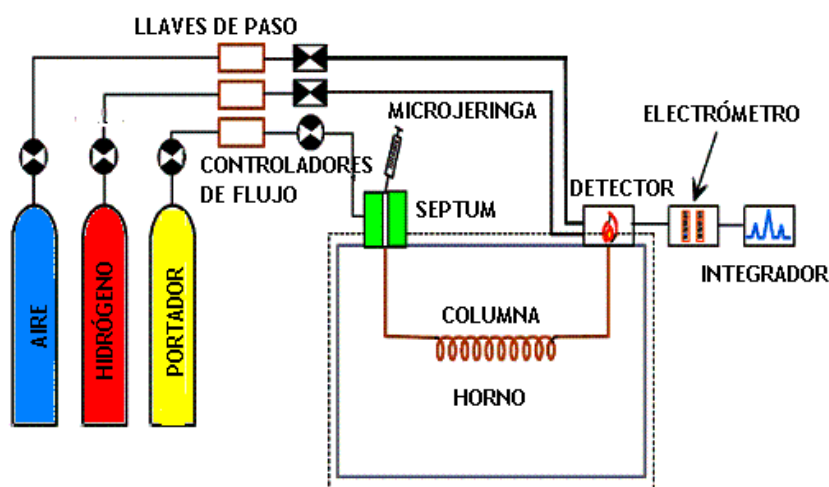


Figura 4.14. Esquema de un cromatógrafo de gases.

La muestra es filtrada a vacío a través de un filtro de  $0,45\ \mu\text{m}$  y el filtrado se acidula con ácido sulfúrico concentrado con el fin de conservar los ácidos grasos. Un mililitro de muestra así preparada es mezclada con un mililitro de solución patrón (ácido valérico  $7500\text{mg/l}$ ) y un  $\mu\text{l}$  de la mezcla es inyectado mediante la microjeringa a través del septum del inyector. El gas portador que recorre la columna arrastra la muestra hasta el detector donde los distintos compuestos llegan a diferente velocidad debido a la retención por parte del relleno de la columna, pudiendo ser identificados por el tiempo que tardan en aparecer. El electrómetro es capaz de transformar las señales emitidas por el detector y enviarlas hasta un ordenador en el que aparecen gráficamente en forma de picos. La columna está integrada en un horno con el fin de poder controlar la temperatura.

Las medidas cuantitativas por cromatografía de gases, se basan en la determinación de las áreas o alturas de los picos, y en la relación entre estas magnitudes y la cantidad o concentración de los componentes en la muestra. La altura o área de los picos está influenciada por el tipo de adsorbente (fase fija contenida en el interior de la columna), el tamaño de la muestra, la sensibilidad del detector, las

variaciones del caudal del gas portador y las temperaturas de la columna y del detector.

El equipo empleado en este caso, fue un cromatógrafo AGILENT 6890N (figura 4.15) dotado con un detector de ionización de llama o detector FID. Como fase fija se utilizó una columna PORAPAK Q de 1,5 metros de longitud (conveniente para la separación de ácidos orgánicos) y como gas portador nitrógeno. Se utilizó el método del patrón externo que está basado en la comparación de la relación de áreas entre la sustancia de interés (a diferentes concentraciones conocidas) y una sustancia de referencia, y la relación de áreas entre la sustancia de interés presente en la muestra problema y la sustancia de referencia, para las mismas condiciones de análisis. En este método se preparan disoluciones con una concentración fija de sustancia de referencia y distintas concentraciones de sustancia de interés obteniendo, para cada una de ellas, la correspondiente relación de áreas cromatográficas.

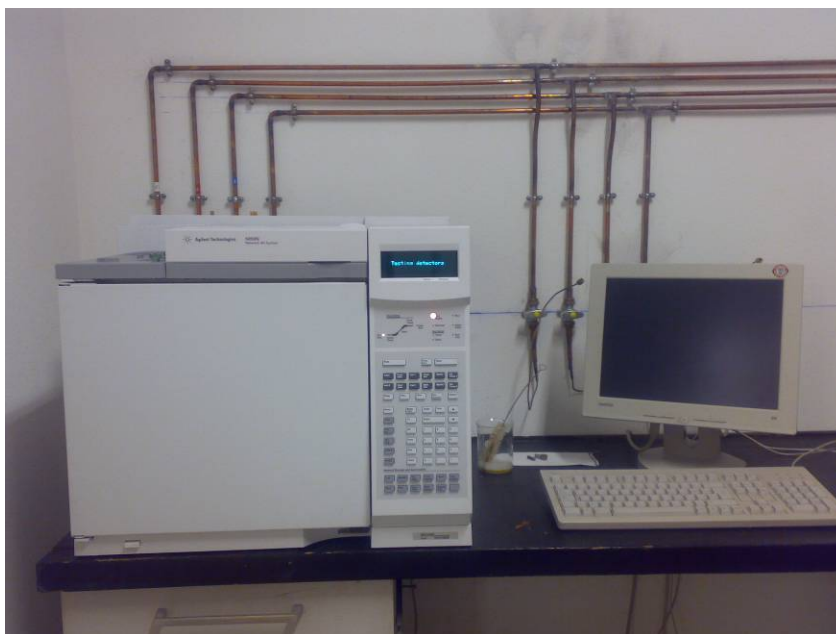


Figura 4.15. Cromatógrafo de gases Agilent 6890N

Se construyen entonces curvas de calibración representando la relación de áreas entre el compuesto de interés y el patrón de referencia, versus la concentración de la sustancia de interés.

Partiendo de la regresión de las curvas de calibración y de la relación de áreas entre la sustancia de interés presente en la muestra problema y la sustancia de referencia, para las mismas condiciones (cantidad y concentración del patrón, y condiciones de operación del cromatógrafo), se puede determinar la concentración del compuesto de interés.

Con el fin de realizar una buena detección de los ácidos grasos volátiles se determinaron las mejores condiciones de operación del cromatógrafo de gases y la columna de separación. Estas condiciones deben permitir una buena separación de los ácidos y una buena resolución de los picos, y son principalmente las temperaturas de la columna, el inyector y el detector, el caudal del gas portador y el patrón de referencia.

El análisis se llevará a cabo para la determinación de los ácidos acético, propiónico y butírico ya que se parte de una fuente de carbono con una estructura relativamente pequeña en cuanto a cantidad de átomos de carbono, seis, y a que el producto de su hidrólisis es principalmente ácido pirúvico, el cual sólo presenta tres carbonos en su estructura y al desdoblarse puede generar, en teoría, como mucho ácido propiónico. Por otra parte, en condiciones normales de operación, en un tratamiento anaerobio de aguas residuales, se generan principalmente ácidos acético y propiónico. La determinación de ácido butírico se realiza para confirmar o refutar esta afirmación.

Los ácidos grasos que se determinaron, por tanto, fueron: acético (C<sub>2</sub>), propiónico (C<sub>3</sub>) y butírico (C<sub>4</sub>) y como patrón de referencia se empleó ácido valérico (C<sub>5</sub>). Las condiciones de operación más adecuadas, determinadas en estudios anteriores (Mancipe, 2006), resultaron ser las que se muestran a continuación:

Tabla 4.2. Condiciones de operación del cromatógrafo de gases. Para las que se obtuvieron las rectas de calibrado que aparecen en las figuras 4.16-4.21.

Parámetro	Valor
Temperatura del horno (°C)	200
Temperatura del detector (°C)	240
Temperatura del inyector (°C)	220
Flujo de gas portador (ml/min)	40
Tamaño de muestra a inyectar (µl)	1
Duración del ensayo (min)	30

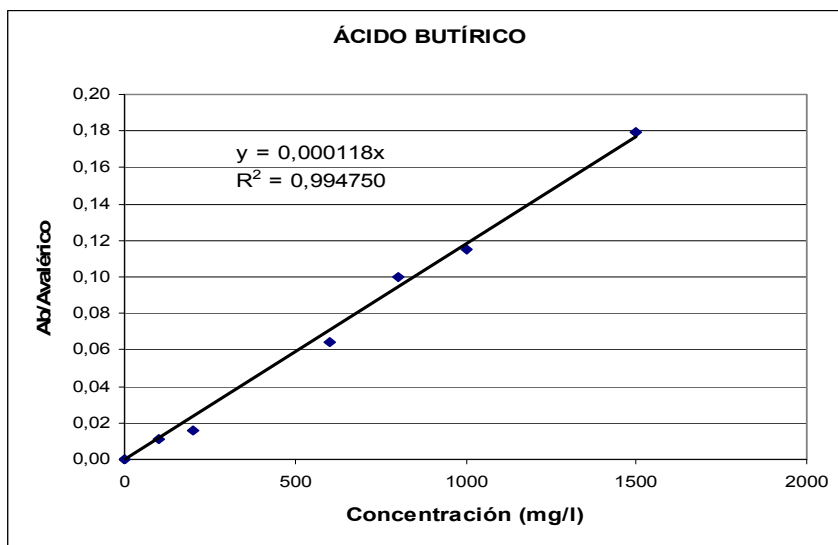


Figura 4.16. Recta de calibrado para bajas concentraciones de Ac. Butírico

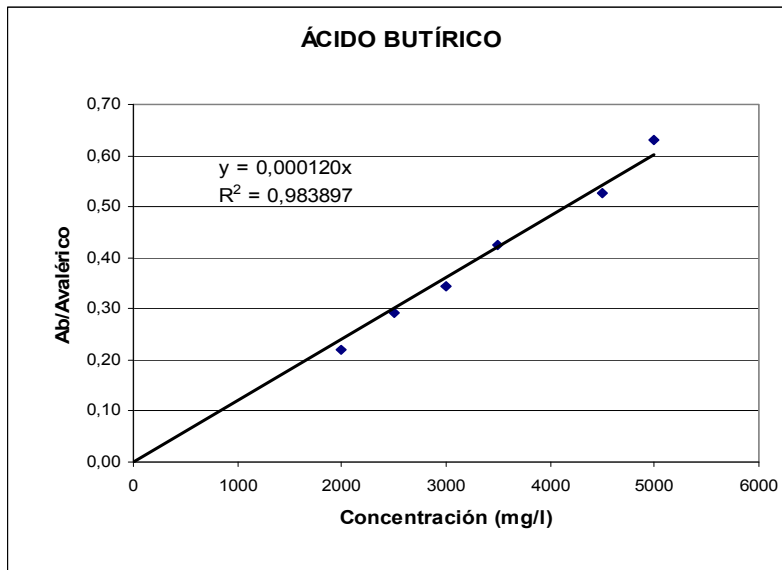


Figura 4.17. Recta de calibrado para altas concentraciones de Ac. Butírico

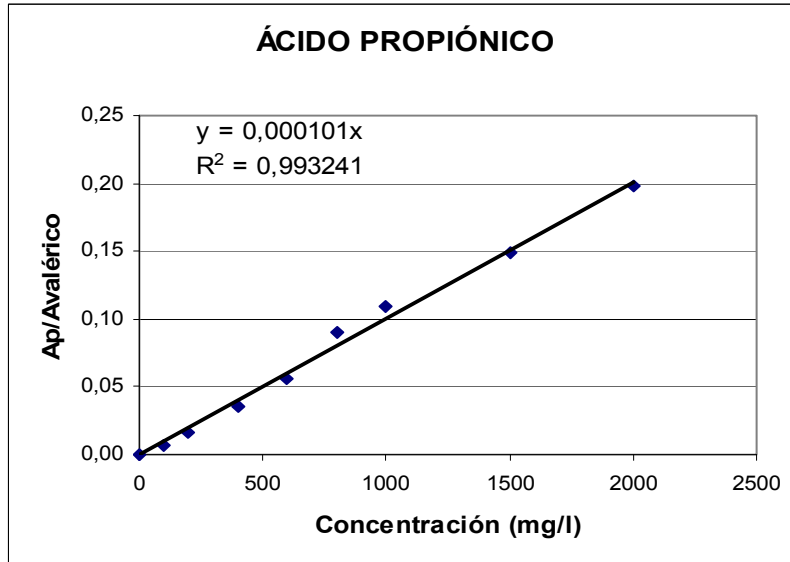


Figura 4.18. Recta de calibrado para bajas concentraciones de Ac. Propiónico

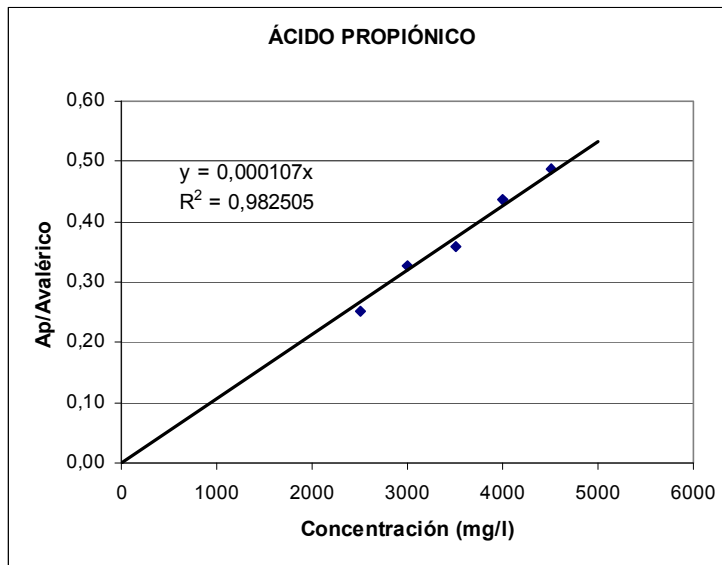


Figura 4.19. Recta de calibrado para altas concentraciones de Ac. Propiónico

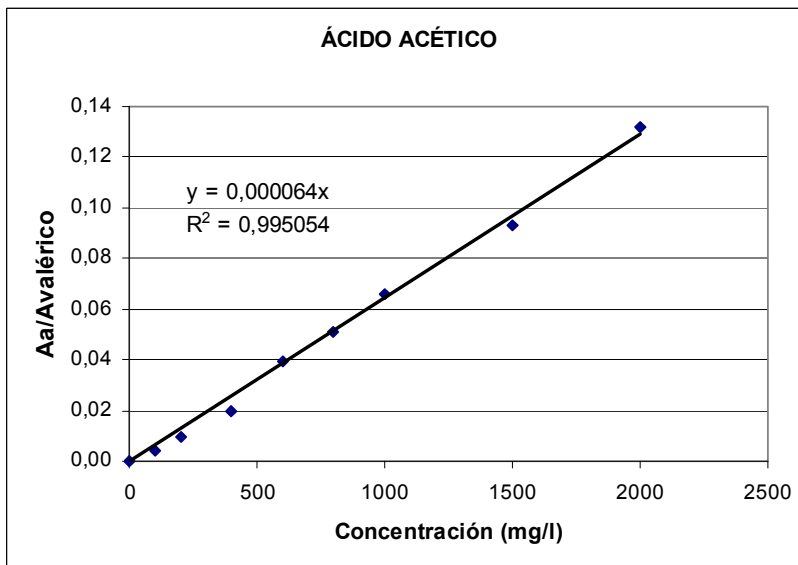


Figura 4.20. Recta de calibrado para bajas concentraciones de Ac. Acético

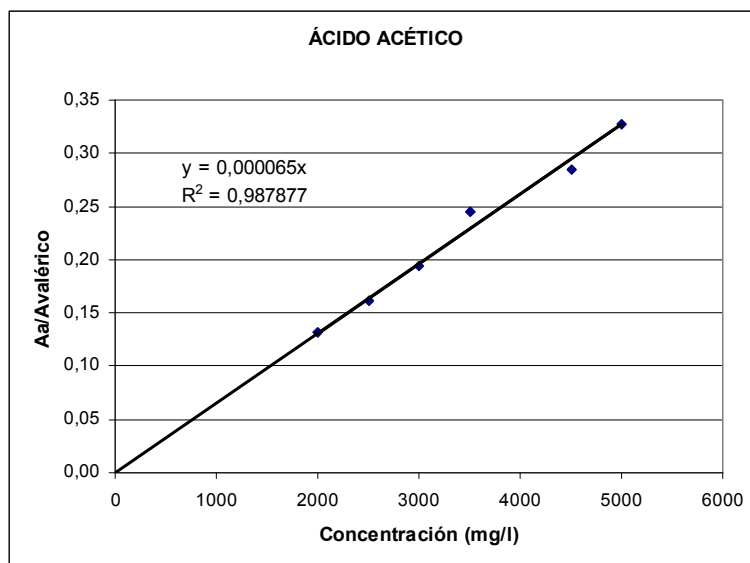


Figura 4.21. Recta de calibrado para altas concentraciones de Ac. Acético

#### 4.2.12 Alcalinidad

La alcalinidad se midió siguiendo el método estándar 4500-CO<sub>2</sub> C (APHA, AWWA Y WPCF, 1992) basado en que el CO<sub>2</sub> libre reacciona con carbonato de sodio e hidróxido de sodio para formar bicarbonato de sodio. Según este método se toman 100ml de la muestra (V<sub>4</sub>) y se introducen en un vaso de precipitados de 250ml. Se coloca el vaso sobre un agitador magnético y se introduce el electrodo de pH, la agitación debe realizarse a una velocidad en la que apenas se aprecie el comienzo de las turbulencias.

En todas las muestras el pH inicial resultó por debajo de 8,3 por lo que únicamente se medirá la alcalinidad total. Se valora con ácido clorhídrico 0,1M (para disoluciones de alcalinidad comprendida en el intervalo de 4mmol/l a 20mmol/l se debe usar ácido clorhídrico 0.1 M mientras que, para alcalinidades entre 0,4mmol/l y 4mmol/l se debe emplear ácido clorhídrico 0,02M preparado en el momento) hasta

que la disolución alcance un pH de 4,5. Esta cantidad de ácido consumido se denomina  $V_6$ .

Para el análisis de muestras que contengan una alcalinidad de concentración mayor de 20mmol/l puede usarse una porción menor de ensayo.

$$A_T(\text{mmolesH}^+ / \text{l}) = \frac{c(\text{HCl}) \times V_6 \times 1000}{V_4} \quad (4.9)$$

$$A_T(\text{mgCaCO}_3 / \text{l}) = \frac{c(\text{HCl}) \times V_6 \times 50.000}{V_4} \quad (4.10)$$

Se debe normalizar la disolución de ácido clorhídrico con una disolución de carbonato de sodio 0,025M (2,65g de  $\text{NaCO}_3$  en 1l de agua destilada, esta disolución es estable durante al menos un mes si se almacena en la nevera). La disolución de ácido clorhídrico debe normalizarse al menos una vez por semana, para ello se introducen con una pipeta 25ml ( $V_1$ ) de la solución de carbonato de sodio 0,025M en un recipiente de valoración y se añaden 75ml de agua destilada. Se coloca el recipiente sobre un agitador magnético, se introduce el electrodo de pH y se agita del mismo modo que las muestras. Se valora con la disolución de ácido clorhídrico hasta pH=4,5 y se anota el volumen  $V_2$  (ml de ácido consumido).

Se repite el procedimiento pero usando 100 ml de agua destilada para efectuar una determinación en blanco, el volumen de ácido consumido será  $V_3$ .

$$c(\text{HCl}) = \frac{m \times V_1}{53 \times (V_2 - V_3)} \quad (4.11)$$

donde m es la masa, en gramos, de carbonato de sodio que se utiliza para la preparación de la disolución patrón



#### 4.2.13 Nitrato. Método colorimétrico

Para la determinación de los nitratos se empleó el método estándar espectrofotométrico ultravioleta selectivo 4500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> B (APHA, AWWA Y WPCF, 1992).

Para poder realizar este análisis es necesario, en primer lugar, filtrar la muestra; una vez filtrada se cogen 2ml de dicha muestra y se diluyen en un matraz aforado de 50 ml (dilución 25). A continuación se añade 1ml de solución de HCl 1 N y se mezcla bien. Por último, se realiza la medida espectrofotométrica en el equipo de la figura 4.7, leyéndose la absorbancia frente agua destilada, ajustada a absorbancia cero. Se utiliza una longitud de onda de 220 nm para obtener la lectura de absorbancia del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y una longitud de onda de 275 nm para determinar la interferencia debida a materia orgánica disuelta. El valor final se obtiene restando 2 veces el valor obtenido a longitud de onda de 275 nm al valor obtenido a longitud de onda de 220nm. Esto se lleva a la recta de calibrado, obteniendo así el resultado de concentración del N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Finalmente se multiplica dicho valor por 25 ya que se diluyó dicha magnitud.

Para poder conocer el contenido de nitratos a través de la absorbancia es necesario hacer una recta de calibrado para lo que se utilizan disoluciones de nitrato potásico de concentración conocida procediendo de la manera indicada anteriormente. A continuación se presenta la recta de calibrado obtenida:

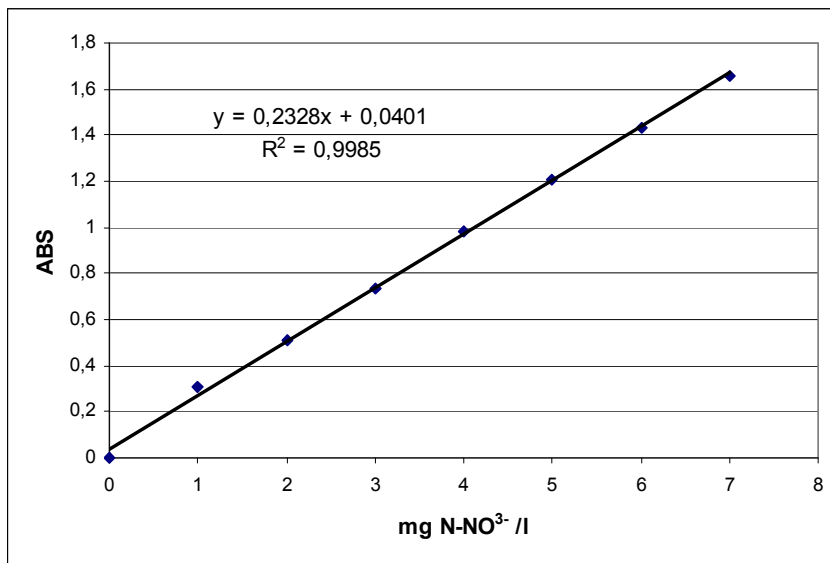


Figura 4.22. Recta de Calibrado del N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

#### 4.2.14 Fosfato. Método colorimétrico

La determinación colorimétrica de los fosfatos se hizo mediante el método estándar del ácido ascórbico 4500-P E (APHA, AWWA Y WPCF, 1992).

Para ello se filtra la muestra y, una vez filtrada, se cogen 2ml de dicha muestra y se diluyen en un matraz aforado de 50 ml (dilución 25). A continuación se lleva la muestra a un erlenmeyer de 125 ml. Se añaden gotas de indicador de fenolftaleína hasta aparecer un color rojizo, posteriormente se añade solución H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 5N gota a gota hasta que empieza a desaparecer ese color rojizo. Se añaden 8 ml de reactivo combinado (formado por 50 ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 5N + 5 ml tartrato antimonílico potásico 8.10<sup>-3</sup> M + 15 ml de molibdato amónico 3.10<sup>-2</sup> M + 30 ml de ácido ascórbico 0.01 M) y se mezcla bien. Al cabo de 25 minutos se mide la absorbancia de cada muestra a 880 nm en el espectrofotómetro de la figura 4.7, con blanco de reactivos como referencia.

Para la corrección de color interferente se prepara un blanco por adición a la muestra de todos los reactivos, excepto el ácido ascórbico y el tartrato antimonílico potásico. Restando la absorbancia del blanco de la de cada muestra.

Este valor de absorbancia se lleva a la recta de calibrado de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  obteniéndose así su concentración. Finalmente se multiplica dicho valor por 25 ya que se diluyó dicha magnitud.

La recta de calibrado se realiza preparando una disolución madre de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  anhidro  $1,6 \cdot 10^{-3}$  M, a partir de la cual se obtiene una disolución patrón de fosfato  $8 \cdot 10^{-5}$  M que, a su vez, se empleará para obtener las distintas muestras que se van a utilizar para elaborar la recta de calibrado. Las diluciones para conseguir esas muestras deben ser tales que el rango de P en ellas esté entre 0.15 y 1.30 mg/l.

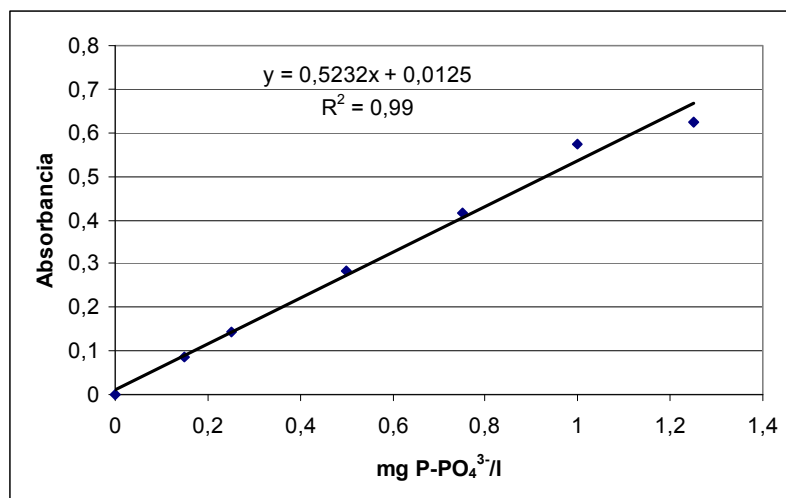


Figura 4.23. Recta de Calibrado de  $\text{P-PO}_4^{3-}$

#### 4.2.15 Aniones. Cromatografía iónica

Para la determinación de los siguientes aniones  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , se siguió el método estándar 4110 A (APHA, AWWA Y WPCF, 1992), empleando para ello el cromatógrafo Dionex ICS 2000, que se muestra en la siguiente figura:



Figura 4.24. Cromatógrafo Iónico Dionex ICS 2000

El fundamento del cromatógrafo iónico está basado en la separación y determinación de iones utilizando resinas de intercambio iónico. Cuando una muestra iónica atraviesa estas columnas, los iones presentes sufren una separación debido a las diferentes retenciones que sufren al interactuar con la fase fija de las columnas analíticas. Una vez separada, la muestra pasa a través de un detector (conductimétrico, amperométrico, UV...) donde se registra la señal obtenida respecto al tiempo de retención. El resultado son unos cromatogramas donde la posición de los máximos indica el ión presente (carácter cualitativo) y su área indica la cantidad existente de dicho ión (carácter cuantitativo).

El procedimiento para la determinación de los aniones citados es el que se detalla a continuación:

En primer lugar se introduce la muestra en viales (figura 4.25).



Figura 4.25. Viales

Posteriormente se introducen los viales en el autosampler (figura 4.26).



Figura 4.26. Autosampler

Desde el autosampler, la muestra es inyectada hasta el cromatógrafo iónico, el cual a partir de un programa calcula la cantidad de los aniones mediante una recta de calibrado realizada con anterioridad.

Los tiempos de retención de cada anión se muestran a continuación:

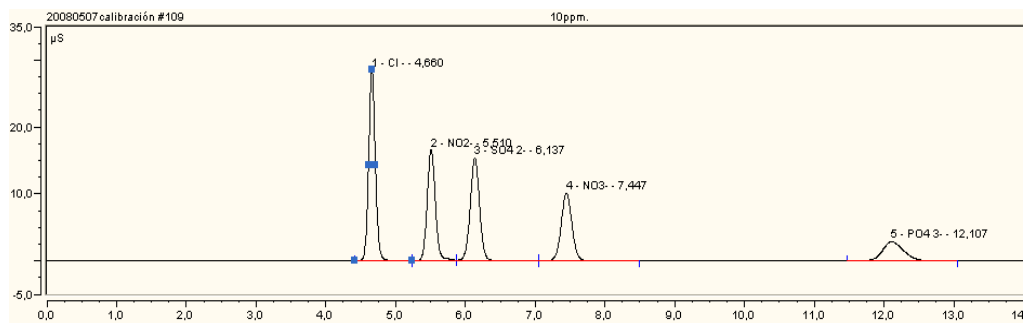


Figura 4.27. Cromatograma. Tiempos de retención

Finalmente el mismo programa detalla los resultados en una tabla del tipo:

No.	Peakname	Ret.Time min	Area µS*min	Amount ppm	Type	Height µS	Rel.Area %	Resolution
1	Cl-	4,660	3,1662	9,9262	BM	28,550	29,75	4,49
2	NO2-	5,510	2,2575	10,2368	M	16,571	21,21	2,79
3	SO4 2-	6,137	2,4090	10,0037	Mb	15,391	22,63	5,07
4	NO3-	7,447	1,8013	9,9960	bMB	10,145	16,92	11,37
5	PO4 3-	12,107	1,0097	9,7160	BMB	2,871	9,49	n.a.
<b>Total:</b>			<b>10,6437</b>	<b>49,8786</b>		<b>73,527</b>	<b>100,00</b>	

Figura 4.28. Resultados finales del cromatógrafo iónico.

Donde se puede observar tanto el tiempo de retención de cada anión como su cantidad medida en ppm. El tiempo de retención de los iones NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> es el mismo por lo que es bastante probable que en ocasiones la concentración de nitrito aparezca alterada por la presencia de carbonatos.

#### 4.2.16 Carbono orgánico total (TOC) Y Nitrógeno total (TN)

La determinación tanto del Carbono Orgánico Total (TOC) como del Nitrógeno Total (TN) se lleva a cabo mediante el análisis de la muestra por el método estándar de combustión-infrarrojo 5310 B (APHA, AWWA Y WPCF, 1992), en el equipo IL 550 TOC-TN que se muestra la figura 4.29.



Figura 4.29. Equipo IL 550 TOC

El procedimiento consiste en inyectar la muestra, previamente filtrada a  $0,45\mu\text{m}$ , en una cámara de reacción, a  $800^{\circ}\text{C}$ , rellena con un catalizador oxidante. El agua se vaporiza y el carbono (orgánico e inorgánico) se oxida a  $\text{CO}_2$ . Este  $\text{CO}_2$  se transporta, en corriente de aire, y se mide en un analizador de infrarrojos no dispersivo.

Dado, con el procedimiento anteriormente descrito se determina carbono total (TC), se debe medir también el carbono inorgánico (IC), para obtener el TOC por diferencia. El IC se mide inyectando la muestra en una cámara de reacción distinta, que contiene ácido fosfórico. Bajo condiciones ácidas todo el IC se convierte en  $\text{CO}_2$ , que se mide en el analizador de infrarrojos. En estas condiciones el carbono orgánico no se oxida, por lo que sólo se determina el IC.

Las muestras con alta concentración de carbonatos pueden dañar el equipo pues estas sales tienden a permanecer parcialmente sin descomponer en el tubo de combustión. Por este motivo y puesto que el mayor interés se centra en el carbono orgánico antes de inyectar la muestra se procede a eliminar la fracción inorgánica. Para ello se acidifican las muestras a  $\text{pH} \leq 2$  (a fin de convertir el IC en  $\text{CO}_2$ ) y a continuación se elimina mediante un purgado de la muestra con aire sintético, esta

determinación se denomina carbono orgánico no purgable (NPOC). Es de señalar que en los análisis de NPOC, puede producirse la pérdida de algunas sustancias orgánicas volátiles.

El análisis del Nitrógeno Total se realiza de forma paralela aprovechando la combustión a altas temperaturas. Los gases producidos en la oxidación termocatalítica se hacen pasar por un detector electroquímico (ECD) que determina la presencia de óxidos de nitrógeno y que, indirectamente, evalúa la concentración de compuestos nitrogenados en la muestra inicial.

#### **4.2.17 Biogás**

Las muestras de biogás se han tomado en el reactor, para lo que se ha utilizado un septum ubicado en una de las bocas del mismo de modo que se extrajo el gas pinchando con una jeringa de gases y se introdujo directamente para su análisis en un cromatógrafo de gases Agilent 6890N, figura 4.15, pero esta vez utilizando un detector de conductividad térmica (TCD).

El TCD compara la conductividad térmica de dos flujos de gas, el portador puro (denominado gas de referencia) y el gas portador más los componentes de la muestra (denominado eluyente de la columna). Este detector contiene un filamento que se calienta eléctricamente a mayor temperatura que el cuerpo del detector. La temperatura del filamento se mantiene constante mientras que flujos alternativos de gas de referencia y eluyente de columna pasan a través de él. Cuando se añade una muestra, la corriente requerida para mantener la temperatura del filamento constante, cambia. Los dos flujos del gas pasan por el filamento cinco veces por segundo y las diferencias de corriente se miden y registran.

La identificación será cualitativa en función del tiempo de retención y se utilizará una columna empaquetada de 12 ft de longitud rellena de PORAPAK Q.



Las condiciones de operación utilizadas para el análisis del biogás aparecen en la tabla 4.3.

Tabla 4.3. Condiciones de operación del cromatógrafo de gases con TCD

Parámetro	Valor
Temperatura del horno (°C)	50
Temperatura del detector (°C)	150
Temperatura del inyector (°C)	75
Gas portador	N <sub>2</sub>
Flujo de gas portador (ml/min)	15
Tamaño de muestra a inyectar (μl)	10
Flujo de referencia en el detector (ml/min)	38
Make up gas (ml N <sub>2</sub> /min)	3
Duración del ensayo (min)	10

Previamente a los análisis de las muestras se determinaron los tiempos de retención de los distintos componentes que podían aparecer en las mismas inyectando dichos componentes puros (figuras 4.30-4.34).

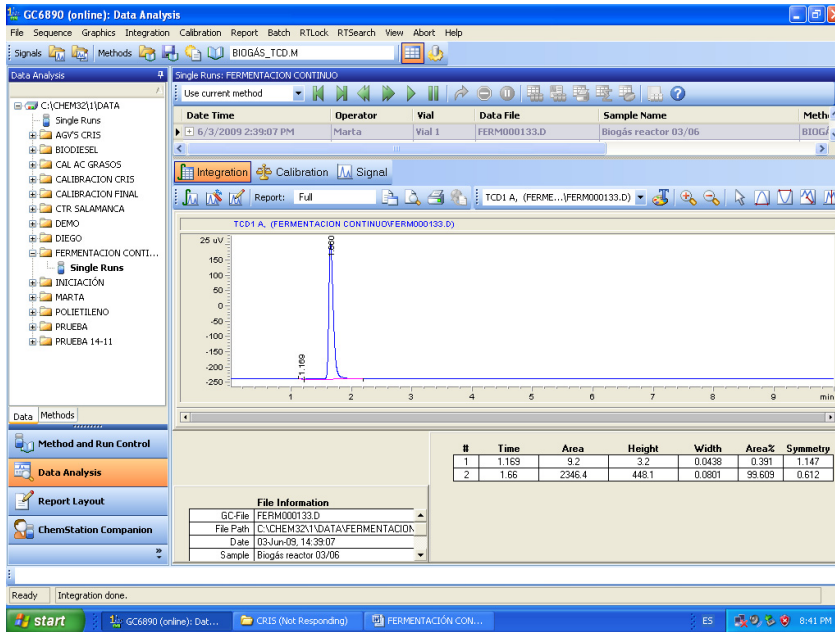


Figura 4.30. Cromatograma de CH<sub>4</sub>

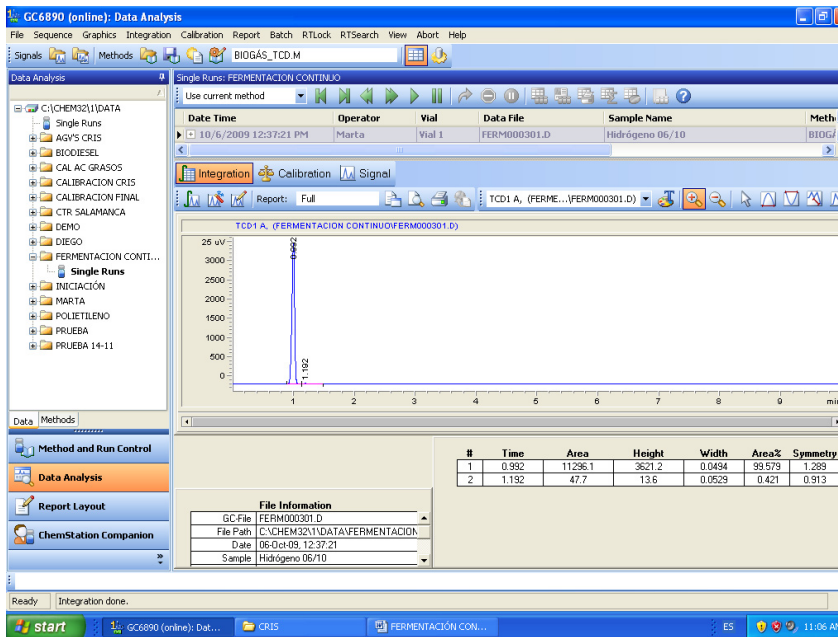


Figura 4.31. Cromatograma de H<sub>2</sub>

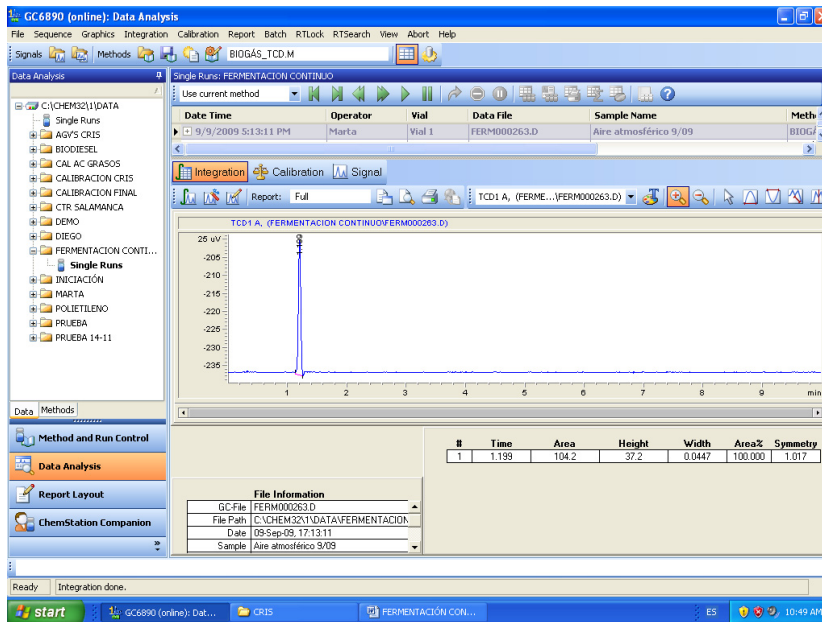


Figura 4.32. Cromatograma de aire

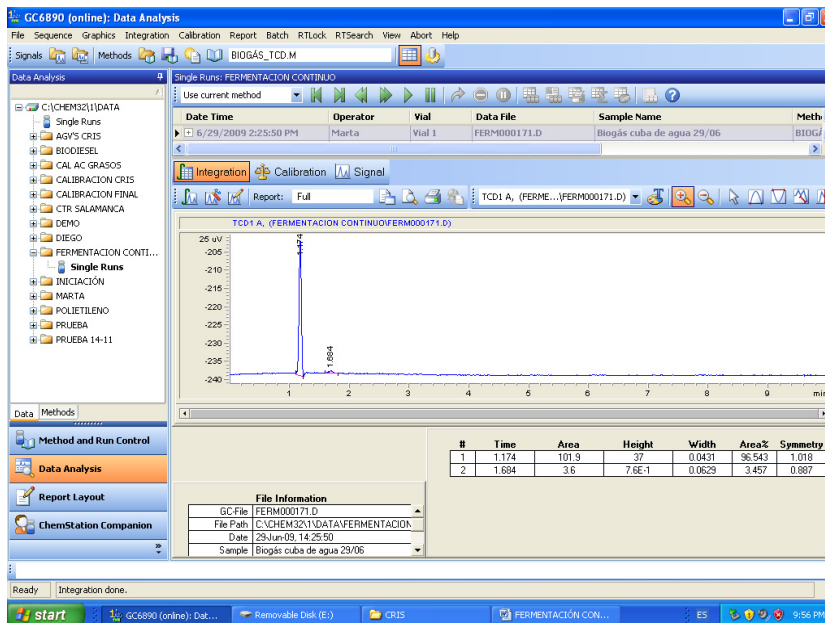


Figura 4.33. Cromatograma de agua

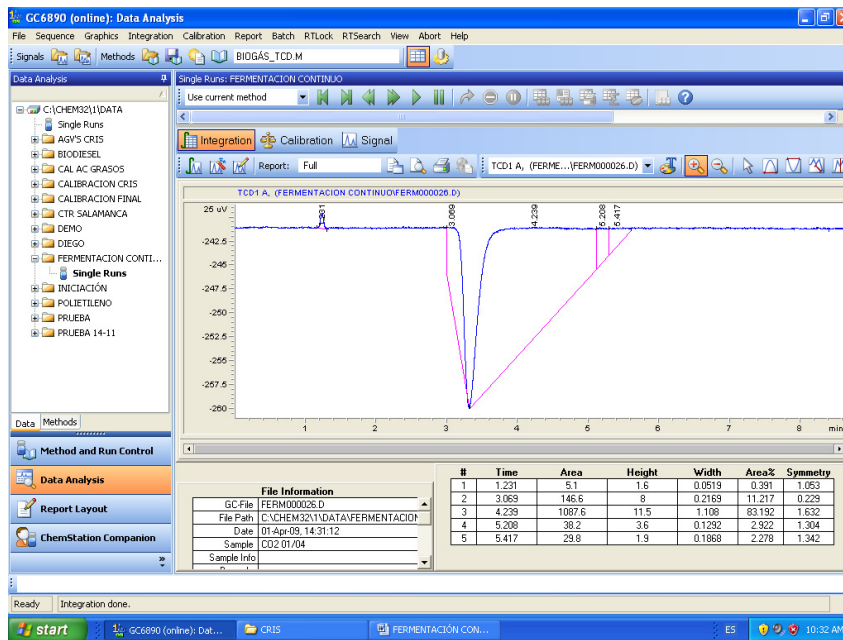


Figura 4.34. Cromatograma de CO<sub>2</sub>

Para confirmar estos resultados se inyectó una mezcla comercial de aire y metano obteniendo el cromatograma que aparece en la figura 4.35.

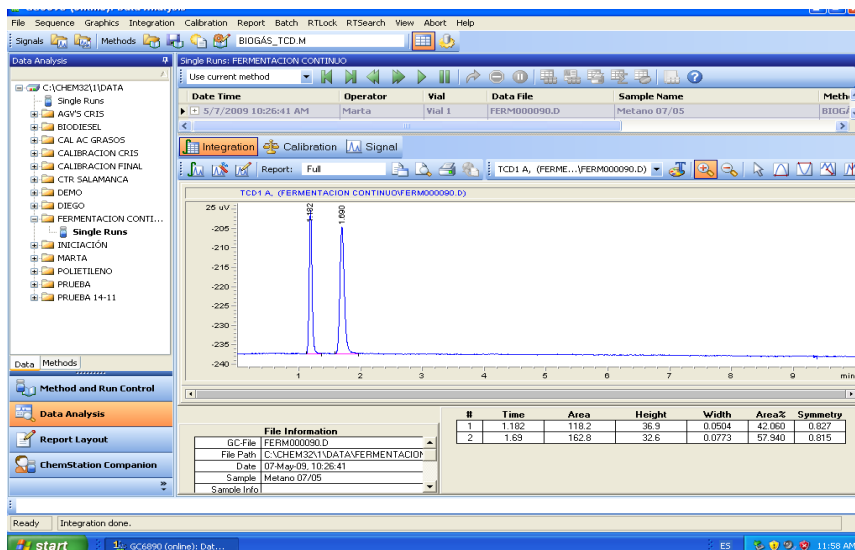


Figura 4.35. Cromatograma de una mezcla comercial de metano y aire

Los resultados obtenidos indican tiempos de retención diferenciados para todos los componentes excepto para el aire y el vapor de agua que salen solapados. Esto no resulta problemático porque no se pretende hacer un análisis cuantitativo de estos componentes sino sólo detectar su presencia que sería indicativa de un mal funcionamiento del sistema por una evaporación excesiva de agua o la existencia de oxígeno en el medio.

En los cromatogramas se puede ver que todos los componentes tienen polaridad positiva (picos hacia arriba) excepto el CO<sub>2</sub> que la tiene negativa (pico hacia abajo). Esto hace que la determinación cromatográfica de la composición de una muestra que contiene compuestos con polaridad positiva como CH<sub>4</sub> y aire, y compuestos con polaridad negativa como el CO<sub>2</sub>, resulte difícil e inexacta ya que la sensibilidad es diferente y la integración total de las áreas no es posible. En la figura 4.36 se puede ver cómo, en un cromatograma de una mezcla de aire y CO<sub>2</sub> con una proporción significativa de metano, el compuesto que aparece en mayor proporción es el CO<sub>2</sub> siendo las cantidades de los otros despreciables lo cual no es cierto.

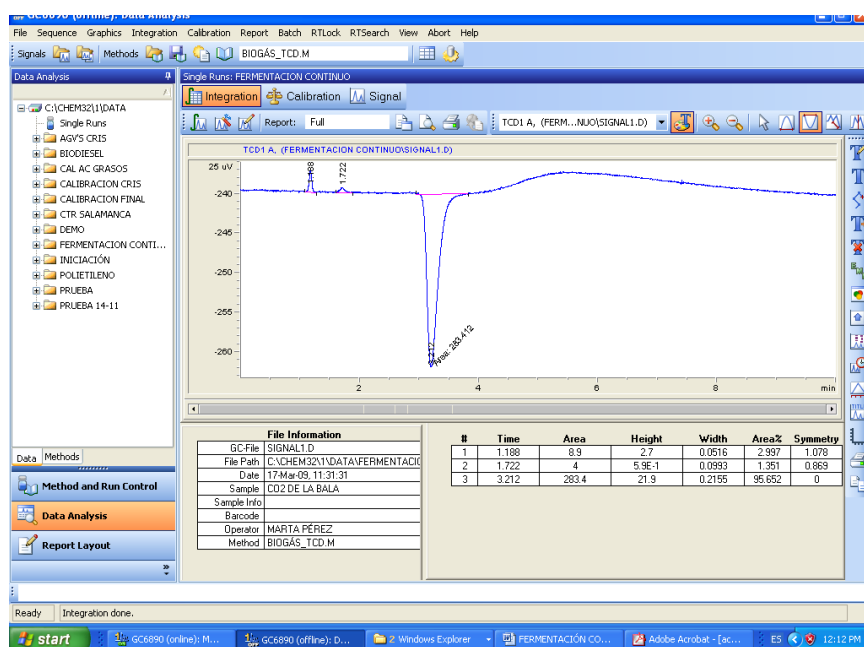
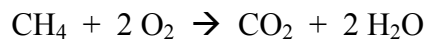


Figura 4.36. Cromatograma de una mezcla de metano, aire y CO<sub>2</sub>

Para evitar este problema, y dado que lo que interesa en este trabajo es detectar la producción de metano, se optó por representar en los cromatogramas sólo los compuestos de polaridad positiva y realizar la integración respecto a ellos solamente.

El análisis cuantitativo de la cantidad de metano producido se ha estimado a partir de la DQO total eliminada a la que se ha restado la parte que se convierte en biomasa (Ramalho, 1993).

El volumen de metano obtenido por gramo de DQO eliminado se puede deducir a partir del equivalente de oxígeno del metano calculado por la reacción:

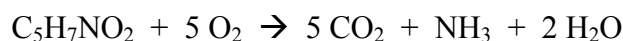


según la cual cada gmol de  $\text{CH}_4$  reacciona con 2 gmol de  $\text{O}_2$  equivalentes a 64 g de  $\text{O}_2$  o, lo que es lo mismo, 64 g de DQO eliminados. Es decir, si todo el sustrato consumido se convirtiera en  $\text{CH}_4$ , por cada gramo de DQO eliminado se producirían (1/64) gmol de  $\text{CH}_4$ .

Teniendo en cuenta que, en condiciones normales de presión (1 atmósfera) y temperatura (0°C), cada gmol de gas ocupa 22.400 ml, por cada gramo de DQO eliminado, se producirán:

$$(1/64) \text{ gmol} \cdot 22.400 \text{ ml/gmol} = 350 \text{ ml de } \text{CH}_4$$

Pero, en realidad, no todo el sustrato consumido se transforma en  $\text{CH}_4$  sino que una parte de él se transforma en biomasa (que puede representarse por la fórmula general  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ ) cuyo equivalente de oxígeno viene dado por la reacción:



de modo que por cada gmol de biomasa que reacciona, equivalente a 113 g, reaccionan 5 gmol de  $\text{O}_2$ , equivalentes a 160 g, o lo que es lo mismo, 160 g de DQO

transformados. La relación entre la cantidad de DQO transformada en biomasa y la cantidad de ésta producida será pues  $160/113 = 1,42$  g DQO/g biomasa.

Si se representa por  $\Delta X_v$  la cantidad de biomasa producida diariamente, el volumen diario de  $\text{CH}_4$  generado medido en condiciones normales puede estimarse a partir de la diferencia entre la reducción diaria total de DQO y la parte de la misma que se convierte en biomasa, es decir,  $1,42 \Delta X_v$ , de acuerdo con la expresión:

$$G(\text{ml} / \text{día}) = [(S_o - S_e) \frac{\text{mg}}{\text{l}} - 1,42 \cdot \Delta X_v \frac{\text{mg}}{\text{l}}] \cdot \frac{1\text{g}}{10^3 \text{mg}} \cdot Q \frac{\text{l}}{\text{día}} \cdot 350 \frac{\text{ml}}{\text{g}} \quad (4.12)$$

donde  $G$  = volumen diario de  $\text{CH}_4$  generado.

$S_o$  = DQO de la alimentación.

$S_e$  = DQO del efluente.

$\Delta X_v$  = cantidad de biomasa producida diariamente.

$Q$  = caudal de alimentación.

#### 4.2.18 Biomasa

La concentración de biomasa es un parámetro que determina el contenido en sólidos biológicos de una muestra líquida. Los sólidos biológicos suelen estar agrupados en forma de flóculos por lo que pueden estar compuestos no sólo por materia activa (bacterias) sino también por materia inerte (gel polimérico que forma la estructura del propio flóculo), por lo que es importante reseñar que no es una medida directa de la concentración de bacterias.

La concentración de biomasa en los sistemas biológicos de depuración puede expresarse como sólidos volátiles o sólidos filtrables. La diferencia estriba en que el primer parámetro mide toda la materia orgánica presente en la muestra y el segundo sólo aquella con un tamaño superior a  $0,45 \mu\text{m}$ . Puesto que las bacterias tienen un

tamaño medio alrededor de 1-3  $\mu\text{m}$ , se ha considerado más adecuada la determinación de sólidos filtrables (Rodier, 1981) ya que no incluye la medida de los compuestos orgánicos que pueden estar presentes también en la muestra.

El procedimiento de análisis consistió en la determinación del peso de sólidos secos obtenidos después de la filtración de la muestra, tomada directamente del reactor biológico.

Para esa determinación, en primer lugar se inserta un filtro de nitrato de celulosa de 45 $\mu\text{m}$  de tamaño de poro y 47mm de diámetro con la cara rugosa hacia arriba en el aparato de filtrado (figura 4.37). Se hace el vacío, se lava con tres volúmenes sucesivos de 20ml de agua destilada y se continúa succionando hasta eliminar todo resto de agua. El filtro se separa del aparato de filtrado y se coloca sobre una cápsula de porcelana previamente secada y pesada, introduciendo ambos en la estufa a 103-105°C durante unas dos horas. Una vez transcurrido este tiempo se enfrían en un desecador y se pesan.



Figura 4.37.- Aparato de filtrado

Se coloca de nuevo el filtro en el aparato de filtrado con la cara rugosa hacia arriba y se inicia la succión. Para ajustar el filtro es necesario humedecerlo con una



pequeña cantidad de agua destilada. Se filtra un volumen conocido de muestra bien mezclada tomada del interior del reactor.

Una vez filtrada la muestra por completo se lava con tres volúmenes sucesivos de 10ml de de agua destilada, permitiendo el drenaje completo del filtro entre los lavados y continuando la succión durante tres minutos más después de terminar el filtrado. Se separa el filtro del aparato y se traslada de nuevo a la cápsula de porcelana, secando durante unas 12 horas en una estufa a 103-105°C y enfriando posteriormente en el desecador. Una vez equilibrada la temperatura se pesan.

$$Biomasa(mg / l) = \frac{(P_{103^{\circ}C} - P_{cap+ filtro})(g)}{V_{muestra} (ml)} \times 10^6 \quad (4.13)$$

### 4.3 ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO

El análisis microbiológico de las muestras constó de las siguientes determinaciones:

- Microscopía óptica
- Recuento de microorganismos aerobios mesófilos por métodos de recuento en placas.
- Investigación y recuento de *Enterobacteriaceae* lactosa-positivas (coliformes)
- Investigación y recuento de *Enterobacteriaceae* totales
- Investigación y recuento de *Clostridium* sulfito-reductores

Los recuentos fueron llevados a cabo en los laboratorios del área de Microbiología del Departamento de Química de la Universidad de Burgos bajo la supervisión del Dr. D. Juan Ignacio Reguera Useros.

#### 4.3.1 Microscopía óptica

Se realizó la observación de las muestras al microscopio tanto en fresco como con tinción Gram.

Con el fin de incrementar el contraste y facilitar la observación al microscopio de las muestras de lixiviados, se utilizaron pigmentos, los cuales tienen una gran afinidad con determinadas estructuras celulares. Casi todos los pigmentos, tienen carga positiva, combinándose muy bien con estructuras de la superficie celular que generalmente poseen carga negativa.

La tinción diferencial con la que los microorganismos no se tiñen de forma homogénea es la denominada tinción de Gram, la cual permite diferenciar dos tipos de microorganismos: los Gram positivos que son aquellos que, una vez realizada la tinción aparecen de color púrpura, y los Gram negativos que son los que, después de realizar la tinción, aparecen de color rojo.

El análisis al microscopio de las muestras, tanto frescas como con tinción, se realizó bajo tres aumentos distintos: 100, 400 y 1000 aumentos, utilizando contraste de fases con el fin de conseguir una mejor resolución de las imágenes motivo de observación.

El procedimiento para la observación de las muestras frescas es el siguiente:

- Atemperar las muestras a temperatura ambiente
- Extender dos gotas de muestra sobre un portaobjetos.
- Cubrir la muestra con un cubre.
- Instalar el conjunto en el microscopio.
- Instalar ajustes para observación a 100 aumentos.
- Observaciones y disparos fotográficos.
- Instalar ajustes para observación a 400 aumentos.
- Observaciones y disparos fotográficos.
- Incorporar sobre el cubre una gota de aceite de inmersión especial para objetivos.
- Instalar ajustes para observaciones a 1.000 aumentos.
- Observaciones y disparos fotográficos.

El procedimiento de tinción de Gram para la observación de muestras preparadas es el que sigue:

Sobre un portaobjetos, se echan dos gotas de muestra y se introduce el portaobjetos en una estufa a 103° C hasta su desecación. Una vez secas las muestras, se procede a realizar las tinciones correspondientes, que se reseñan a continuación:

- Añadir unas gotas de cristal violeta (solución) y dejar transcurrir 2 minutos.
- Ecurrir.
- Añadir varias gotas de Lugol para fijar y dejar transcurrir un 1 minuto.
- Ecurrir.
- Lavar con alcohol hasta eliminar el color violeta.
- Lavar con agua desionizada.
- Ecurrir.
- Añadir varias gotas de solución de Safranina y dejar 30 segundos.
- Lavar con agua desionizada.
- Introducir en estufa para secar.
- Llevar al microscopio.
- Observar y anotar incidencias y/o presencias de microorganismos Gram negativas (color rojo) o positivas (color azul).
- Fotografiar a 100, 400 y 1.000 aumentos.

### **4.3.2 Recuento de microorganismos aerobios mesófilos ( $31\pm 1^\circ\text{C}$ ) revivificables. Métodos de recuento en placas**

En el recuento de microorganismos aerobios mesófilos se determina la flora total sin especificar el tipo de gérmenes. Excepto en las fermentaciones aerobias, altos recuentos microbianos se consideran poco aconsejables.

Los métodos de recuento en placas se utilizan para determinar el número de gérmenes por mililitro de muestra que se estudia, partiendo de una “serie de diluciones decimales” y empleando técnicas conocidas en placas de agar (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000).

#### **4.3.2.1 Recuento por siembra en masa**

Para el recuento por siembra en masa se utilizó como medio de cultivo Agar nutritivo de recuento (*Plate Count Agar*, PCA) según la siguiente composición:

- |                        |          |
|------------------------|----------|
| • Triptona             | 5 g      |
| • Extracto de levadura | 2,50 g   |
| • Dextrosa             | 1 g      |
| • Agar                 | 12 g     |
| • Agua destilada       | 1.000 ml |

Los compuestos anteriormente reseñados, se disolvieron en el agua mediante calentamiento. Se ajustó el pH a 7 y se distribuyó el medio en tubos esterilizados previamente en autoclave a  $121^\circ\text{C}$  durante 20 minutos.



Figura 4.38. Preparación cultivos aerobios

El procedimiento seguido consistió en preparar “series de diluciones decimales” por duplicado, depositando, mediante pipetas estériles, 1 ml de cada dilución en otras tantas placas Petri estériles de 90mm de diámetro (figura 4.38). Posteriormente, se añadieron a cada placa unos 15 ml de medio de cultivo PCA (*Plate Count Agar*) previamente licuado y a temperatura de unos 46°C. El tiempo transcurrido desde el momento de depositar las distintas diluciones en las placas y verter el medio de cultivo sobre ellas en ningún caso superó los 20 minutos. Se mezclaron perfectamente medio e inóculo mediante movimientos circulares, evitando que el medio llegase a impregnar la tapa. Una vez solidificado el Agar, se procedió a invertir las placas y se introdujeron en la estufa incubándose a  $31 \pm 1$  °C por espacio de 72 horas.

Posteriormente y transcurrido su tiempo de incubación, se contaron las colonias en aquellas placas donde se mostraron entre 30 y 300 colonias aisladas.

El resultado de colonias totales, multiplicado por el factor de dilución de la placa, da como resultado el recuento total de gérmenes por mililitro de muestra analizada.

#### 4.3.2.2 Recuento por siembra en superficie

Para el recuento por siembra en superficie se utilizó como medio de cultivo Agar nutritivo de recuento (Plata Count Agar, PCA) según la siguiente composición:

- Triptona 5 g
- Extracto de levadura 2,50 g
- Dextrosa 1 g
- Agar 12 g
- Agua destilada 1.000 ml

Los compuestos anteriormente reseñados, se disolvieron en el agua mediante calentamiento. Se ajustó el pH a 7 y se distribuyó el medio en tubos esterilizados previamente en autoclave a 121°C durante 20 minutos.



Figura 4.39. Preparación cultivos anaerobios

El procedimiento seguido consistió en verter unos 15ml de agar nutritivo PCA en placas Petri estériles dejando que se solidificara sobre una superficie horizontal. Se preparó la "serie de diluciones decimales" por duplicado y se agregaron, a cada una

de las cajas Petri, 0.1 ml de las series de diluciones (figura 4.39). Se diseminó la muestra por toda la superficie de agar con la ayuda de un asa de vidrio estéril.

Una vez que la muestra estuvo absorbida, se introdujeron las placas en la estufa de cultivo regulando su temperatura a  $31 \pm 1^\circ\text{C}$  y se mantuvieron por un tiempo de incubación de 72 horas. Transcurrido el tiempo de incubación, se procedió al recuento de las colonias existentes en las placas.

El número de gérmenes por mililitro de muestra analizada se calcula multiplicando el número total de colonias por el factor de dilución de la placa, lo que da el recuento total de gérmenes existente en 0,1 g de muestra. El producto de esta cifra por 10, expresa el recuento total de gérmenes por mililitro.

#### **4.3.3 Investigación y recuento de Enterobacteriaceae Lactosa - Positivas (Coliformes)**

Este tipo de microorganismos, son bacilos gramnegativos, aerobios y anaerobios facultativos, no esporulados. El grupo de los “coliformes” lo integran los géneros:

- *Escherichia*.
- *Enterobacter*.
- *Klebsiella*.
- *Citrobacter*.



#### 4.3.3.1 Recuento en medio líquido

Para la detección de la *Enterobacteriaceae* lactosa-positiva, se aprovechan ciertas características que las diferencian de otras *Enterobacteriaceae*, como puede ser, su capacidad para fermentar la lactosa, produciendo gas y ácido en presencia de sales biliares.

El medio de cultivo que se ha utilizado ha sido “*Caldo lactosado biliado verde brillante (Brilliant Green Bile Lactose: BGBL)*” con la siguiente composición:

• Lactosa	10 g
• Peptosa	10 g
• Bilis de buey	20 g
• Agua destilada	1000 ml
• Verde brillante	0,0133 g

Se mezclan dichos compuestos, ajustando posteriormente su pH a 7,4. Se reparte el preparado en tubos de ensayo con campana Durham en porciones de 10ml. Dichos tubos de ensayo previamente se han esterilizado en autoclave a una temperatura de 140°C durante 30 minutos.

El protocolo del procedimiento empleado fue el siguiente (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000):

- En una gradilla se preparan tres series de tres tubos cada serie.
- Se introduce en cada tubo 10 ml de BGBL.
- Se introduce 1ml de la dilución de la muestra al 1:10 en cada uno de los tubos de la primera serie.

- Se introduce 1ml de la disolución de la muestra al 1:100 en cada uno de los tubos de la segunda serie.
- Por último en cada uno de los tubos de la tercera serie, se introduce 1 ml de la disolución de la muestra al 1:1.000.
- Se incubaron las tres series de tres tubos cada una, a  $32 \pm 1$  0C y realizamos lecturas a las 24 y 48horas. El ensayo lo consideramos positivo, cuando comprobamos que se produce desprendimiento de gas en la Campana Durham.

#### 4.3.3.2 Recuento en medio sólido

En este procedimiento, se utilizó el medio selectivo agar biliado-rojo neutro-cristal violeta (*Violet Red Bile Agar: VRB*) preparado según la siguiente composición:

• Peptona	7 g
• Extracto de levadura	3 g
• Cloruro Sódico	5 g
• Lactosa	5 g
• Sales biliares	10 g
• Rojo neutro	0,03 g
• Cristal violeta	0,02 g
• Agar	15 g
• Agua destilada	1.000 ml

Se mezclaron los componentes en caliente manteniendo a ebullición la mezcla durante aproximadamente tres minutos y se ajustó el pH a 7,4, introduciendo posteriormente el preparado, previamente enfriado a unos 40°C, en las placas Petri.

El procedimiento llevado a cabo consistió, en primer lugar, en la preparación de las diluciones decimales procedentes de la muestra patrón con el fin de realizar diluciones progresivas de dicha muestra, para poder realizar recuentos microbianos posteriores (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000).

El diluyente empleado fue Agua de triptona (*Tryptone Water. TW*) con la siguiente composición:

- |                  |          |
|------------------|----------|
| • Triptona       | 10 g     |
| • Cloruro sódico | 5 g      |
| • Agua destilada | 1.000 ml |

Se procedió a disolver y mezclar dichos componentes en el agua, ajustando posteriormente su pH a 7,2. Se distribuyó en los tubos de ensayo, esterilizados previamente en autoclave a 121 °C, a razón de 9ml.

A partir de la “*serie de diluciones*” y por duplicado, se añadió 1ml de cada dilución en placas Petri estériles, vertiendo seguidamente unos 15ml de agar VRBA calentado a 47°C. Posteriormente se mezcló con cuidado. Una vez solidificado el medio de cultivo en una superficie horizontal se vertió entre 3 a 4 ml del mismo medio estéril sobre cada una de las placas, formando una capa que evita el excesivo crecimiento así como la extensión de las colonias, para favorecer su recuento. A continuación, se incubaron las placas en posición invertida a  $31 \pm 1^\circ\text{C}$  durante 24 horas.

Lo que sucede en el proceso es que las sales biliares y el cristal de violeta del medio inhiben la flora acompañante grampositiva. Como consecuencia de la fermentación de la lactosa, se produce el viraje del indicador rojo neutro a un color rojo purpura. Además, se produce una precipitación de las sales biliares.

El recuento se hace a partir de las colonias color púrpura, rodeadas de una zona de precipitación de las sales biliares color violeta.

Para el recuento se eligen las placas que contengan entre 30 y 150 colonias típicas. Por lo tanto, el número de colonias contadas, multiplicado por el factor de dilución de la placa elegida, da como resultado el número total de *Enterobacteriaceae* lactosa-positivas (coliformes) mililitro de muestra.

#### 4.3.4 Investigación de *Enterobacteriaceae* Totales

Los microorganismos pertenecientes a la familia *Enterobacteriaceae* son gérmenes de forma bacilar, no esporulados, gramnegativos, anaerobios facultativos y aerobios, que fermentan la glucosa, reducen nitratos a nitritos, son citocromooxidasa negativos y crecen en medios que contienen sales biliares.

Dentro de esta familia, existen unos que fermentan la lactosa y otros no. Está compuesta por los siguientes géneros:

##### - Fermentadores de la lactosa

-Se señalan entre otras:

- *Enterobacter*
- *Escherichia*
- *Citrobacter*
- *Serratia*
- *Kelbsiella* ( excepto *Kb. rhinocleromatis*)

##### - No fermentadores de la lactosa

- Se encuentran entre otras:

- *Morganella*

- *Shigella*
- *Salmonela*
- *Edwarsiella Hafnia*
- *Hafnia*
- *Proteus*
- *Yersinia*
- *Erwinia* (excepcionalmente fermenta)

Este tipo de bacterias suelen señalar contaminaciones fecales. Su uso como “índice de contaminación” ha sido aceptado en Europa con gran éxito. Señalan preferentemente, la calidad sanitaria de la muestra analizada. La presencia de niveles altos de estas bacterias indica poca higiene y por lo tanto contaminación de la muestra.

#### 4.3.4.1 Investigación y recuento en medio líquido

Para el recuento en medio líquido, se prepararon los siguientes medios de cultivo (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000): Caldo EE de Mossel simple, conteniendo los siguientes compuestos:

- |                    |          |
|--------------------|----------|
| • Fosfato sódico   | 6,50 g   |
| • Peptona          | 10 g     |
| • Dextrosa         | 5 g      |
| • Fosfato potásico | 2 g      |
| • Verde brillante  | 0,125 g  |
| • Bilis de buey    | 20 g     |
| • Agua destilada   | 1.000 ml |

Se disolvieron los distintos componentes en caliente y se ajustó el pH a 7,2. Se distribuyó el preparado en tubos de ensayo de 16 x160 mm en cantidad de 10 ml. Se introdujeron los tubos al baño María a 100°C durante 20 minutos y, sin esterilizar, se enfriaron utilizando el agua del grifo.

Caldo triptona –soja (Tryptone Soy Broth: TSB). Según la siguiente composición:

• Triptona	17 g
• Soja	3 g
• Dextrosa	2,50 g
• Fosfato dipotásico	2,50 g
• Cloruro sódico	5 g
• Agua destilada	1.000 ml

Se disolvieron los componentes en caliente y se ajustó su pH a 7,3. Se distribuyó la preparación a razón de 9 ml por matraz de 100 ml y se esterilizaron los matraces con el medio en autoclave a 121°C durante 15 minutos.

Agar biliado rojo violeta glucosa (Violet Red Bile Glucose: VRBG). Preparado según la siguiente composición:

• Extracto de levadura en polvo	3 g
• Peptona	7 g
• Sales biliares	1,50 g
• Cloruro sódico	5 g
• Glucosa	10 g
• Rojo neutro	0,03 g

- Cristal violeta 0,002 g
- Agar 12 g
- Agua destilada 1.000 ml

Se procedió a disolver los componentes por calentamiento hasta ebullición. Se ajustó el pH a 7,3. No se esterilizó en autoclave. El medio se atemperó a temperatura ambiente antes de introducirlos en las placas Petri.

Medio Kligler Iron Agar: KIA. Se preparó según la siguiente composición:

- Extracto de levadura en polvo 3 g
- Extracto de carne 3 g
- Peptona 20 g
- Sulfato ferroso 0,30 g
- Tiosulfato sodico 0,30 g
- Cloruro sodico 5 g
- Lactosa 10 g
- Glucosa 1 g
- Rojo fenol 0,05 g
- Agar 15 g
- Agua destilada 1.000 ml

Se procedió a disolver en caliente los componentes, ajustando su pH a 7,4. El preparado se distribuyó en tubos de 15 x 150 mm a razón de 7ml de medio en cada uno de ellos. Posteriormente se esterizaron los tubos con el medio en autoclave a

121°C durante 15 minutos y se dejó solidificar la mezcla manteniendo los tubos inclinados.

Agar nutritivo (Plata Count Agar: PCA). Se preparó según la siguiente composición:

- Tiptona 5 g
- Extracto de levadura en polvo 2,50 g
- Dextrosa 1 g
- Agar 12 g
- Agua destilada 1.000 ml

Los compuestos anteriormente reseñados, se disolvieron en el agua mediante calentamiento. Se ajustó el pH a 7 y se distribuyó el medio en tubos esterilizados previamente en autoclave a 121°C durante 20 minutos.

Reactivo para la prueba de citocromo-oxidasa: CO. Se preparó según la siguiente composición:

- Clorhidrato de N-dimetil-parfenilendiamina 100 g
- Agua destilada 100 ml

Esta disolución se debe utilizar siempre recién preparada.

#### **4.3.4.1.1 Técnica operativa**

El procedimiento seguido para la identificación y recuento de *Enterobacteriaceae* totales constó de varias etapas (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000):



### **Preenriquecimiento:**

Se parte de la muestra (1:10) en caldo triptona soja (TSB) dejando el matraz que contiene el preparado con la muestra a temperatura ambiente durante aproximadamente dos horas, agitando de vez en cuando.

### **Enriquecimiento:**

Utilizando como base la muestra de partida (1:10), se realizaron diluciones al 1:100 y al 1:1.000 empleando como diluyente caldo TSB.

Se prepararon tres series de cinco tubos, que contenían cada uno de ellos 10 ml de caldo de enriquecimiento EE de Mosel simple.

Utilizando pipetas distintas para cada disolución, se procedió de la siguiente manera:

- En la serie de los cinco primeros tubos, se añadió a cada tubo 1 ml de dilución de muestra al 1:10.
- En la segunda serie de cinco tubos, se añadió a cada tubo 1 ml de dilución del lixiviado al 1:100.
- Y por último, a la tercera serie de cinco tubos, se añadió a cada tubo 1 ml de la dilución del lixiviado al 1:1.000.

Se incubaron todas las series a 37°C durante 24 horas.

### **Identificación de colonias típicas**

Para la identificación de colonias típicas contenidas en el medio, se procedió de acuerdo con el siguiente protocolo:

- Agitar para mezclar bien el contenido de los tubos que presentaban crecimiento bacteriano.

- Sembrar con asa de cultivo sobre la superficie seca de agar biliado rojo violeta (VRBG) contenido en placas Petri.
- Incubar en estufa a 37°C durante 24 horas.

Las sales biliares y el cristal de violeta, que forman parte del medio, inhiben el crecimiento de la flora competitiva mientras que todas las *Enterobacteriaceae* fermentan la glucosa, produciendo ácido, lo que se puede observar mediante el viraje al rojo y la precipitación de las sales biliares alrededor de las colonias. Esta misma reacción y en este mismo medio la dan las *Aeromonas*.

Se consideran *Enterobacteriaceae* aquellas colonias de color rojo violeta rodeadas por un halo de precipitación, también violeta.

### **Pruebas confirmativas**

De las colonias crecidas sobre el medio VRBG, se sembraron tres sobre PCA y se incuban a 37°C durante veinticuatro horas.

A partir de este cultivo, se realizaron las siguientes pruebas confirmativas:

- Prueba de la citocromo-oxidasa
- Para la identificación de esta enzima, se procedió a:
  - Colocar un trozo de papel Whatman de aproximadamente 5cm<sup>2</sup> dentro de una placa Petri vacía.
  - Se depositaron en el centro del papel tres gotas de reactivo para la prueba de citocromo-oxidasa antes descrito.
  - Posteriormente y por medio de una pipeta Pasteur con la punta cerrada, se tomó una porción del cultivo que se obtuvo previamente sobre agar nutritivo, extendiéndolo sobre el papel que previamente se impregnó de reactivo, en una zona de aproximadamente 4-5 mm.

Si la reacción es positiva, aparece un color violeta oscuro en toda la extensión del cultivo. Las *Enterobacteriaceae* son *citocromo-oxidasa* negativas.

### **Prueba sobre agar Kliger (KIA)**

Como el medio de agar Kliger lleva incorporados dos azúcares (glucosa y lactosa) y contiene sulfato ferroso, sirve de indicador de la presencia de H<sub>2</sub>S, ya que, al reducirse el sulfato, se transforma en sulfuro de color negro.

En el fondo del tubo se refleja la fermentación de la glucosa, al virar el medio a amarillo por acidificación. Puede ir acompañada esta fermentación de desprendimiento de gas y en este caso, se cuartea el medio o se desprende del tubo.

En su zona inclinada, el medio refleja la fermentación de la lactosa al virar el medio a amarillo por acidificación.

Con un asa de cultivo, se procedió a la siembra de la cepa motivo de estudio en la superficie inclinada mediante diseminación y, en el fondo, por picadura. Seguidamente se incubó en estufa a 37°C durante 24 horas y se procedió a la comprobación de resultados, según el siguiente protocolo:

- Fermentación de la glucosa: fondo amarillo
- Fermentación de glucosa negativa: fondo sin cambio (rojo grosella)
- Fermentación de la lactosa: superficie inclinada amarilla
- Fermentación de la lactosa negativa: superficie inclinada alcalina (rojo grosella)
- Gas: aparición de burbujas en la masa del medio, entre el medio y el tubo y a veces rotura del medio.
- Producción de H<sub>2</sub>S: aparece color negro en la zona que separa el fondo de la
- pendiente o en toda la parte inferior del tubo.

La interpretación del medio Kliger Iron Agar fue la siguiente:

<b>Microorganismo</b>	<b>Fondo</b>	<b>Superficie</b>	<b>H<sub>2</sub>S</b>
Enterobacter aerogenes	AG	A	--
Enterobacter cloaca	AG	A	--
Escherichia coli	AG	A	--
Proteus vulgaris	AG	SC	+
Proteus morgani	A o AG	SC	--
Shigella sonnei	A	SC	--
Salmonella thyphi	A	SC o ALC	+
Salmonella typhimurium	AG	SC o ALC	+
Salmonella enteritidis	AG	SC o ALC	+

AG = formación de ácido y gas (amarillo y burbujas).

A = formación de ácido (amarillo)

SC = sin cambios

ALC = alcalino (rojo)

+ = producción de H<sub>2</sub>S (ennegrecimiento)

-- = sin ennegrecimiento.

### **Lectura de resultados**

El número de *Enterobacteriaceae* totales por mililitro de muestra se calcula consultando la tabla del número más probable, NMP (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000), de *tres series de cinco tubos* y, en aquellos tubos en que se muestre crecimiento en el caldo *EE de Mossel*, los gérmenes serán citocromo-oxidasa negativos y, en aquellos donde el crecimiento sea evidente sobre *agar Kliger* (KIA), corresponderán a *Enterobacteriaceae*.

#### 4.3.4.2 Investigación y recuento en medio sólido

Para el recuento en medio sólido, se prepararon los siguientes medios de cultivo (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000):

Agar biliado rojo violeta glucosa (Violet Red Bile Glucose: VRBG). Se preparó según la siguiente composición:

• Extracto de levadura en polvo	3 g
• Peptona	7 g
• Sales biliares	1,50 g
• Cloruro sódico	5 g
• Glucosa	10 g
• Rojo neutro	0,03 g
• Cristal violeta	0,002 g
• Agar	12 g
• Agua destilada	1.000 ml

Los componentes se disolvieron en caliente hasta ebullición y se ajustó el pH a 7,3. No se esterilizó en autoclave. El medio se enfrió a temperatura ambiente y se introdujo en placas Petri.

Medio Kliger Iron Agar (KIA). Se preparó según la siguiente composición:

• Extracto de levadura en polvo	3 g
• Extracto de carne	3 g
• Peptona	20 g
• Sulfato ferroso	0,30 g

• Tiosulfato sodico	0,30 g
• Cloruro sodico	5 g
• Lactosa	10 g
• Glucosa	1 g
• Rojo fenol	0,05 g
• Agar	15 g
• Agua destilada	1.000 g

Se procedió a disolver los componentes por calentamiento, ajustando su pH a 7,4. El preparado se distribuyó en tubos de 15 x 150 mm a razón de 7ml de medio en cada uno. Posteriormente, se esterilizó en autoclave a 121°C durante 15 minutos y se dejó solidificar con los tubos en posición inclinada.

Agar nutritivo (Plata Count Agar: PCA). Se preparó según la siguiente composición:

• Triptona	5 g
• Extracto de levadura	2,50 g
• Dextrosa	1 g
• Agar	12 g
• Agua destilada	1.000 ml

Los compuestos anteriormente reseñados, se disolvieron en el agua mediante calentamiento. Se ajustó el pH a 7 y se distribuyó el medio en tubos esterilizados previamente en autoclave a 121°C durante 20 minutos.

Reactivo para la prueba de citocromo-oxidasa (CO). Se preparo según la siguiente composición:

- Clorhidrato de N-dimetil-parfenilendiamina 100 g
- Agua destilada 100 ml

Esta disolución se utilizó siempre recién preparada según recomendación.

#### **4.3.4.2.1 Técnica operativa**

A partir de la “serie de diluciones decimales”, y por duplicado, se depositó 1ml de cada dilución en placas de Petri estériles y, después, se vertieron 15ml de VRBG atemperado entre 45 y 47°C (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000). Se mezcló todo y se dejó solidificar sobre una superficie horizontal. El agar solidificado se cubrió con 10ml del mismo medio estéril, dejándolo solidificar de la misma manera y, por último, se incubó en estufa a 37°C durante 20 horas.

De manera análoga a como se ha indicado para el medio líquido, se contaron las colonias de color rojo violeta rodeadas de un precipitado también violeta.

Para el test de confirmación, se sembraron dos colonias sobre PCA y, seguidamente, se incubaron a una temperatura de 37°C durante 20 horas. Con el crecimiento obtenido, se realizaron las siguientes pruebas:

- Prueba de la citocromo-oxidasa.
- Pruebas de fermentación, gas y H<sub>2</sub>S sobre agar Kligler

El recuento de colonias características confirmadas se realizó multiplicando el número de colonias obtenidas por el factor de dilución de la placa, lo que permite obtener el número de Enterobacteriaceae totales por mililitro de muestra.

#### 4.3.5 Investigación y recuento de *Clostridium sulfito reductores*

La microbiota de este grupo está constituida por gérmenes pertenecientes al género *Clostridium*, que tienen en común la reducción del sulfito a sulfuro. La facilidad que tienen de esporular, les confiere una gran resistencia.

El medio utilizado para el recuento ha sido *Agar-sulfito-polimixina-sulfadiazina (SPS)*, preparado según la siguiente composición (Pascual-Anderson y Calderón-Pascual, 2000):

• Peptona de caseína	15 g
• Extracto de levadura	10 g
• Citrato férrico	0,50 g
• Sulfito de sodio	0,50 g
• Sulfato de polimixina B	0,50 g
• Sulfadiazina sódica	0,12 g
• Agar	14 g
• Agua destilada	1.000 ml

Los componentes se disolvieron en caliente ajustando el pH a  $7 \pm 0,1$  y posteriormente se distribuyeron en tubos de 90x 12,5 mm a razón de 15 ml. Se esterilizó en autoclave a 121°C durante 15 minutos; enfriando rápidamente a la salida del autoclave.

La detección de *Clostridium sulfito-reductores* se consigue utilizando medios de cultivo en cuya composición interviene el sulfito de sodio en los que, dada la capacidad de estos microorganismos para reducir tal sustancia, se genera sulfuro de hierro al actuar sobre el citrato de hierro. Como consecuencia de la presencia de



sulfuro de hierro, se forma un precipitado negro alrededor de las colonias que pueden identificarse de esta manera. La sulfadiazina sódica se utiliza para inhibir el crecimiento de gérmenes Gram-negativos.

El crecimiento de las colonias de *Clostridium* exige una atmósfera exenta de oxígeno, para lo cual es necesario regenerar los medios de cultivo antes de ser sembrado y llevar a cabo la siembra en un medio anaerobio lo que se consigue mediante utilización de jarras para anaerobios (figura 4.39), sembrando en profundidad del medio y no en superficie y cubriendo la superficie del medio sembrado con una capa de parafina estéril.

El procedimiento a seguir se inicia enfriando a 47-50°C el SPS una vez licuado y regenerado. Las muestras a analizar se diluyen haciendo una serie de diluciones decimales, sembrando con pipeta estéril por duplicado 1 ml de cada dilución en los tubos de ensayo que contienen el medio acondicionado previamente. Para conseguir un medio anaerobio, la siembra se llevó a cabo introduciendo la pipeta con el inóculo en el fondo del tubo y depositándolo lentamente de abajo a arriba. Cada uno de los tubos, sembrado con la correspondiente dilución, se obturó con una capa de parafina estéril dejándolo solidificar en posición vertical, se introdujo en una jarra para anaerobios y se incubó a 46°C durante 24-28 horas.

Transcurrido ese tiempo, se cuenta el número de colonias negras desarrolladas y se multiplica por el factor de dilución del tubo para obtener el recuento total de colonias de *Clostridium* sulfito-reductores por mililitro de muestra.

#### 4.4 ANÁLISIS DEL PODER GERMINATIVO

El análisis del poder germinativo, llevado a cabo en el Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS) bajo la supervisión del Dr. D. Carlos García Izquierdo, se determinó mediante un Biotest de Germinación de Semillas.

Los ensayos se llevaron a cabo en placa Petri, realizando los bioensayos por quintuplicado, junto con cinco placas control por ensayo. En cada una de las placas se colocaron 10 semillas de cebada o césped, sobre papel de filtro lavado al ácido, y 2 ml de líquido (muestra a analizar o agua destilada según el ensayo a desarrollar). Para introducirlas en la cámara de crecimiento, las placas se envuelven con papel de aluminio. La cámara de crecimiento (marca Heraeus, modelo Function Live) se encuentra a 28°C con un 75% de humedad, en oscuridad y en ella se dejan las placas Petri durante 4 días. Posteriormente se realizó un recuento de las semillas germinadas en cada placa y se midió la longitud de las raíces y los tallos de cada una de las semillas germinadas.

Los blancos de referencia (control) consistieron en la adición de 2 ml de agua destilada en lugar de muestra a analizar.

Se utilizaron como indicadores el porcentaje de germinación de las semillas (SG) y el índice de germinación (IG). El índice de germinación en cada extracto (IG) se calculó mediante la fórmula propuesta por Zucconi *et al.* (1985):

$$IG = \%SG \frac{L_{RT}}{L_{RC}} \quad (4.14)$$

Donde:

IG = Índice de germinación en %

$\%SG$  = porcentaje de semillas cebada o berro germinadas con respecto al control

$L_{RT}$  = longitud media de las raíces de las plantas en los tratamientos

$L_{RC}$  = longitud media de las raíces en el control

## 4.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

En el análisis estadístico se tuvieron en cuenta las siguientes cuestiones:

- Distribución normal
- Rechazo de datos

### 4.5.1 Distribución normal

Si se repite una medida muchas veces en condiciones esencialmente idénticas, los resultados de cada medida,  $x$ , se distribuirán de forma aleatoria en torno a un valor medio (media aritmética) debido a errores incontrolables o experimentales. Si se pudiera acumular un número infinito de estas medidas, sus valores individuales quedarían distribuidos en una distribución normal o gaussiana, descrita de forma precisa por la media  $\mu$  y la desviación estándar  $\sigma$ .

La media o promedio de la distribución es sencillamente, la suma de todos los valores dividida por el número de valores acumulados, es decir:

$$\mu = \frac{(\sum_i x_i)}{n} \tag{4.15}$$

Dado que no es posible repetir un número infinito de veces las medidas, se realiza una estimación de la media, mediante el mismo procedimiento de suma aunque con  $n$  igual al número finito de medidas repetidas. Esta estimación de  $\mu$  se denota como  $\bar{x}$ .

La desviación estándar de la distribución normal se define como:

$$\sigma = \left( \frac{\sum (x - \mu)^2}{n} \right)^{1/2} \quad (4.16)$$

De nuevo, el analista no puede sino estimar la desviación estándar, ya que el número de observaciones realizadas es finito; la estimación de  $\sigma$  se denota por  $s$  y se calcula del siguiente modo:

$$s = \left( \frac{\sum (x - \bar{x})^2}{n-1} \right)^{1/2} \quad (4.17)$$

La desviación estándar fija la anchura o dispersión de la distribución normal e incluye también una fracción fija de los valores que diseñan la curva. Por ejemplo, el 68,27% de las medidas está comprendido en  $\mu \pm 1\sigma$ , el 95,45% en  $\mu \pm 2\sigma$ , y el 99,70% en  $\mu \pm 3\sigma$ . Se puede afirmar con suficiente seguridad que el 95% de los valores está en  $\pm 2\sigma$  y el 99% en  $\pm 3\sigma$ . Cuando se asignan valores a los múltiplos de  $\sigma$ , existen límites de aceptación. Por ejemplo,  $10 \pm 4$  indica que los límites de aceptación son 6 y 14, mientras que los valores entre 6 y 14 representan el intervalo de aceptación.

Otra útil variable estadística es el error estándar de la media  $\sigma_{\mu}$ , que es la desviación estándar dividida por la raíz cuadrada del número de valores  $\frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ . Ello representa una estimación de la exactitud de la media e implica que otra muestra de la misma población poseería una media comprendida en un intervalo de múltiplos de este error. Los múltiplos de esta variable estadística incluyen la misma fracción de valores que la declarada anteriormente para  $\sigma$ . En la práctica, se dispone de un pequeño número de valores promedio, por lo que los intervalos de aceptación de la

media se expresan como  $\bar{x} \pm \frac{t \cdot s}{\sqrt{n}}$  donde  $t$  tiene los siguientes valores para intervalos de aceptación del 95%:

Tabla 4.4 Valores de t para intervalos de aceptación del 95%

n	t
2	12,71
3	4,30
4	3,18
5	2,78
10	2,26
$\infty$	1,96

En el caso de un número pequeño de valores, el uso de t compensa la tendencia a subestimar la incertidumbre. Para  $n > 15$ , es normal usar  $t=2$  en la estimación del intervalo de aceptación del 95%.

Otra variable estadística es la desviación estándar relativa, también conocida como coeficiente de variación (CV), que se expresa habitualmente en forma de porcentaje. Esta variable estadística se calcula como  $100 \cdot \sigma / \mu$  y su estimación es  $100 \cdot s / \bar{x}$ . Tal variable estadística normaliza la desviación estándar y en ocasiones facilita la realización de comparaciones directas entre análisis que incluyen una amplia gama de concentraciones. Por ejemplo, si los análisis a bajas concentraciones producen un resultado de  $10 \pm 1,5 \text{ mg/l}$  y a altas concentraciones de  $10 \pm 8 \text{ mg/l}$ , las desviaciones estándar no parecen comparables. Sin embargo, las desviaciones estándar relativas son  $100 \cdot (1,5/10) = 15\%$  y  $100 \cdot (8/10) = 8\%$ , que indican el menor índice de variación obtenido mediante el uso de este parámetro.

### 4.5.2 Rechazo de datos

En una serie de medidas, sucede con bastante frecuencia que uno o más de los resultados difieren en gran medida de los restantes. En teoría, no debe rechazarse ningún resultado, ya que puede indicar un fallo técnico que infunde dudas sobre la validez de todos los resultados o sobre la presencia de una auténtica variable en la distribución. En la práctica, se rechaza el resultado de cualquier análisis en el que se ha producido un error conocido. En estudios medioambientales, las concentraciones extremadamente altas o bajas de sustancias contaminantes pueden ser indicativas de la existencia de áreas con problemas o zonas sin contaminación, por lo que deben ser rechazadas de forma arbitraria.

Existen descripciones de pruebas objetivas para valores extremos. Si se ordena de modo creciente un conjunto de datos  $x_i < x_w < x_s$  y se calculan el promedio y la desviación estándar, es posible examinar los valores extremos superior e inferior indicativos de posible error mediante el siguiente procedimiento. Se calcula en primer lugar la variable estadística T:

$$T = \frac{(x_s - \bar{x})}{s}$$
$$T = \frac{(\bar{x} - x_i)}{s}$$

para un valor superior y un valor inferior respectivamente

En segundo término, compárese el valor de T con el valor de la tabla B.2. para los niveles de significación de 5% o 1%. Si el T calculado es mayor que el valor de la tabla para el número de medidas, n, entonces  $x_s$  o  $x_i$  es un valor extremo a ese nivel de significación.

Tabla 4.5. Valores críticos para pruebas de discordancia de 5% y 1% para un valor extremo simple en una muestra normal. (APHA, AWWA y WPCF, 1992)

Número de medidas (n)	Valor crítico	
	5%	1%
3	1.15	1.15
4	1.46	1.49
5	1.67	1.75
6	1.82	1.94
7	1.94	2.10
8	2.03	2.22
9	2.11	2.32
10	2.18	2.41
12	2.29	2.55
14	2.37	2.66
15	2.41	2.71
16	2.44	2.75
18	2.50	2.82
20	2.56	2.88
30	2.74	3.10
40	2.87	3.24
50	2.96	3.34
60	3.03	3.41
100	3.21	3.60
120	3.27	3.66



## **5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN**



## 5.1 GENERACIÓN DE LIXIVIADOS

Con el fin de comprobar el problema que representa la generación de lixiviados se ha hecho una estimación sobre el volumen de lixiviados producido en un centro de tratamiento de residuos, en concreto, el de Salamanca.

La cantidad de lixiviados que se forma está relacionada con el balance hídrico de la masa de residuos, resultante de los flujos de agua de entrada y de salida en la zona de residuos, además de la propia producción interna de humedad de los mismos.

El flujo de agua de entrada principal lo constituye la pluviometría, una parte de la cual no penetrará dentro del vertedero sino que se evacuará como consecuencia de la recogida de la escorrentía superficial (cunetas perimetrales), mientras que otra parte del agua caída volverá a la atmósfera, a causa de los fenómenos de evaporación y de transpiración.

En cuanto al balance final de aguas, habrá que tener también en consideración las variaciones del contenido de humedad que se producen por absorción en el material de recubrimiento y en la propia masa de residuos depuestos.

Finalmente deberán tenerse en cuenta, desde el punto de vista teórico, las pérdidas en humedad que se producen en la masa de residuos a consecuencia de los procesos de descomposición de la materia orgánica, y que, entre otros fenómenos, se traducen en la formación de gas metano, dióxido de carbono y vapor de agua.

En las fases iniciales del vertido, es frecuente que no se produzcan salidas de lixiviados, ya que tanto el material de recubrimiento como la propia masa de residuos depositados no habrán alcanzado su máximo nivel de saturación, por lo que son capaces de absorber una notable cantidad de agua, retardándose la aparición del percolado.

El agua retenida puede experimentar dos movimientos: hacia la superficie, como consecuencia de la evaporación, o hacia el fondo por efecto gravitatorio.

El cálculo de los caudales promedio líquidos percolados, está basado en un balance anual de aguas:

$$L = PE + (Is + Iss + Ie) - ETP - Af - (AMr + Ars)$$

en el que:

- L = Cantidad de lixiviados producidos.
- PE = Pluviometría útil a efectos de percolación: P-Es.
- P=Pluviometría caída en la zona de vertido.
- Es=Escorrentía superficial.
- Is=Infiltración de aguas subterráneas procedentes de flujos locales.
- Iss=Infiltración de aguas subterráneas procedentes de flujos regionales.
- Ie=Infiltración de aguas procedentes de escorrentías de zonas limítrofes al vertedero.
- E = Evaporación.
- T = Transpiración.
- ETP = Evapotranspiración potencial: E + T.
- Af = Agua de fermentación.
- AMr = Absorción de la capa de materiales de recubrimiento.
- Ars = Absorción de la masa de residuos vertidos.

A los efectos de minimizar la producción de lixiviados, los diversos factores que influyen en su formación se clasifican en tres categorías:

- eliminables
- no controlables
- controlables

**Serán eliminables:**

- Las aguas de escorrentía superficial (Ie) procedentes de zonas adyacentes. A tal efecto habrá de protegerse la masa de residuos y las propias zonas adyacentes por medio de un sistema de drenaje superficial (cuneta perimetral del vaso de vertido), por lo tanto (Ie) será cero.
- La infiltración de aguas subterráneas procedentes de flujos locales (Is) y flujos regionales (Iss), se eliminan por medio de la impermeabilización del vaso del vertedero, por tanto no se estima probable su existencia, por lo tanto (Is) y (Iss) será cero.

**Serán no controlables:**

- Las aguas de lluvia efectiva (PE), que a su vez guarda relación con la intensidad de la precipitación. Se podrá, evidentemente, incidir sobre el agua de escorrentía superficial (Es), que son desviadas mediante una cuneta perimetral al vaso de vertido por lo que será cero. PE, se podrá minimizar, mediante la utilización de materiales de cubrición, de baja permeabilidad (arcillas) o a través de la compactación del material de recubrimiento junto a la práctica de pendientes adecuadas en las capas de recubrimiento (>1%). Para nuestro cálculo, vamos a considerar que el 20% de la lluvia caída, se esponjaría, en los materiales de recubrimiento y la masa de residuos.
- Por su naturaleza básicamente climática, la evapotranspiración (ETP).

**Serán controlables:**

- La escorrentía superficial (Es). Mediante cunetas perimetrales al vaso de residuos, que no deben de entrar en el vaso de vertido por lo que su valor se puede considerar nulo.

- El agua de fermentación (Af): Puede incidirse en ella favoreciendo la fermentación de la materia orgánica presente y mediante la recirculación de los lixiviados en el caso de producirse. A efecto de cálculo, vamos a considerar un porcentaje de humedad de los residuos orgánicos del 65%.
- El agua de la absorción de la masa de residuos (Ars) guarda relación con el tamaño de los residuos, con su grado de compactación y con el contenido en humedad original, sin olvidar la proporción de sus diversos componentes. Por último hay que destacar el agua absorbida por el material de recubrimiento (AMr). A efecto de cálculo, se va a considera que (Ars) y (AMr) es del 20%.
- Con unos valores pluviométricos como los que afectan a la zona 383 mm/año (tabla 5.1), es obvio que todo el esfuerzo para resolver el problema de los lixiviados, en el caso de producirse, debe enfocarse hacia la minimización de su producción, disminuyendo los factores positivos y aumentando los negativos.

El primer paso será evitar cualquier tipo de aportación exterior que no corresponda estrictamente a la lluvia caída sobre la superficie de vertido.

La barrera impermeable sintética, construida mediante geomembranas plásticas de polietileno de alta densidad, garantiza la inexistencia de infiltraciones subterráneas procedentes de flujos regionales (Iss) y locales (Is).

La circulación de aguas superficiales procedentes de esorrentía de zona limítrofe al vertedero (Ie) no existe, ya que no hay corrientes de agua superficiales de manera continua. No obstante se evitarán mediante la disposición de cunetas perimetrales de recogida de aguas pluviales.

El segundo punto en orden a los factores positivos será conseguir el máximo de esorrentía, Es, de modo que la lluvia efectiva  $PE = P - Es$ , sea lo menor posible.

Con la cubrición con un espesor de 20 cm, y un máximo de refinado de la superficie, y la disposición de las capas ya recubiertas con una pendiente del 3% tanto frontal como lateralmente, que facilite al máximo la esorrentía, la experiencia indica que se conseguirían unos valores de infiltración, en el vertedero, que pueden variar entre el 20% y el 40%. Una vez sellado el vertedero este valor debe ser nulo.

La evapotranspiración ETP constituye habitualmente el factor más eficaz en contra de la infiltración de agua de lluvia y de la formación de lixiviados. Se define como la suma de la evaporación natural del terreno más los procesos de transpiración procedente de la actividad biológica vegetal en los que se produce un transporte de agua del subsuelo a la atmósfera. Depende de las condiciones climáticas de la zona, temperaturas, humedades relativas, velocidad del viento, etc. y es por consiguiente un factor sobre el cual no se puede efectuar acción alguna. Para la zona en estudio se sitúa en 697,5 mm/año.

Las pérdidas de agua por fermentación, Af, aunque importantes desde un punto de vista cualitativo, presentan cuantitativamente menor transcendencia en relación con el resto de las magnitudes que intervienen en la fórmula. Desde un punto de vista teórico son más importantes en el primer año de vertido y van disminuyendo gradualmente a medida que avanza la explotación ya que parte de esta agua intrínseca percolaría hacia capas inferiores siendo absorbidas por estas y otra parte se emitiría a la atmósfera en forma de vapor de agua, otra parte de agua, procedería del agua metabólica producida en las oxidaciones bioquímicas (materia orgánica + microorganismos  $\rightarrow$   $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ ). Hay que recordar que el agua solo afectaría a los residuos orgánicos, y estos representan un fracción del 40% en el cómputo general de los residuos enviados al vertedero ya que parte de la materia orgánica se ha preseleccionado para la fabricación del compost.

La absorción de agua por parte del material de recubrimiento es un factor que viene determinado por la necesidad de cubrir la superficie para disminuir las

infiltraciones, evitar la aparición de volados, control de especies oportunistas (especialmente avifauna), minimizar la aparición de olores y minimizar la aparición de olores. Finalmente la absorción de agua por la masa de residuos, (Ars), aparece como una capacidad de absorción y otra de retención. Esta última es importante a la hora de tratar el flujo de lixiviados y, sobre todo, de influir en su regularidad con lluvias de gran intensidad. En función de los datos aportados la única posibilidad de que se produzcan lixiviados serían los procedentes de la lluvia caída sobre la superficie del vaso de vertido y la intrínseca de la propia materia orgánica depositada.

Para los cálculos realizados en este trabajo, se ha supuesto la hipótesis más desfavorable, esto es, que el 80% del agua precipitada percola a través de la masa de residuos, produciendo lixiviados, aunque la cantidad producida, sería menor, pues habría que tener en cuenta los factores de evaporación capas sucesivas de residuos, espesores de las capas de cubrición y de residuos, números de series sucesivas de residuos capas de cubrición, etc.

Según lo anteriormente relacionado, se obtiene la tabla 5.1 que recoge la producción de lixiviados en función de los datos meteorológicos de Salamanca (Base Aérea de Matacán) para un CTR que gestiona unas 50.000 t/año, una superficie de vaso de rechazos de 20.000 m<sup>2</sup> y un contenido en materia orgánica del 40 %. Como se puede apreciar, se van a producir unos 16.500 m<sup>3</sup> anuales de lixiviados en el vertedero.

Este dato es bastante superior al suministrado por una Empresa especializada en el tratamiento de residuos según la cual, para una pluviometría anual aproximada de 500 l/m<sup>2</sup> y una superficie de vertedero de 40.000 m<sup>2</sup>, la generación de lixiviados anual es de 5.600 m<sup>3</sup>.

Esta discrepancia es debida al tratamiento conservador que se ha hecho en el cálculo para el que se ha considerado que no existían determinados factores como evapotranspiración o absorción, lo cual no es cierto.



A los lixiviados generados en el vertedero hay que sumarles los generados en la estación de transferencia, en el compostaje y en la biometanización existentes en el CTR.

Según la Empresa anteriormente citada, la cantidad de lixiviados que se generan en una estación de transferencia depende de la superficie del área de explotación y de la pluviometría de la zona; así, para una plataforma de operaciones de 150 m<sup>2</sup> y 500 mm anuales de precipitación, la generación anual de lixiviado es de 75 m<sup>3</sup>. La cantidad de lixiviado que se genera en el proceso de compostaje en un CTR es del orden de los 40 litros por tonelada de materia orgánica a compostar. En el proceso de biometanización se produce una cantidad de lixiviados de 2.000 m<sup>3</sup>/año para una planta que trata 70.000 toneladas anuales.

De acuerdo con los datos del Instituto Nacional de Estadística del año 2007, se gestionaron en España unos 21,3 millones de toneladas de fracciones orgánicas (bolsa todo uno) lo que supone una producción aproximada de lixiviados del orden de los 702.900 m<sup>3</sup>.

Teniendo en cuenta que, en una planta depuradora compuesta por un pretratamiento formado por un rototamiz y un separador de grasas y arenas, un tratamiento biológico formado por un Biorreactor de membrana (MBR) y un tratamiento terciario formado por osmosis inversa, el coste para tratar un m<sup>3</sup> de lixiviado se encuentra en torno a los 25€, se puede calcular que el coste total aproximado para el tratamiento de los lixiviados producidos anualmente en España ronda los 17,5 millones de euros (17.500.000€), lo que justifica ampliamente la elaboración de un estudio para el aprovechamiento de los lixiviados producidos en los CTRs.

Tabla 5.1.- Generación de lixiviados en el vertedero del CTR de Salamanca (cálculo teórico)

	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Total
Pluviometría (l/m <sup>2</sup> )*	32,0	39,0	42,0	42,0	31,0	27,0	22,0	39,0	48,0	34,0	16,0	11,0	383,0
ETP (l/m <sup>2</sup> )*	86,3	49,5	21,6	10,2	9,0	12,9	30,5	45,8	72,6	106,8	131,4	120,9	697,5
P-ETP (l/m <sup>2</sup> )	-54,3	-10,5	20,4	31,8	22,0	14,1	-8,5	-6,8	-24,6	-72,8	-115,4	-109,9	-314,5
Pluv. percolada (80%) l/m <sup>2</sup>	25,6	31,2	33,6	33,6	24,8	21,6	17,6	31,2	38,4	27,2	12,8	8,8	306,4
Superficie m <sup>2</sup>	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000	20000
Lluvia percolada m <sup>3</sup>	512	624	672	672	496	432	352	624	768	544	256	176	6128
Mat. Orgánica al vaso (t)**	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	1666,7	20000
Agua orgánica (65% mat. org.) m <sup>3</sup>	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	1083,3	13000
AGUA ORGANICA (80% percola) m <sup>3</sup>	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	866,7	10400
<b>TOTAL LIXIVIADO (m<sup>3</sup>)</b>	<b>1379</b>	<b>1491</b>	<b>1539</b>	<b>1539</b>	<b>1363</b>	<b>1299</b>	<b>1219</b>	<b>1491</b>	<b>1635</b>	<b>1411</b>	<b>1123</b>	<b>1043</b>	<b>16528</b>

\* Datos facilitados por la Agencia Estatal de Meteorología correspondientes al observatorio de Matacán (Salamanca) en el periodo 1971-2000.

\*\* Se ha estimado que la Cantidad de materia orgánica es un 40% del residuo que va al vaso (50.000 t/año ó 4.166,67 t/mes

## 5.2 CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS

Con el fin de decidir cuál de las muestras recogidas se utilizará en el proceso de tratamiento de manera que represente la corriente líquida subproducto de procesos de valorización de fracciones orgánicas seleccionadas de los RU y se obtengan conclusiones relativas a su estudio, se han realizado los análisis físico-químicos y microbiológicos indicados en la sección 4 (Métodos de Análisis) tanto a lixiviados procedentes de la zona de compostaje como procedentes de la balsa de comunes de los CTRs de León (figuras 5.1 y 5.2), Zamora (figuras 5.3 y 5.4) y Burgos (figuras 5.5 y 5.6).

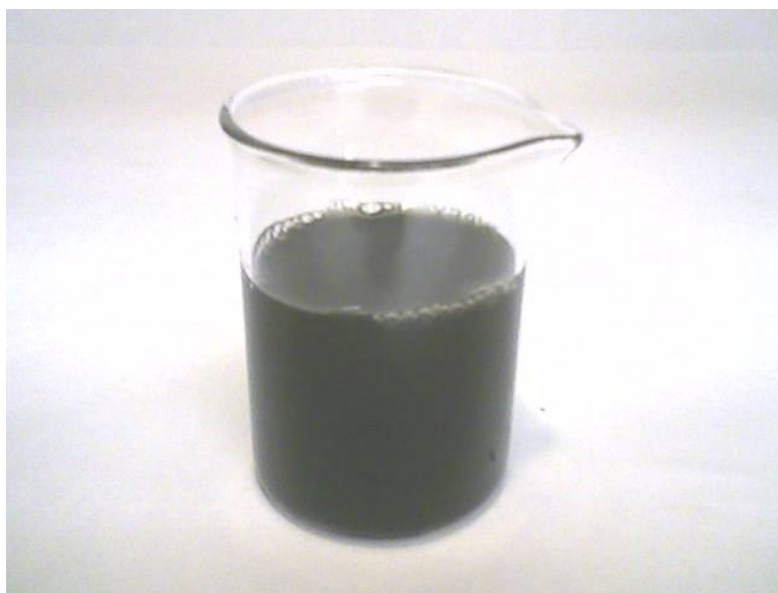


Figura 5.1. Aspecto del lixiviado de la balsa de comunes del CTR de León.



Figura 5.2. Aspecto del lixiviado de compostaje del CTR de León.



Figura 5.3. Aspecto del lixiviado de la balsa de comunes del CTR de Zamora.



Figura 5.4. Aspecto del lixiviado de compostaje del CTR de Zamora.



Figura 5.5. Aspecto del lixiviado de la balsa de comunes del CTR de Burgos.



Figura 5.6. Aspecto del lixiviado de compostaje del CTR de Burgos.

En las tablas que aparecen a continuación, los valores tachados se rechazan según las consideraciones estadísticas explicadas la sección 4.5.2,  $\bar{x}$  representa el valor medio y  $s$  la desviación estándar.

### 5.2.1 DQO

Los resultados obtenidos en la determinación de la DQO de los lixiviados de los diferentes CTRs aparecen en la tabla 5.2.

Tabla 5.2. Resultados de la determinación de la DQO.

MUESTRA		DQO (mgO <sub>2</sub> /l)
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES 1	14.813
	LIXIVIADO COMUNES 2	15.000
	LIXIVIADO COMUNES 3	<del>12.938</del>
	$\bar{x}$	14.250
	$s$	133

MUESTRA		DQO (mgO <sub>2</sub> /l)
	LIXIVIADO COMPOST 1	1.519
	LIXIVIADO COMPOST 2	1.538
	LIXIVIADO COMPOST 3	1.650
	$\bar{x}$	1.569
	s	71
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES 1	1.369
	LIXIVIADO COMUNES 2	3.188
	LIXIVIADO COMUNES 3	2.344
	$\bar{x}$	2.300
	s	910
	LIXIVIADO COMPOST 1	27.375
	LIXIVIADO COMPOST 2	26.625
	LIXIVIADO COMPOST 3	27.938
	$\bar{x}$	27.313
	s	658
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES 1	5.306
	LIXIVIADO COMUNES 2	4.725
	LIXIVIADO COMUNES 3	4.988
	$\bar{x}$	5.006
	s	291
	LIXIVIADO COMPOST 1	15.469
	LIXIVIADO COMPOST 2	14.625
	LIXIVIADO COMPOST 3	15.469
	$\bar{x}$	15.188
	s	487

Si se comparan los resultados obtenidos (figura 5.7), se puede observar que destaca el elevado valor de DQO que contiene el lixiviado procedente de los túneles de compostaje del CTR de Burgos, en torno a los 27.000 mg/l frente al contenido de otras muestras que es claramente menor.

En cuanto el resto de los resultados cabe mencionar el bajo valor de la DQO del lixiviado procedente de los túneles de compostaje del CTR de León ya que, teniendo en cuenta que en el interior de los mismos se introduce la corriente de materia orgánica separada en el pretratamiento, no es de esperar una DQO incluso más baja que la correspondiente a la balsa de comunes del mismo CTR.

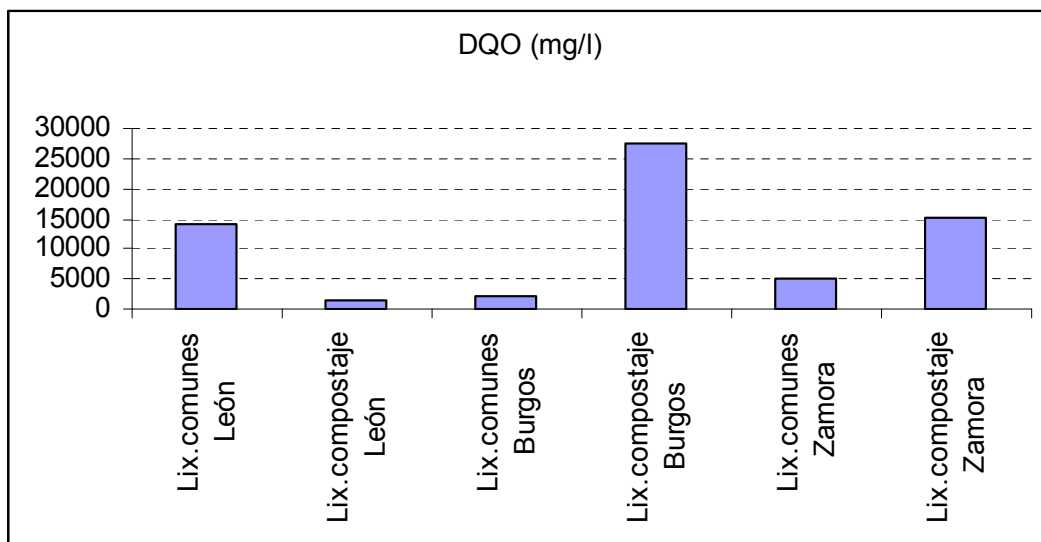


Figura 5.7. Resultados de la determinación de la DQO.



### 5.2.2 Sólidos totales, fijos y volátiles

Los resultados obtenidos para las muestras analizadas se recogen en la tabla 5.3:

Tabla 5.3. Resultados de la determinación de los sólidos totales, volátiles y fijos.

MUESTRA		STT (mg/l)	STV (mg/l)	STF (mg/l)
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES 1	20.240	8.080	12.160
	LIXIVIADO COMUNES 2	20.400	8.400	12.000
	LIXIVIADO COMUNES 3	20.700	8.600	12.100
	$\bar{x}$	20.447	8.360	12.087
	s	234	262	81
	LIXIVIADO COMPOST 1	4.000	1.880	2.120
	LIXIVIADO COMPOST 2	4.260	2.200	2.060
	LIXIVIADO COMPOST 3	3.860	1.800	2.060
	$\bar{x}$	4.040	1.960	2.080
	s	203	212	35
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES 1	2.940	880	2.060
	LIXIVIADO COMUNES 2	5.320	3.320	2.000
	LIXIVIADO COMUNES 3	4.220	2.260	1.960
	$\bar{x}$	4.160	2.153	2.007
	s	1.191	1.223	50
	LIXIVIADO COMPOST 1	61.260	30.980	30.280
	LIXIVIADO COMPOST 2	60.880	30.760	30.120
	LIXIVIADO COMPOST 3	<del>68.860</del>	<del>38.580</del>	30.280
	$\bar{x}$	61.070	30.870	30.227

MUESTRA		STT (mg/l)	STV (mg/l)	STF (mg/l)
	s	269	156	92,38
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES 1	22.160	3.820	18.340
	LIXIVIADO COMUNES 2	23.080	4.940	18.140
	LIXIVIADO COMUNES 3	22.400	4.620	17.780
	$\bar{x}$	22.547	4.460	18.087
	s	477	577	284
	LIXIVIADO COMPOST 1	12.600	5.880	6.720
	LIXIVIADO COMPOST 2	12.940	6.180	6.760
	LIXIVIADO COMPOST 3	13.000	6.160	6.840
	$\bar{x}$	12.847	6.073	6.773
	s	216	168	61

Se observa (figura 5.8) el mayor contenido en sólidos, tanto fijos como volátiles, en el lixiviado procedente de los túneles de compostaje del CTR de Burgos. Este dato es coincidente con el que se ha visto en apartado anterior para la DQO. Asimismo, el menor contenido en sólidos lo presenta el lixiviado de la balsa de comunes del CTR de Burgos, como era de esperar al observar su aspecto, con una turbidez mucho menor que en el resto de los casos y un color evidentemente más claro.

El lixiviado de compostaje de León presenta igualmente un bajo contenido en sólidos, tal y como era de esperar teniendo en cuenta el resultado obtenido en la DQO.

Destaca la diferencia entre el contenido en sólidos volátiles y sólidos fijos del lixiviado de comunes del CTR de Zamora, siendo claramente superior los segundos,

frente a lo que ocurre en el resto de los casos, donde el contenido en ambos tipos de sólidos es del mismo orden.

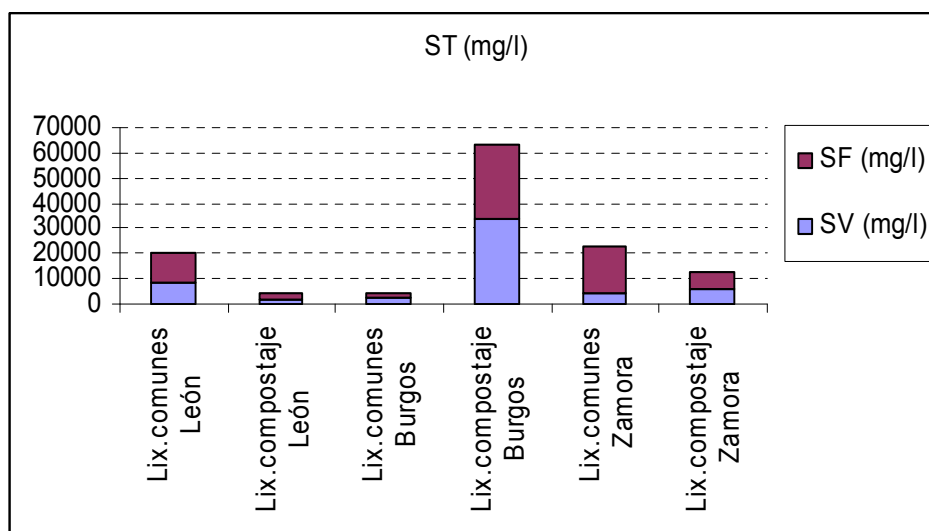


Figura 5.8. Resultados de la determinación de los sólidos totales.

### 5.2.3 pH

Los resultados obtenidos para las muestras recogidas son los siguientes:

Tabla 5.4. Resultados de la determinación de pH.

MUESTRA		pH
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES 1	7,50
	LIXIVIADO COMUNES 2	7,48
	LIXIVIADO COMUNES 3	7,55
	$\bar{x}$	7,51
	s	0,04
	LIXIVIADO COMPOST 1	7,76

MUESTRA		pH
	LIXIVIADO COMPOST 2	7,80
	LIXIVIADO COMPOST 3	7,87
	$\bar{x}$	7,81
	s	0,06
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES 1	6,77
	LIXIVIADO COMUNES 2	6,81
	LIXIVIADO COMUNES 3	6,85
	$\bar{x}$	6,81
	s	0,04
	LIXIVIADO COMPOST 1	6,77
	LIXIVIADO COMPOST 2	6,80
	LIXIVIADO COMPOST 3	6,79
	$\bar{x}$	6,79
	s	0,02
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES 1	7,95
	LIXIVIADO COMUNES 2	8,09
	LIXIVIADO COMUNES 3	8,12
	$\bar{x}$	8,05
	s	0,09
	LIXIVIADO COMPOST 1	7,00
	LIXIVIADO COMPOST 2	7,05
	LIXIVIADO COMPOST 3	7,07
	$\bar{x}$	7,04
	s	0,04

Se observa (figura 5.8) que en los CTRs de León y Zamora ambos lixiviados presentan un pH básico a diferencia del CTR de Burgos en el que tanto los lixiviados de comunes como los de compostaje son ácidos.

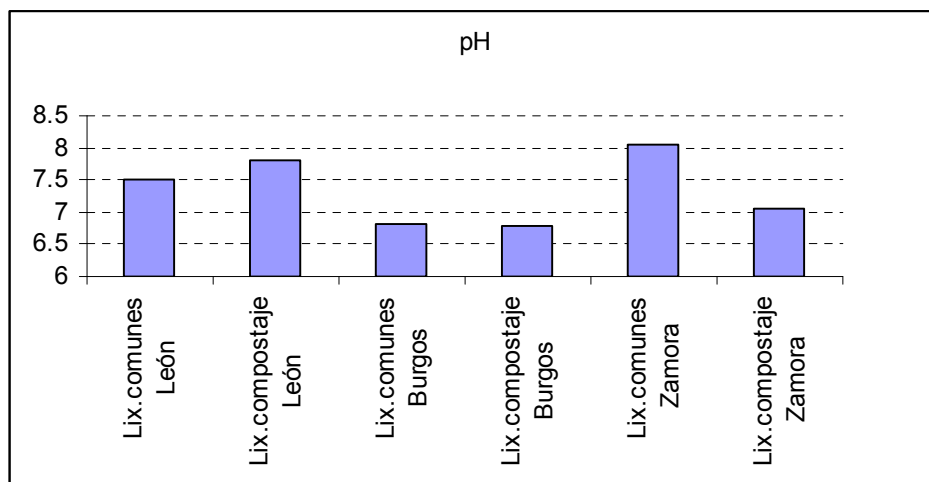


Figura 5.9.a. Resultados de la determinación de pH.

#### 5.2.4 Densidad

Los análisis realizados muestran los resultados que aparecen en la tabla 5.5.

Tabla 5.5. Resultados de la determinación de la densidad.

MUESTRA		$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES 1	995,1
	LIXIVIADO COMUNES 2	999,6
	LIXIVIADO COMUNES 3	999,9
	$\bar{x}$	998,2
	s	2,7
	LIXIVIADO COMPOST 1	982,9

MUESTRA		$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )
	LIXIVIADO COMPOST 2	985,9
	LIXIVIADO COMPOST 3	988,7
	$\bar{x}$	985,8
	s	2,9
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES 1	1.003,5
	LIXIVIADO COMUNES 2	995,8
	LIXIVIADO COMUNES 3	1.000,0
	$\bar{x}$	999,8
	s	3,9
	LIXIVIADO COMPOST 1	1.019,6
	LIXIVIADO COMPOST 2	1.015,3
	LIXIVIADO COMPOST 3	1.024,4
	$\bar{x}$	1.019,8
	s	4,5
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES 1	1.012,2
	LIXIVIADO COMUNES 2	1.005,9
	LIXIVIADO COMUNES 3	1.007,4
	$\bar{x}$	1.008,5
	s	3,3
	LIXIVIADO COMPOST 1	989,3
	LIXIVIADO COMPOST 2	991,9
	LIXIVIADO COMPOST 3	998,3
	$\bar{x}$	993,2
	s	4,6

Todos los lixiviados presentan una densidad en torno a los 1000 kg/m<sup>3</sup> (figura 5.9) correspondiente a la del agua pura, sin observar desviaciones destacables. Únicamente se observan diferencias de densidad relativas entre los lixiviados con más carga (compostaje Burgos) y los de menos (compostaje León).

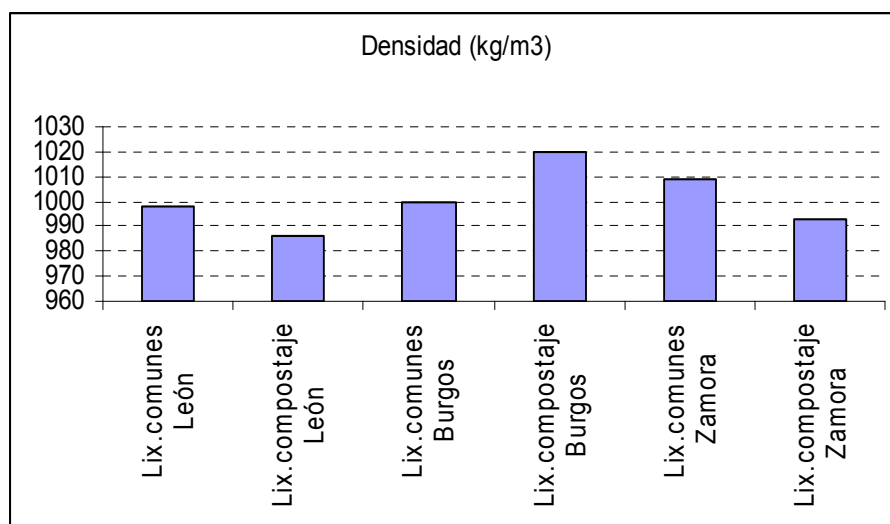


Figura 5.9.b. Resultados de la determinación de la densidad.

### 5.2.5 Nitrógeno Kjeldahl

Los resultados correspondientes a los análisis del nitrógeno Kjeldahl aparecen en la tabla 5.6.

Tabla 5.6. Resultados de la determinación del Nitrógeno Kjeldahl.

MUESTRA		N Kjeldahl (mg/l)
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES 1	1.232
	LIXIVIADO COMUNES 2	1.270
	LIXIVIADO COMUNES 3	1.216
	$\bar{x}$	1.239
	s	28
	LIXIVIADO COMPOST 1	527
	LIXIVIADO COMPOST 2	526
	LIXIVIADO COMPOST 3	523
	$\bar{x}$	526
	s	2
	BURGOS	LIXIVIADO COMUNES 1
LIXIVIADO COMUNES 2		472
LIXIVIADO COMUNES 3		337
$\bar{x}$		529
s		225
LIXIVIADO COMPOST 1		978
LIXIVIADO COMPOST 2		1.181
LIXIVIADO COMPOST 3		1.113
$\bar{x}$		1.091
s		103
ZAMORA		LIXIVIADO COMUNES 1
	LIXIVIADO COMUNES 2	111



MUESTRA		N Kjeldahl (mg/l)
	LIXIVIADO COMUNES 3	278
	$\bar{x}$	178
	s	88
	LIXIVIADO COMPOST 1	646
	LIXIVIADO COMPOST 2	738
	LIXIVIADO COMPOST 3	707
	$\bar{x}$	697
	s	47

El contenido en nitrógeno de los lixiviados de las balsas de comunes es menor que el de los procedentes de los túneles de compostaje, de nuevo excepto en el caso de León, donde ocurre que la concentración de nitrógeno total es mayor en la balsa de comunes (figura 5.10).

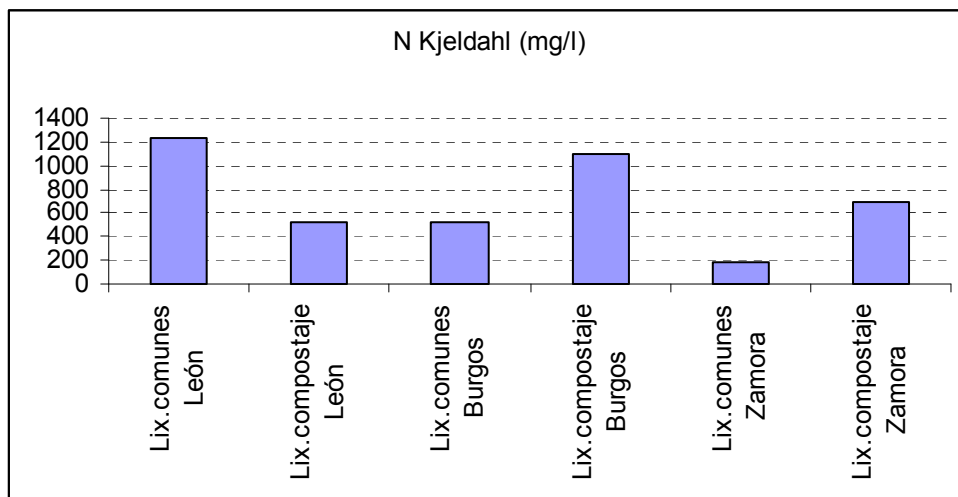


Figura 5.10. Resultados de la determinación del Nitrógeno Kjeldahl.

### 5.2.6 Nitritos

Los resultados de la determinación de nitritos que se han obtenido para las muestras recogidas son los siguientes:

Tabla 5.7. Resultados de la determinación de los nitritos.

MUESTRA		ABSORBANCIA	NITRITOS (mg/l)
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES 1	0,015	
	LIXIVIADO COMUNES 2	0,015	
	LIXIVIADO COMUNES 3	0,015	
	$\bar{x}$	0,015	6,89
	s	0,000	
	LIXIVIADO COMPOST 1		
	LIXIVIADO COMPOST 2	0,034	
	LIXIVIADO COMPOST 3	0,029	
	$\bar{x}$	0,032	10,08
	s	0,004	
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES 1		
	LIXIVIADO COMUNES 2	0,004	
	LIXIVIADO COMUNES 3	0,006	
	$\bar{x}$	0,005	4,95
	s	0,001	
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES 1	0,013	
	LIXIVIADO COMUNES 2	0,012	
	LIXIVIADO COMUNES 3	0,018	

MUESTRA		ABSORBANCIA	NITRITOS (mg/l)
	$\bar{x}$	0,014	6,76
	s	0,002	
	LIXIVIADO COMPOST 1	0,124	
	LIXIVIADO COMPOST 2	0,135	
	LIXIVIADO COMPOST 3	0,144	
	$\bar{x}$	0,134	29,97
	s	0,007	

El alto contenido en sólidos del lixiviado de compostaje del CTR de Burgos hace imposible la determinación de nitritos empleando el método colorimétrico (ver Sección 4. Métodos de Análisis).

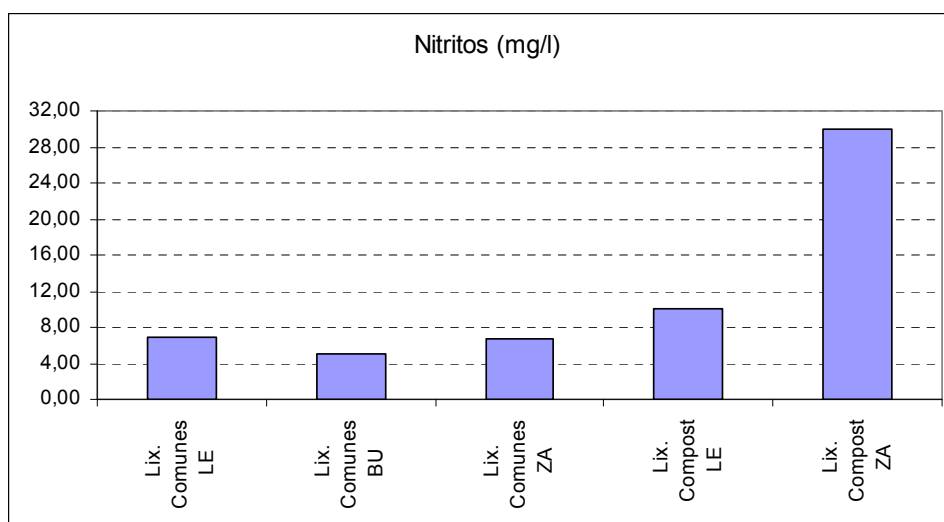


Figura 5.11. Resultados de la determinación de los nitritos.

Destaca el alto contenido en nitritos del lixiviado correspondiente a la balsa de compostaje del CTR de Zamora, siendo claramente superior al resto de los lixiviados

analizados (figura 5.11). La presencia de nitritos indica ausencia de oxígeno por lo que es probable que existan zonas anaerobias en el proceso de compostaje.

### 5.2.7 Relación C/N

En la tabla 5.8 se indican los valores obtenidos para esta relación.

Tabla 5.8. Resultados de la determinación de la relación C/N

MUESTRA		C (mg/l)	N (mg/l)	C/N
LEÓN	LIXIVIADO COMUNES 1	4.687	1.232	3,80
	LIXIVIADO COMUNES 2	4.872	1.270	3,84
	LIXIVIADO COMUNES 3	4.988	1.216	4,10
	$\bar{x}$	4.849	1.239	3,91
	s	152	28	0,16
	LIXIVIADO COMPOST 1	1.090	527	2,07
	LIXIVIADO COMPOST 2	1.276	526	2,43
	LIXIVIADO COMPOST 3	1.044	523	2,00
	$\bar{x}$	1.137	526	2,17
	s	123	2	0,23
BURGOS	LIXIVIADO COMUNES 1	510	776	0,66
	LIXIVIADO COMUNES 2	1.926	472	4,08
	LIXIVIADO COMUNES 3	1.311	337	3,89
	$\bar{x}$	1.249	529	2,88
	s	710	225	1,92
	LIXIVIADO COMPOST 1	17.970	978	18,37

MUESTRA		C (mg/l)	N (mg/l)	C/N
	LIXIVIADO COMPOST 2	17.842	1.181	15,11
	LIXIVIADO COMPOST 3	22.378	1.113	20,11
	$\bar{x}$	19.397	1.091	17,86
	s	2.583	103	2,54
ZAMORA	LIXIVIADO COMUNES 1	2.216	145	15,28
	LIXIVIADO COMUNES 2	2.865	111	25,81
	LIXIVIADO COMUNES 3	2.680	278	9,64
	$\bar{x}$	2.587	178	16,91
	s	335	88	8,21
	LIXIVIADO COMPOST 1	3.411	646	5,28
	LIXIVIADO COMPOST 2	3.585	738	4,86
	LIXIVIADO COMPOST 3	3.573	707	5,05
	$\bar{x}$	3.523	697	5,06
	s	97	47	0,21

Las relaciones C/N más elevadas se atribuyen, por este orden, al lixiviado de compostaje del CTR de Burgos y al de comunes del CTR de Zamora (figura 5.12), llamando la atención el resto por presentar valores bastante más bajos que los que se recogen en bibliografía para muestras de alta carga orgánica. Es destacable la elevada relación molar nitrógeno-carbono, aproximadamente entre 2 y 5 en cuatro de los seis puntos analizados. Este hecho refleja una gran disponibilidad de nitrógeno de estos lixiviados, con vistas a su estabilización mediante procesos biológicos.

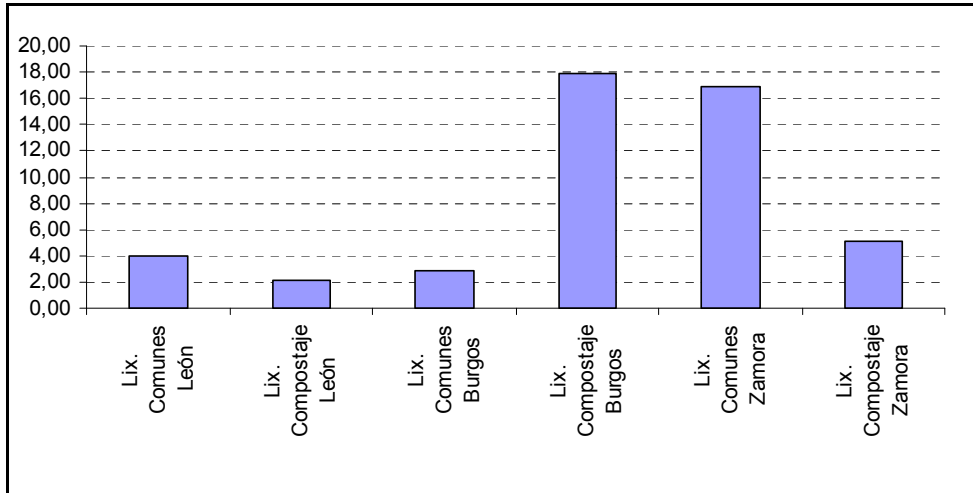


Figura 5.12. Resultados de la determinación de la relación C/N

### 5.2.8 Metales

En el análisis de las muestras se determinaron doce metales como aparece en la tabla 5.9.

Tabla 5.9. Resultados proporcionados por el Servicio General de Análisis Químico.

MUESTRA	K (ppm)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	P (ppm)	Mg (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Cr (ppm)	Hg (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	
LEÓN	LIX. COMUNES 1	446.434	3.480	860	380	25.120	8,48	0,00	8,84	8,82	2,56	22,50	
	LIX. COMUNES 2	172.570	4.560	2.150	450	33.290	9,24	0,20	11,32	17,81	0,41	50,50	
	LIX. COMUNES 3	173.046	38.960	1.595	0	27.860	8,95	3,62	58,13	40,88	30,09	59,21	
	$\bar{x}$	172.808	4.020	1.535	277	28.757	8,89	0,10	10,08	22,50	1,49	44,07	
	s	337	764	647	242	4.158	0,38	0,14	1,75	16,54	1,52	3,21	19,18
	LIX. COMPOST 1	162.283	2.491	2.990	408	31.665	18,70	0,00	16,35	19,75	4,71	0,00	47,11
	LIX. COMPOST 2	167.550	3.610	3.280	410	28.630	8,02	0,28	22,74	23,13	0,34	8,97	144,74
	LIX. COMPOST 3	191.363	36.807	1.451	0	15.607	305,76	0,44	25,52	15,53	1,48	12,59	562,02
	$\bar{x}$	173.732	3.051	2.574	409	25.301	13,36	0,24	21,54	19,47	2,18	7,19	251,29
	s	15.494	791	983	1	8.531	7,55	0,22	4,70	3,81	2,27	6,48	273,49

MUESTRA		K (ppm)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	P (ppm)	Mg (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Cr (ppm)	Hg (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	
BURGOS		LIX. COMPOST 1	9.732	556	44	14.821	36,23	0,40	<del>494,66</del>	48,95	1,42	4,88	128,32	
		LIX. COMPOST 2	65.396	309	0	11.497	36,52	0,45	12,90	29,89	2,41	5,21	18,90	
		LIX. COMPOST 3	87.688	655	245	26.651	37,00	0,00	0,00	46,90	1,20	5,60	0,00	
		$\bar{x}$	54.272	507	96	17.656	36,58	0,28	6,45	41,91	1,68	5,23	49,07	
		s	40.151	178	131	7.965	0,39	0,25	9,12	10,46	0,64	0,36	69,28	
		LIX. COMPOST 1	115.470	3.160	1.850	14.430	2,42	0,50	36,18	24,69	1,24	14,94	363,47	
		LIX. COMPOST 2	117.587	170.013	1.424	10.044	2,91	1,75,71	24,04	13,38	2,27	148,03		
		LIX. COMPOST 3	137.074	176.993	1.441	8.610	0,00	0,00	0,00	8,30	0,50	4,70	0,00	
		$\bar{x}$	116.529	173.503	1.433	1.071	11.028	1,78	0,25	20,07	15,46	1,34	9,82	170,50
		s	1.497	4.936	12	856	3.032	1,56	0,35	18,41	8,39	0,89	7,24	182,77



MUESTRA	K (ppm)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	P (ppm)	Mg (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Cr (ppm)	Hg (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
LIX. COMUNES 1	94.980	1.570	560	190	4.850	1,82	0,14	11,92	37,63	0,19	2,91	25,45
LIX. COMUNES 2	89.413	27.530	<del>1.006</del>	0	5.566	3,36	0,35	28,43	35,94	1,03	<del>12,80</del>	68,38
LIX. COMUNES 3	97.333	15.522	542	266	5.172	0,00	0,00	0,00	46,00	0,60	2,10	0,00
$\bar{x}$	93.909	14.874	551	152	5.196	1,73	0,16	13,45	39,86	0,61	2,51	31,28
s	4.067	12.992	13	137	359	1,68	0,18	14,28	5,39	0,42	0,57	34,56
LIX. COMPOST 1	140.160	13.200	1.970	1.570	8.810	2,48	0,39	28,91	14,16	0,72	12,47	98,18
LIX. COMPOST 2	144.172	97.154	1.194	250	7.592	<del>614,52</del>	<del>3,75</del>	24,59	4,92	3,25	<del>107,52</del>	<del>1.043,53</del>
LIX. COMPOST 3	153.736	158.402	877	1.986	<del>23.954</del>	0,00	0,00	0,00	3,50	0,30	11,20	0,00
$\bar{x}$	146.023	89.585	1.347	1.269	8.201	1,24	0,20	17,83	7,53	1,42	11,84	49,09
s	6.975	72.896	562	906	861	1,75	0,28	15,59	5,79	1,60	0,90	69,42

ZAMORA

En relación con los resultados obtenidos (figuras 5.13-5.24) cabe destacar la disparidad de valores incluso en muestras correspondientes al mismo lixiviado. Esto se puede atribuir a alguna heterogeneidad en la muestra.

Se observan elevadas concentraciones de potasio, calcio, magnesio, hierro y fósforo, que suponen propiedades adecuadas para una estabilización biológica (principalmente el potasio y el fósforo).

En casos puntuales las concentraciones de cinc parecen significativas (figura 5.24) pero, en general, no se puede asegurar que el contenido en metales sea tal que inhiba la actividad microbiológica.

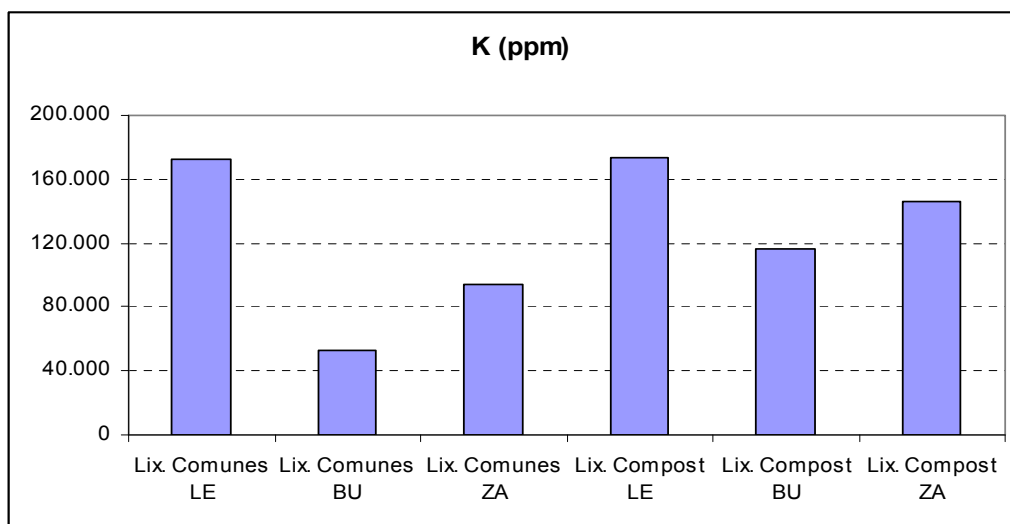


Figura 5.13. Contenido en Potasio de las muestras analizadas

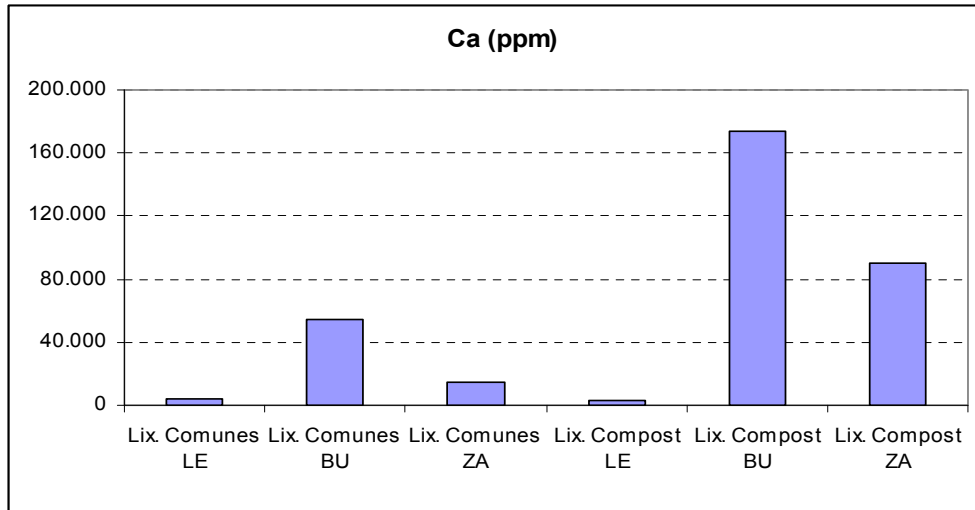


Figura 5.14. Contenido en Calcio de las muestras analizadas

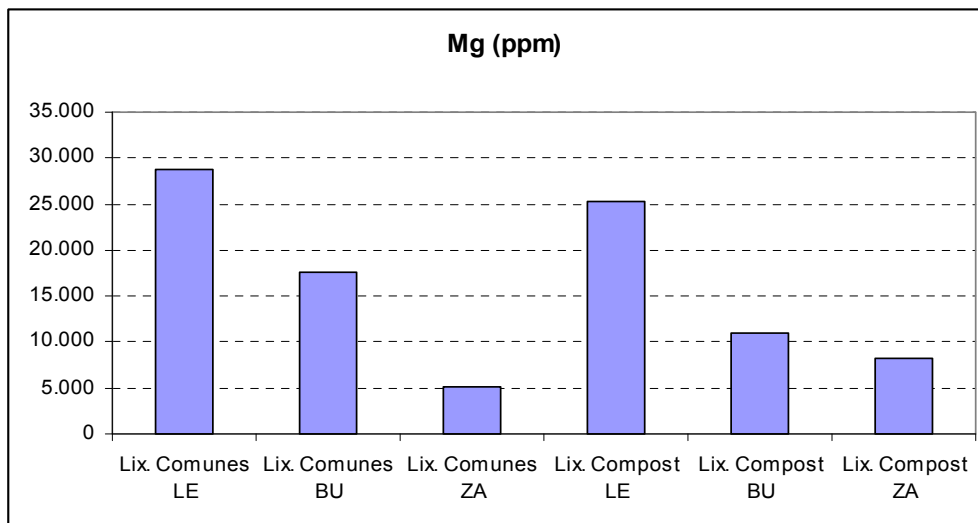


Figura 5.15. Contenido en Magnesio de las muestras analizadas

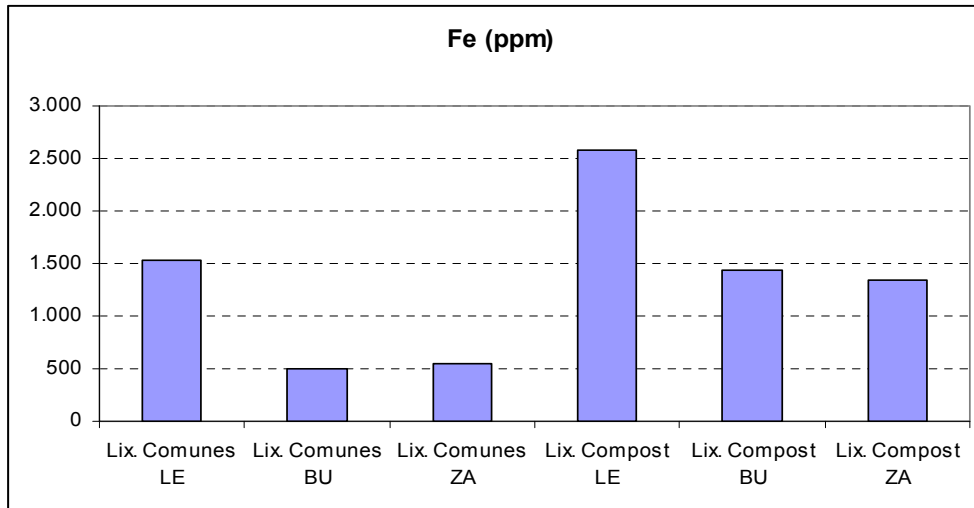


Figura 5.16. Contenido en Hierro de las muestras analizadas

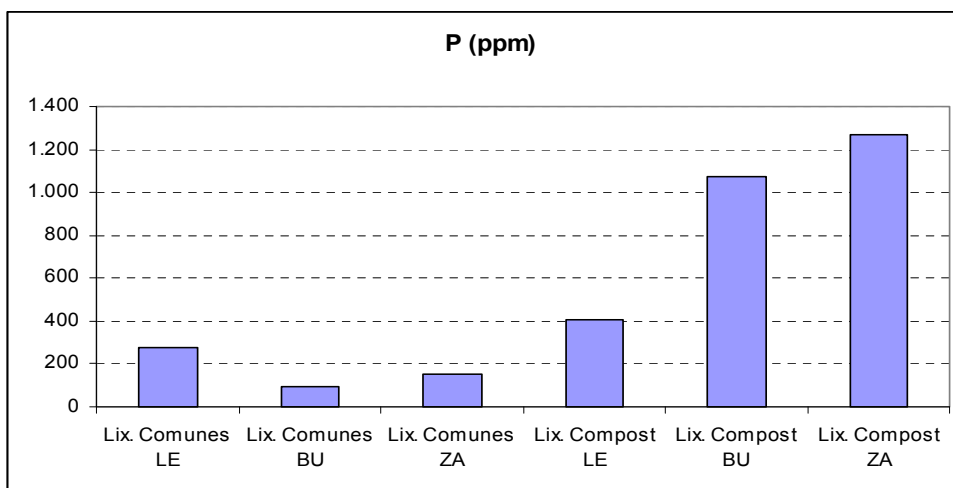


Figura 5.17. Contenido en Fósforo de las muestras analizadas

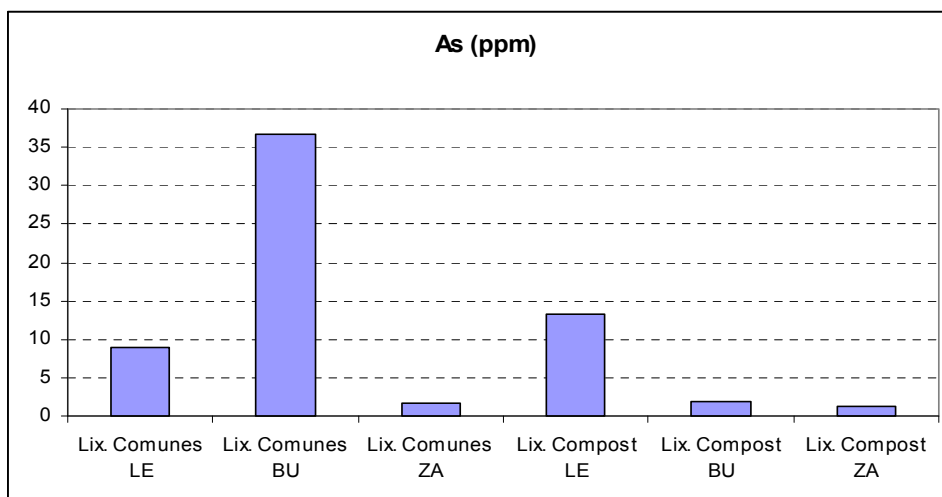


Figura 5.18. Contenido en Arsénico de las muestras analizadas

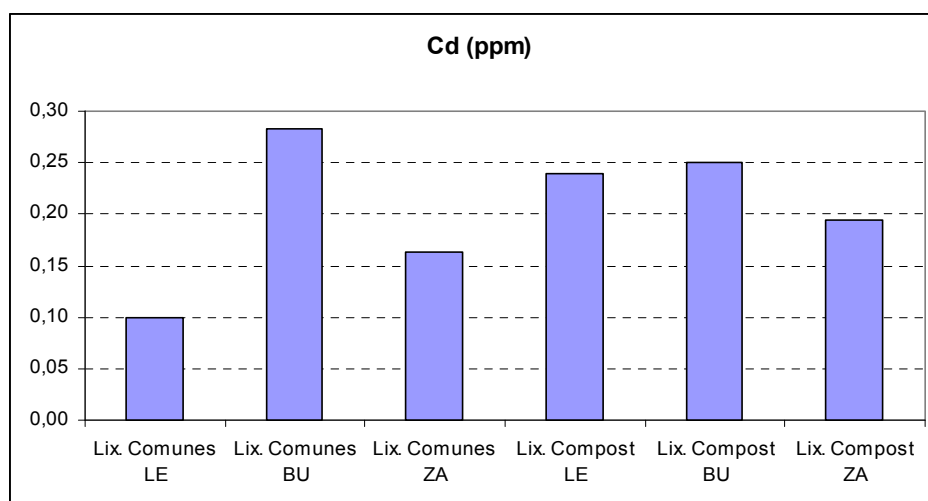


Figura 5.19. Contenido en Cadmio de las muestras analizadas

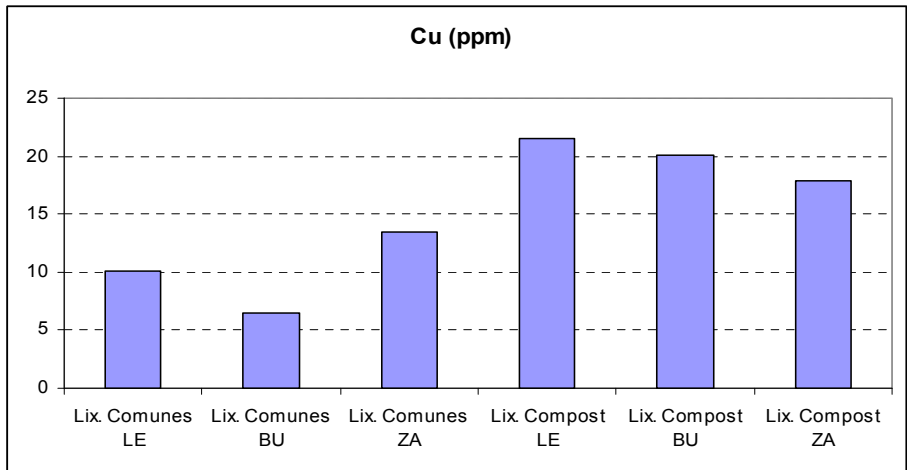


Figura 5.20. Contenido en Cobre de las muestras analizadas

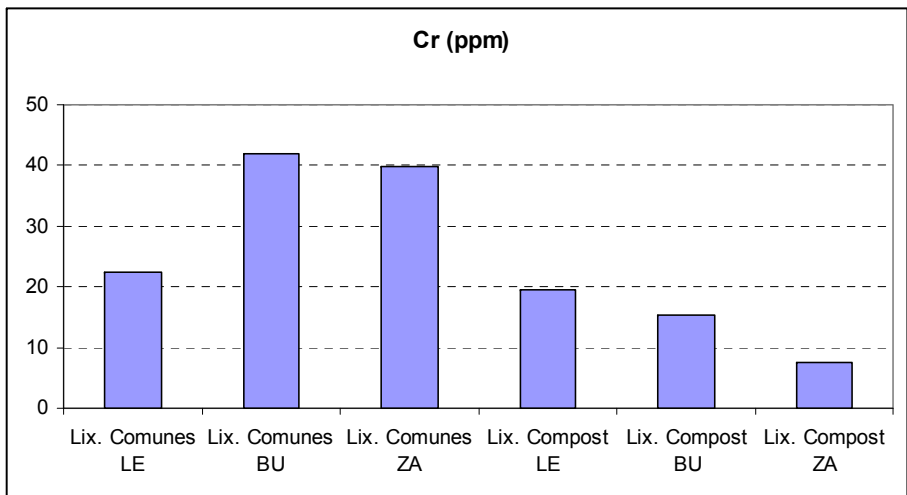


Figura 5.21. Contenido en Cromo de las muestras analizadas

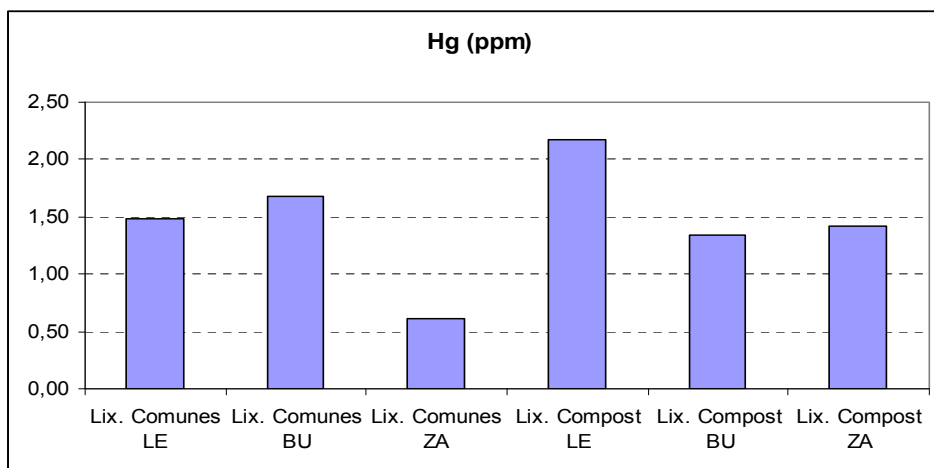


Figura 5.22. Contenido en Mercurio de las muestras analizadas

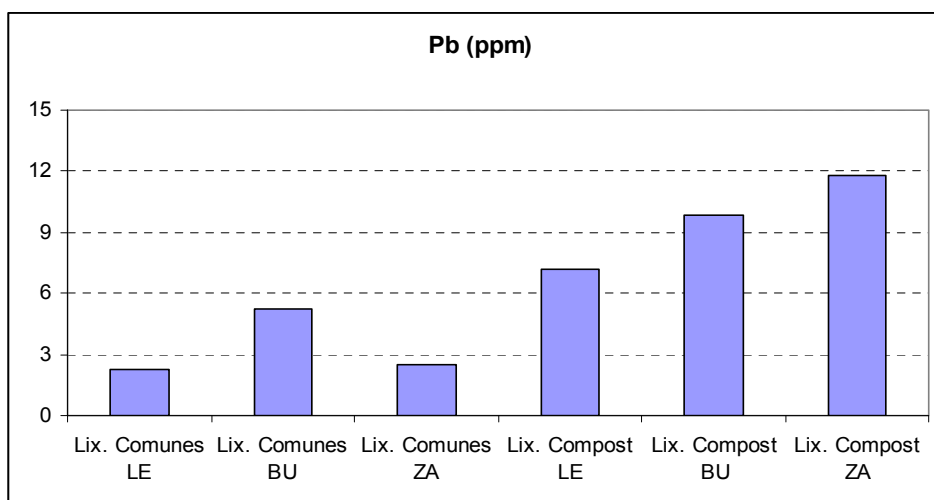


Figura 5.23. Contenido en Plomo de las muestras analizadas

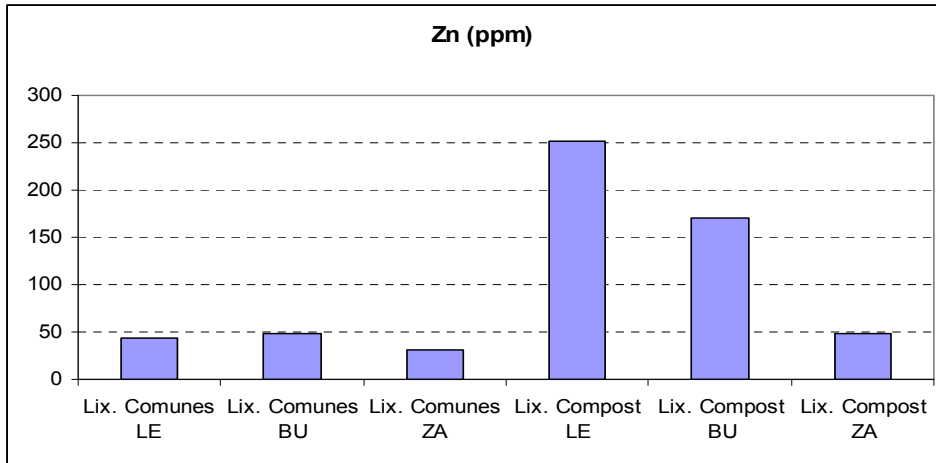


Figura 5.24. Contenido en Cinc de las muestras analizadas

### 5.2.9 Microscopía óptica

Se busca un lixiviado con alto contenido en biomasa, en concreto con presencia de bacterias metanogénicas que son las responsables de la generación de biogás. Estas bacterias, entre otras muchas, responden negativamente a la tinción de Gram que diferencia entre dos tipos de microorganismos: Gram positivos, que tras la tinción aparecen color púrpura y Gram negativos que se aparecerán en color rojo. En las figuras 5.25-5.40 aparecen fotografías de las observaciones realizadas.



5.2.9.1 Lixiviado balsa de comunes León



Figura 5.25. Lixiviado fresco, 100 aumentos.

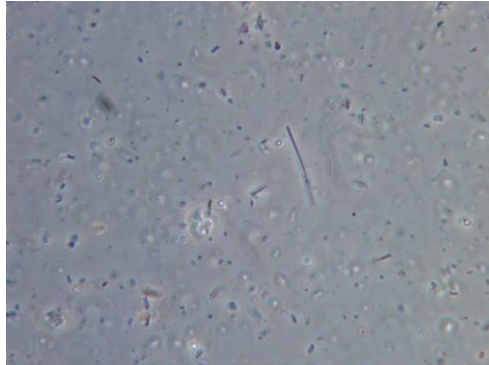


Figura 5.26. Lixiviado fresco, 1000 aumentos

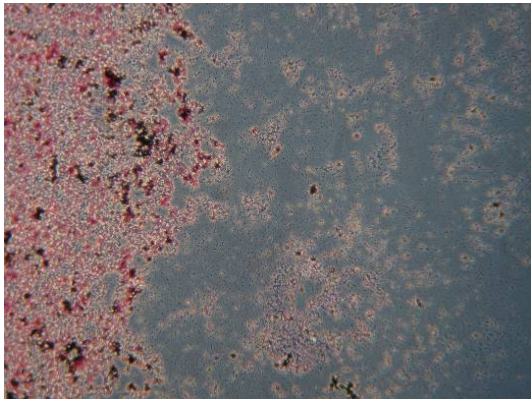


Figura 5.27. Lixiviado con tinción de Gram, 100 aumentos

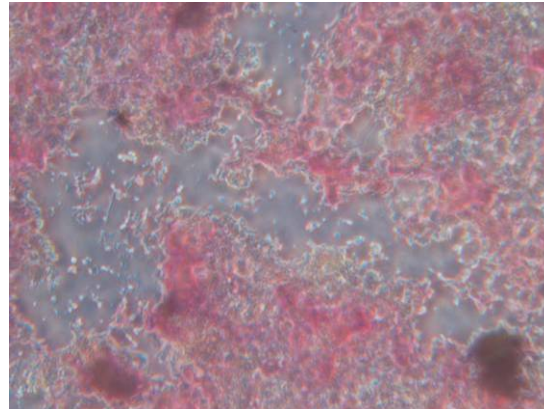


Figura 5.28. Lixiviado con tinción de Gram, 1000 aumentos.

### 5.2.9.2 Lixiviado balsa de compostaje León

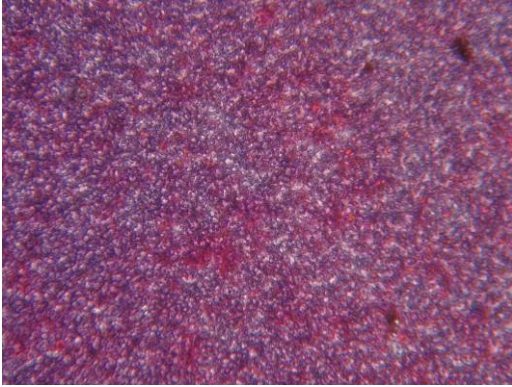


Figura 5.29. Lixiviado con tinción de Gram, 100 aumentos.

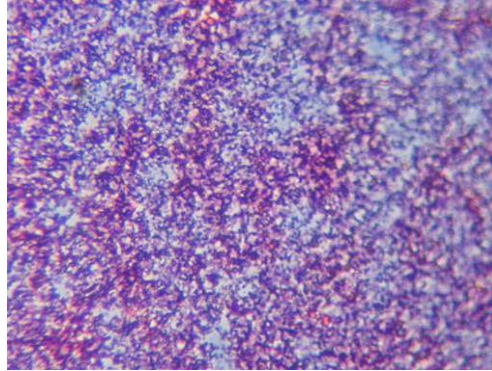


Figura 5.30. Lixiviado con tinción de Gram, 1000 aumentos

### 5.2.9.3 Lixiviado balsa de comunes Burgos

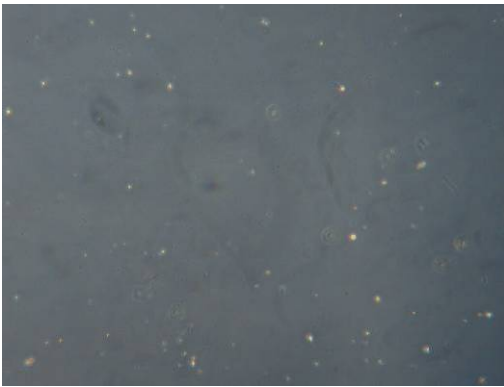


Figura 5.31. Lixiviado fresco, 100 aumentos.

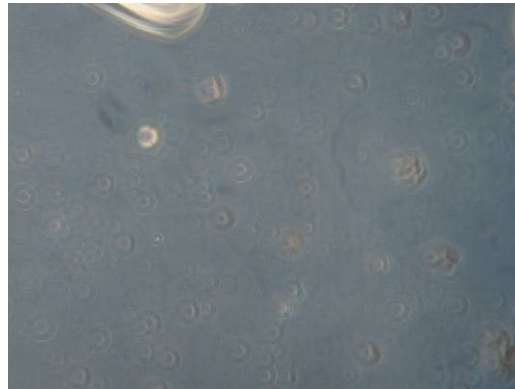


Figura 5.32. Lixiviado fresco, 400 aumentos.

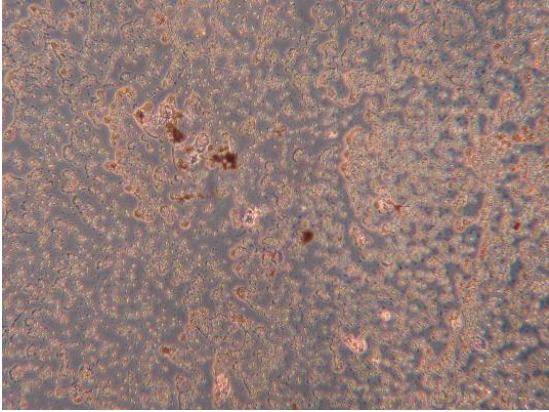


Figura 5.33. Lixiviado con tinción de Gram, 100 aumentos.

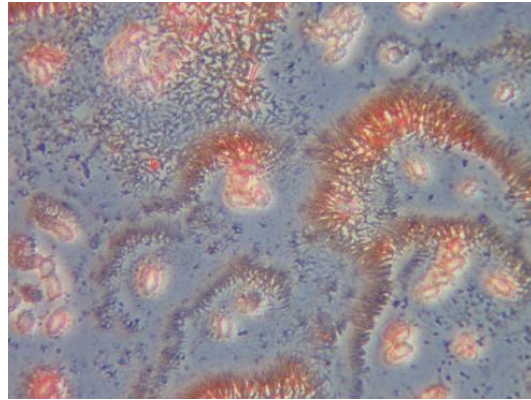


Figura 5.34. Lixiviado con tinción de Gram, 1000 aumentos.

#### 5.2.9.4 Lixiviado balsa de compostaje Burgos

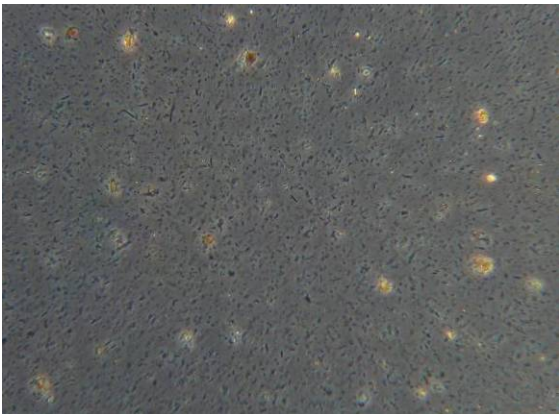


Figura 5.35. Lixiviado fresco, 400 aumentos.



Figura 5.36. Lixiviado con tinción de Gram, 100 aumentos.



### 5.2.9.5 Lixiviado balsa de comunes Zamora

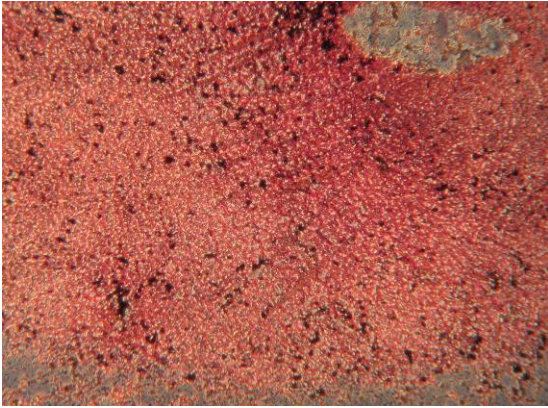


Figura 5.37. Lixiviado con tinción de Gram, 100 aumentos.

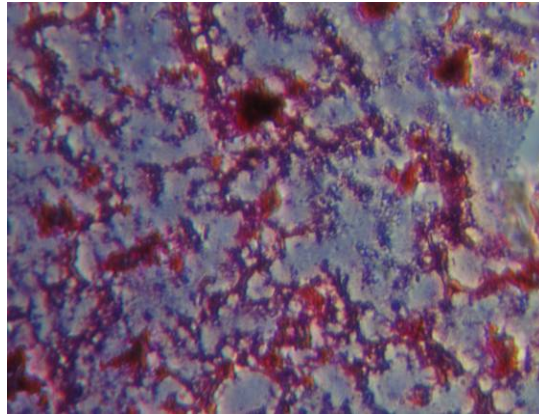


Figura 5.38. Lixiviado con tinción de Gram, 1000 aumentos.

### 5.2.9.6 Lixiviado balsa de compostaje zamora

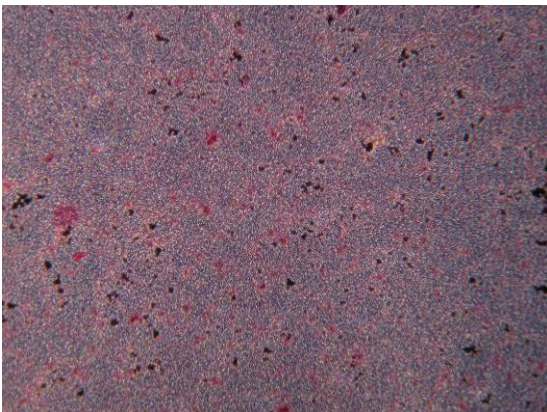


Figura 5.39. Lixiviado con tinción de Gram, 100 aumentos.

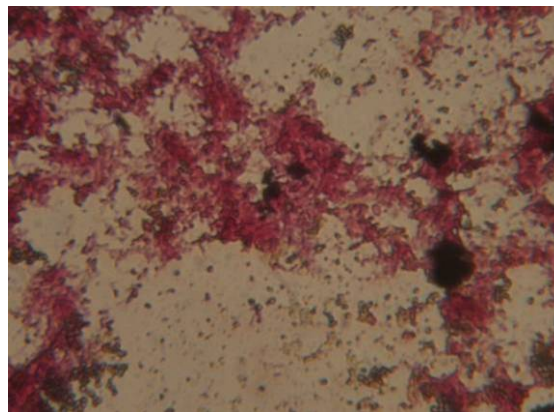


Figura 5.40. Lixiviado con tinción de Gram, 1000 aumentos.

Se comprueba que todos los lixiviados disponibles presentan una importante población de bacterias al observar las muestras en estado fresco. Si se realiza la tinción de Gram se observan gran cantidad de bacterias Gram negativas que podrían ser, entre otras, bacterias metanogénicas. Esto puede llevar a pensar en lixiviados aptos para someterlos a fermentación anaerobia, incluso sin el empleo de un inóculo.

En la observación de los lixiviados frescos llama la atención la gran cantidad de biomasa que presentan los lixiviados procedentes de las balsas de comunes de los CTRs. Este dato es destacable ya que, desde un punto de vista lógico, no es de esperar que en los vertederos de rechazo, donde en principio no debe haber un alto contenido en materia orgánica, aparezca tal número de bacterias. Sin embargo el microscopio muestra claramente de manera general en todas las muestras que efectivamente estos lixiviados contienen tanta biomasa como los lixiviados procedentes de compostaje donde sí se puede esperar gran número de bacterias debido al tratamiento que han recibido.

En relación con las fotografías tomadas por el microscopio óptico, cabe destacar la importancia del número de aumentos en la observación de las muestras. Trabajando con 100 aumentos y lixiviados frescos se puede apreciar la existencia o no de biomasa, pero para tener una idea cualitativa de la misma es necesario recurrir a los 400 o incluso 1000 aumentos.

Igualmente ocurre con las muestras a las que se les ha hecho la tinción de Gram, donde se necesitan al menos 400 aumentos para conseguir apreciar claramente la población de microorganismos Gram positivos o Gram negativos existentes.

En cuanto a las diferencias que se puedan observar en la cantidad de biomasa existente en cada tipo de lixiviado, cabe comentar que todos ellos presentan a simple vista gran número de bacterias. Es destacable la gran población presente en el lixiviado de la balsa de compostaje de Burgos tal y como cabía esperar teniendo en cuenta el elevado valor de DQO que muestra.

### 5.3 SELECCIÓN DEL LIXIVIADO

La elección del lixiviado que constituirá el alimento a tratar en esta investigación se centra fundamentalmente en el contenido en materia orgánica, requisito imprescindible puesto que el objeto del estudio es gestionar líquidos con alta carga orgánica. Es por esta razón por la que se descartan los lixiviados de la balsa de comunes de Burgos y Zamora y de compostaje de León.

Las muestras procedentes de compostaje de Burgos y Zamora y de la balsa de comunes de León son las que presentan una mayor DQO como puede observarse en la figura 5.7. No obstante, el valor correspondiente al lixiviado de compostaje de Burgos resulta muy superior a los otros por lo que se ha optado por elegir un lixiviado con un valor de DQO representativo de varios CTRs como los de León y Zamora.

Con el fin de poder determinar cuál de estos dos lixiviados podía resultar más interesante se llevó a cabo un recuento microbiológico en los mismos (Tabla 5.10).

Tabla 5.10. Recuento microbiológico en los lixiviados procedentes de León y de Zamora (valores medios)

			RECUENTOS MICROBIOLÓGICOS (valores medios, ufc/ml)			
			LEÓN		ZAMORA	
	MEDIO CULTIVO	DILUCIÓN	24h	72 h	24h	72 h
AEROBIOS	PCA	10 <sup>-5</sup>	Inc.*	Inc.	Inc.	Inc.
	PCA	10 <sup>-6</sup>	278	Inc.	236	Inc.
	VRBG	10 <sup>-6</sup>	256	Inc.	247	Inc.
ANAEROBIOS	PCA	10 <sup>-5</sup>	52	Inc.	Inc.	Inc.
	PCA	10 <sup>-6</sup>	7	73	285	Inc.

		RECUENTOS MICROBIOLÓGICOS (valores medios, ufc/ml)					
		LEÓN		ZAMORA			
	MEDIO CULTIVO	DILUCIÓN	24h	72 h	24h	72 h	
	VRBG	10 <sup>-5</sup>	2	4	Inc.	Inc.	
	VRBG	10 <sup>-6</sup>	0	0	72	152	
	Clostridios sulfito-reductores	SPS	10 <sup>-6</sup>	7	56	270	Inc.
	Coliformes	PRODUCCIÓN DE GAS	-	-	-	-	

\*Inc.: Incontables.

Los resultados obtenidos indican que, si bien no existen microorganismos coliformes en ninguno de los lixiviados (producción de gas negativa en la prueba correspondiente) y el contenido en microorganismos aerobios es comparable para los lixiviados de León y Zamora (figuras 5.41-5.43), no ocurre lo mismo con el contenido en microorganismos anaerobios (figuras 5.44-5.47) y en *Clostridium* sulfito-reductores (figura 5.48). Para ese caso, el lixiviado de Zamora presenta valores muy superiores al de León lo que hace que sea más recomendable con vistas a poder utilizar esos microorganismos como inóculo espontáneo en los procesos de tratamiento (figura 5.49).

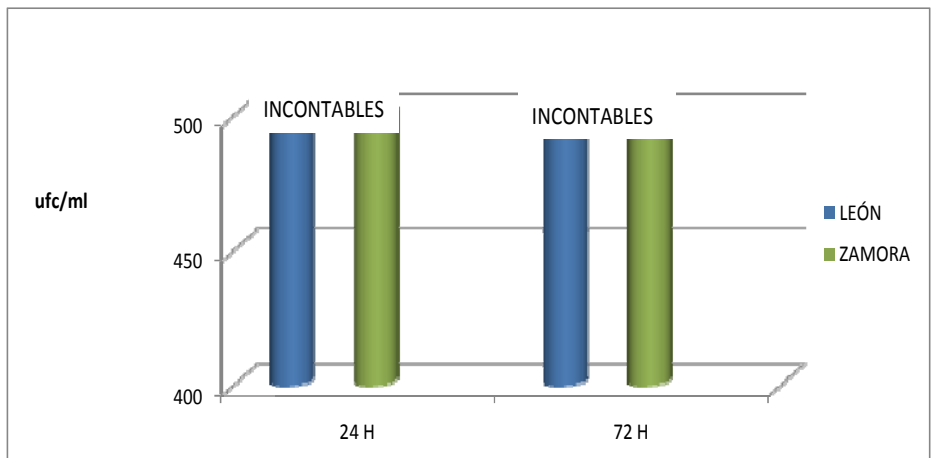


Figura 5.41.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. Aerobios en PCA dilución  $10^{-5}$

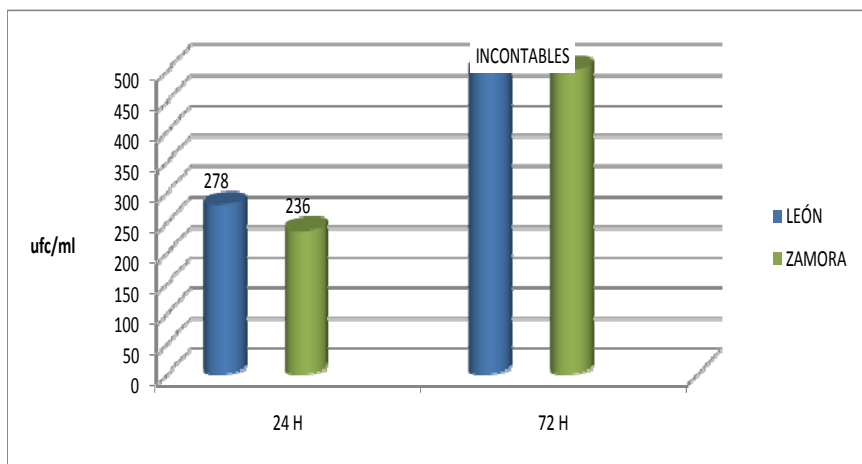


Figura 5.42.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. Aerobios en PCA dilución  $10^{-6}$



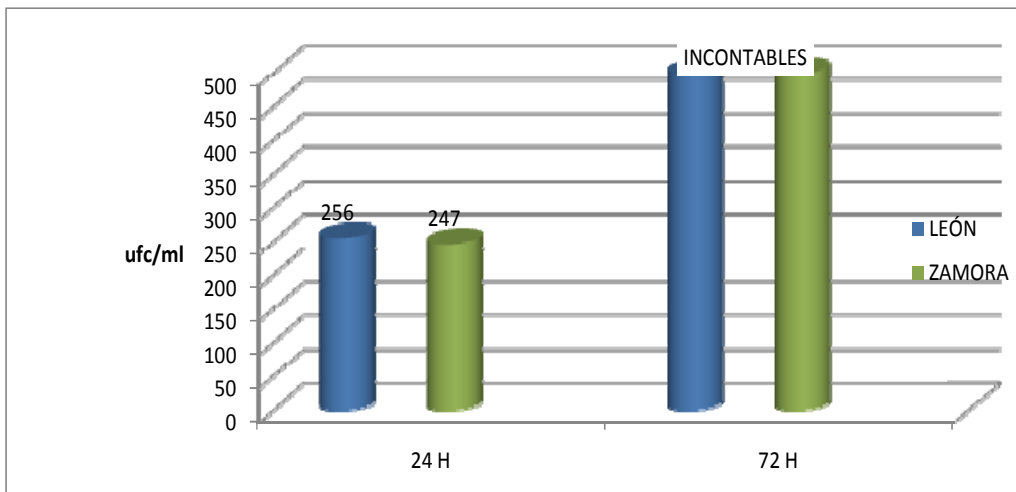


Figura 5.43.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. Aerobios en VRBG dilución  $10^{-5}$

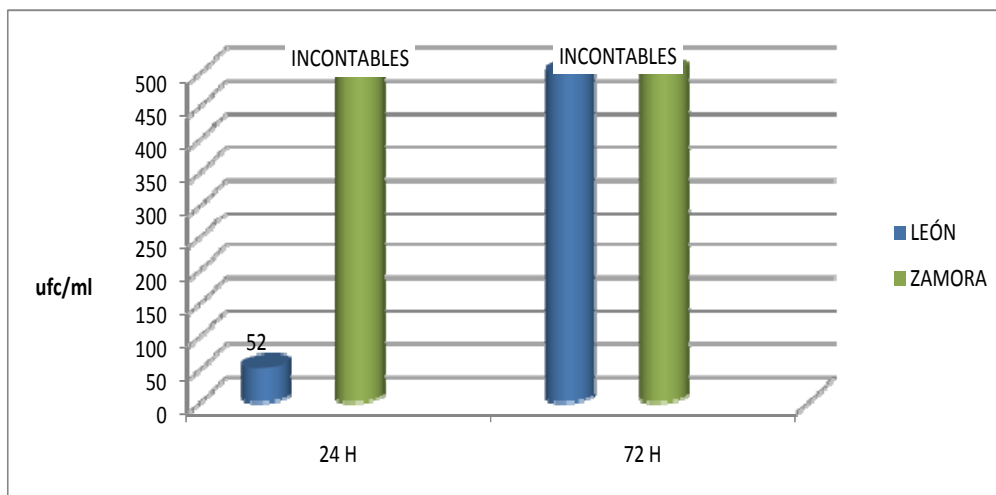


Figura 5.44.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. Anaerobios en PCA dilución  $10^{-5}$

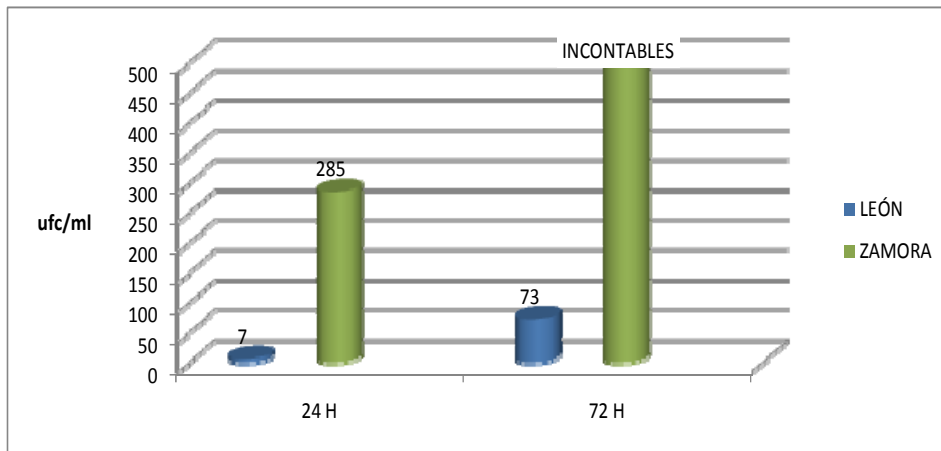


Figura 5.45.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. Anaerobios en PCA dilución  $10^{-6}$

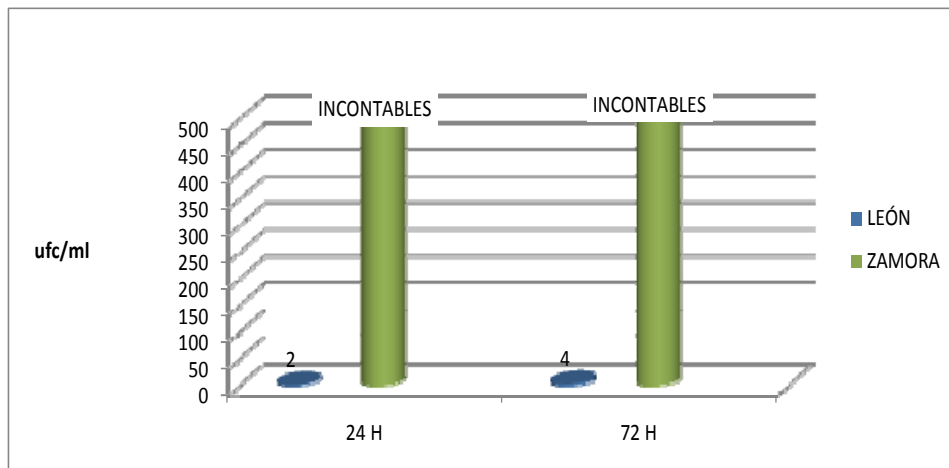


Figura 5.46.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. Anaerobios en VRBG dilución  $10^{-5}$

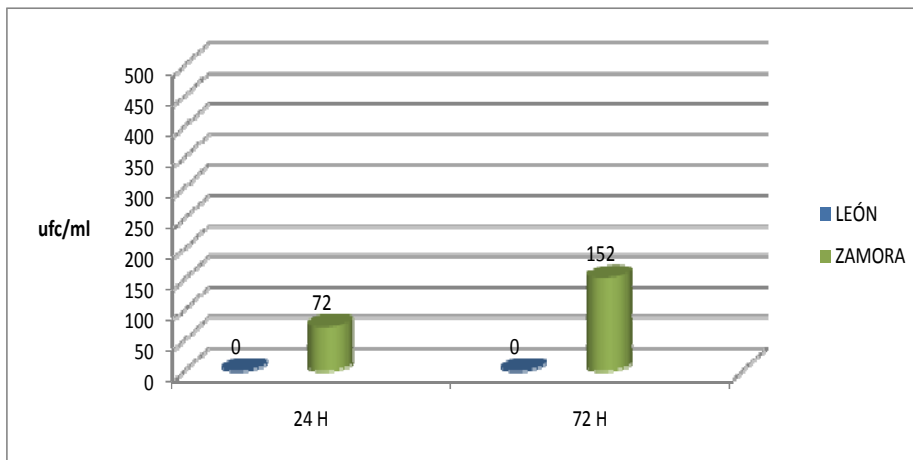


Figura 5.47.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. Anaerobios en VRBG dilución 10<sup>-6</sup>

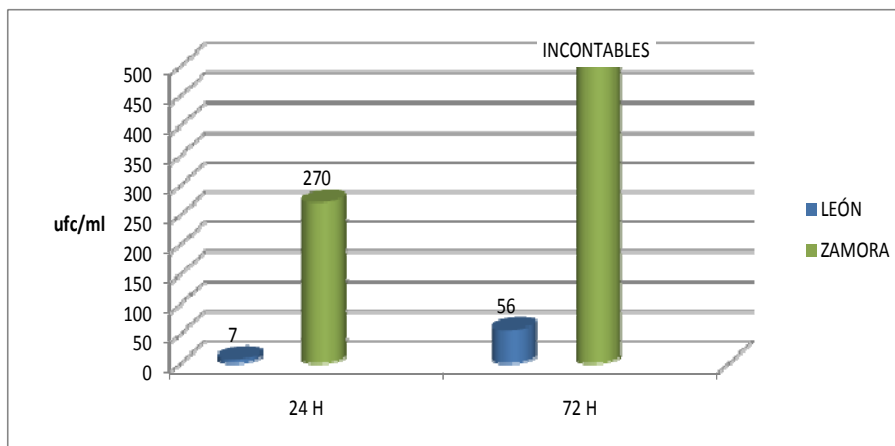


Figura 5.48.- Recuento microbiológico según procedencia del lixiviado. *Clostridium* sulfito-reductores en SPS dilución 10<sup>-6</sup>

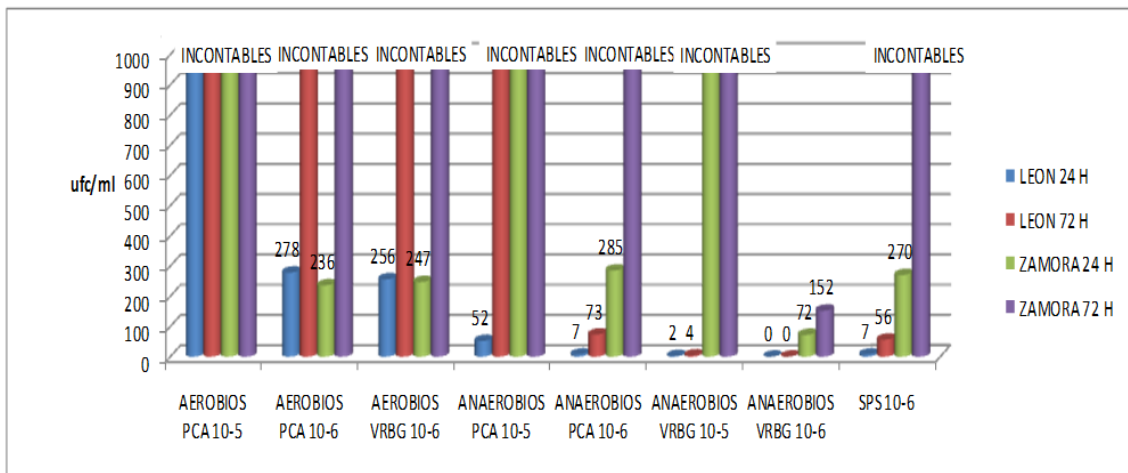


Figura 5.49. Comparación de recuento de aerobios y anaerobios según procedencia del lixiviado

Para analizar la influencia que puede tener el contenido en materia orgánica del lixiviado en el desarrollo de microorganismos, se realizó el recuento de los mismos en lixiviados de Zamora tomados en distintos puntos lo que daba lugar a distintos valores de la DQO del lixiviado (tabla 5.11).

Tabla 5.11. Recuentos microbiológicos en el lixiviado de compostaje del CTR de Zamora en función de la DQO.

		RECUENTOS MICROBIOLÓGICOS								
		(valores medios, ufc/ml)								
				DQO 1000		DQO 1700		DQO 6700		DQO 15200
	MEDIO CULTIVO	DILUCIÓN	24h	72 h	24h	72 h	24h	72 h	24h	72 h
AEROBIOS	PCA	10-5	0	2	0	145	1	6	Inc.	Inc.
	PCA	10-6	0	0	0	0	0	0	236	Inc.
	VRBG	10-6	0	0	0	0	0	3	247	Inc.
ANAEROBIOS	PCA	10-5	49	52	Inc.*	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Inc.
	PCA	10-6	0	0	48	63	127	180	285	Inc.

		RECUENTOS MICROBIOLÓGICOS								
		(valores medios, ufc/ml)								
		DQO 1000		DQO 1700		DQO 6700		DQO 15200		
MEDIO CULTIVO	DILUCIÓN	24h	72 h	24h	72 h	24h	72 h	24h	72 h	
	VRBG	10-5	0	0	0	32	12	15	Inc.	Inc.
	VRBG	10-6	0	0	0	3	1	5	72	152
Clostridios sulfito- reductores	SPS	10-6	0	3	32	39	102	140	270	Inc.
Coliformes	PRODUCCIÓN DE GAS		-	-	-	-	+	+	-	-

\*Inc.: Incontables.

Como se puede apreciar, se observa un claro aumento en el número de microorganismos tanto aerobios (figuras 5.50-5.52), como anaerobio (figuras 5.53-5.56), como *Clostridium* sulfito-reductores (figura 5.57) con el aumento de la DQO, lo cual es lógico debido a que, cuanto más alimento tienen los microorganismos más fácil les resulta desarrollarse (figura 5.58). Esto refuerza la decisión de elegir el lixiviado de compostaje del CTR de Zamora para los estudios a realizar ya que, debido a su elevada carga orgánica presenta un mayor desarrollo de microorganismos susceptibles de actuar como inóculo espontáneo en los posteriores procesos de tratamiento.

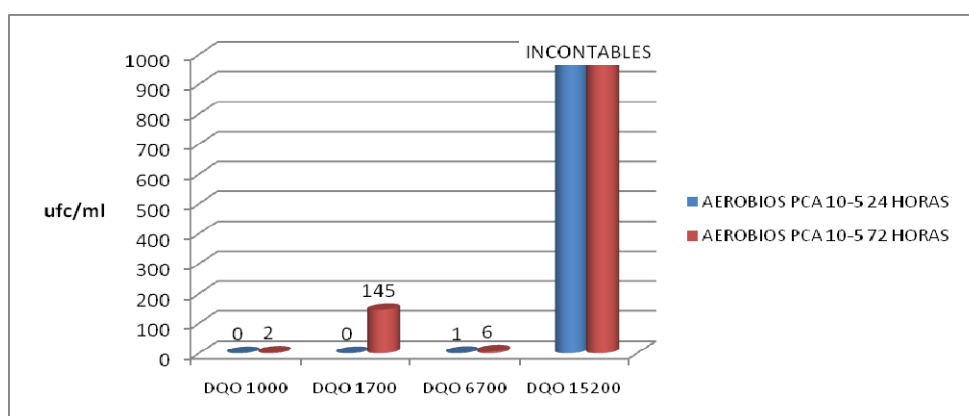


Figura 5.50. Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora). Aerobios en PCA dilución 10<sup>-5</sup>

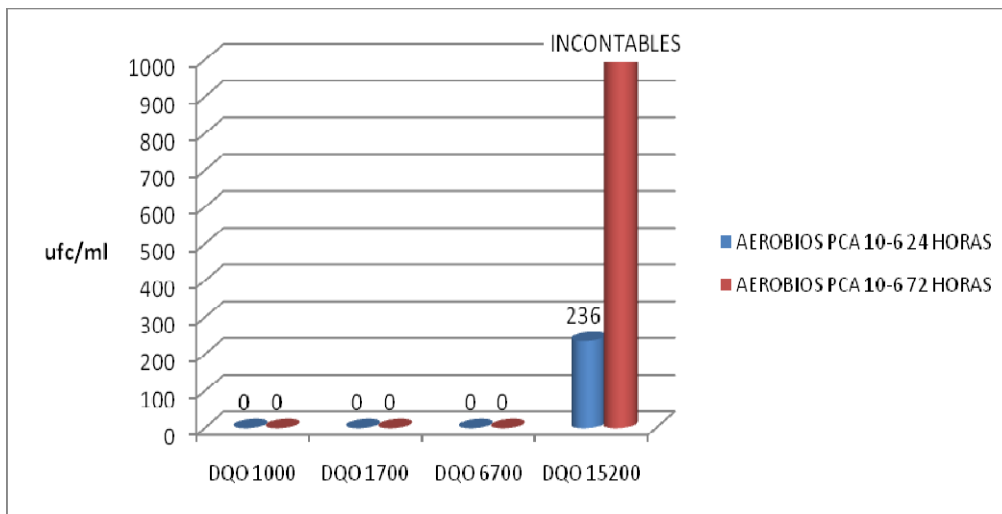


Figura 5.51. Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora).  
Aerobios en PCA dilución 10<sup>-6</sup>

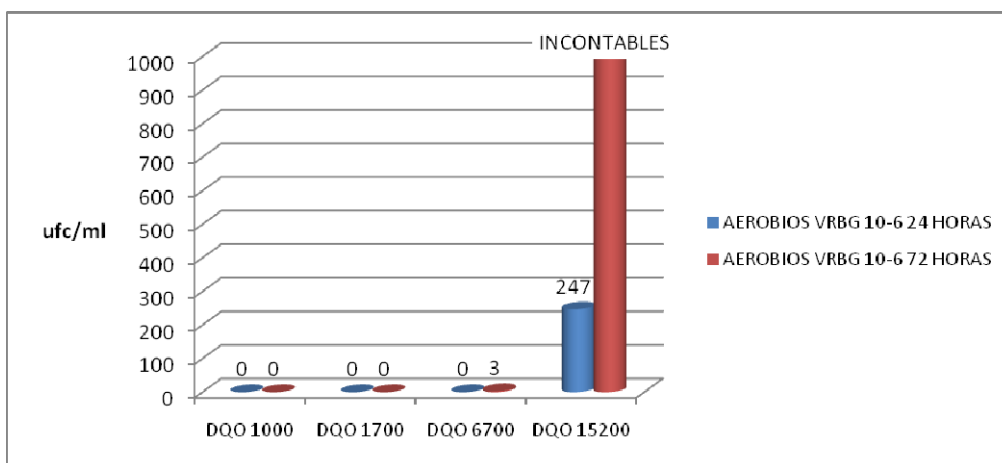


Figura 5.52.- Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora).  
Aerobios en VRBG dilución 10<sup>-5</sup>

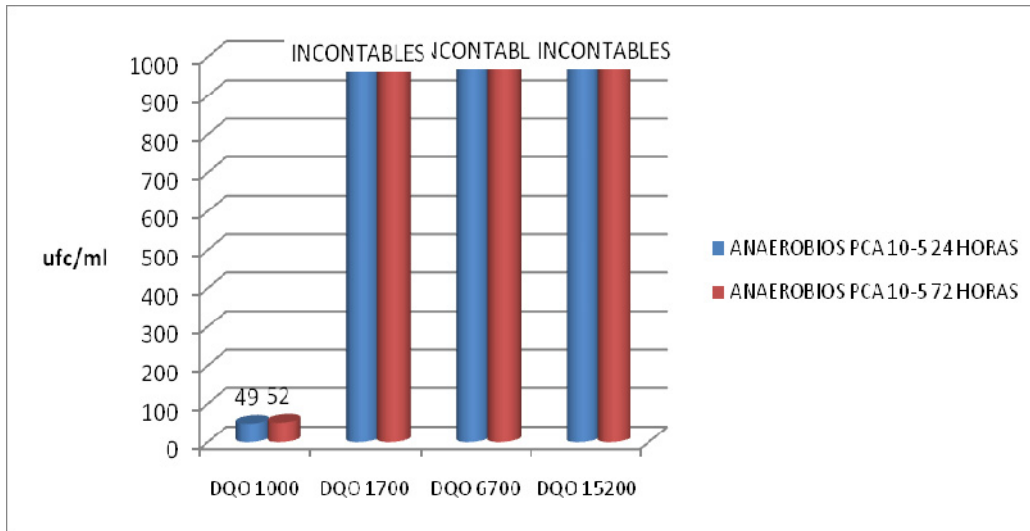


Figura 5.53.- Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora). Anaerobios en PCA dilución 10<sup>-5</sup>

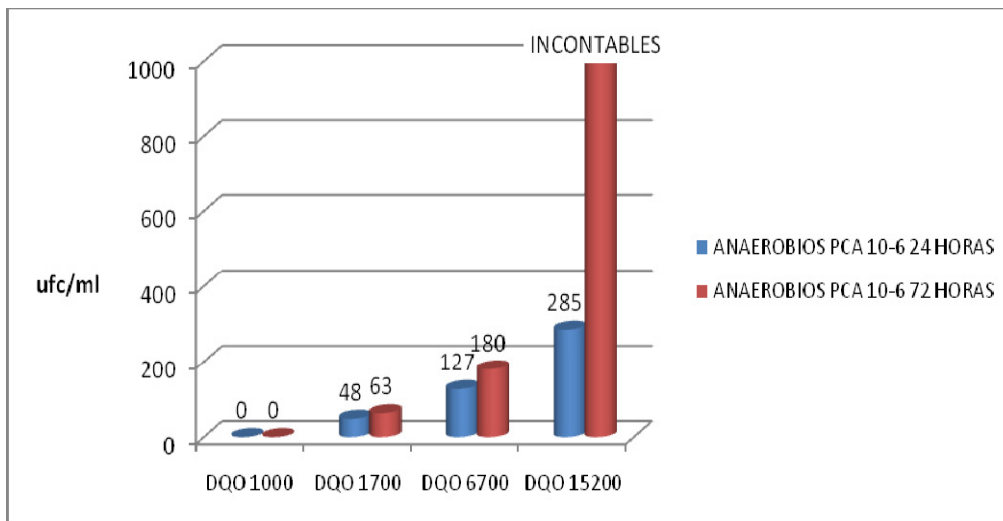


Figura 5.54.- Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora). Anaerobios en PCA dilución 10<sup>-6</sup>

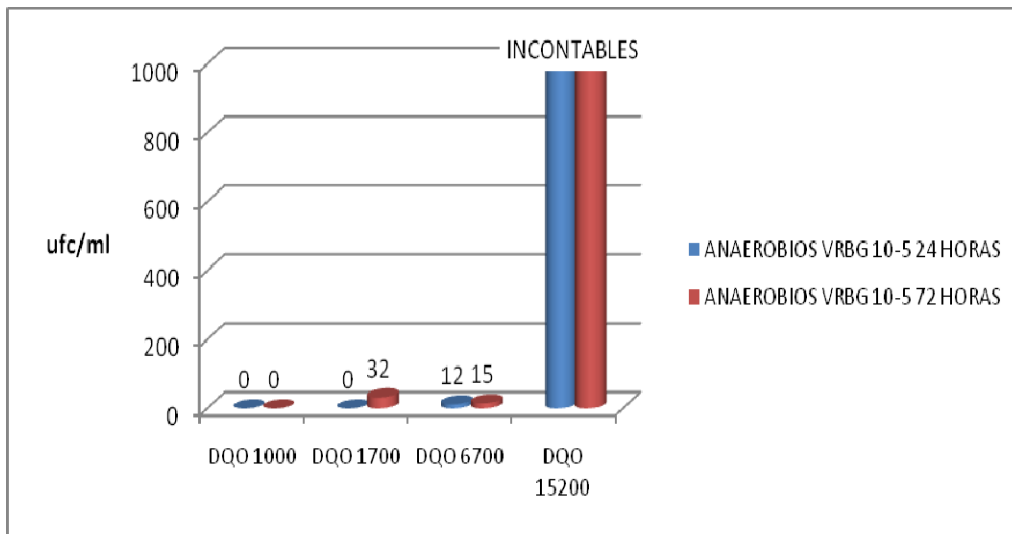


Figura 5.55.- Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora). Anaerobios en VRBG dilución 10<sup>-5</sup>

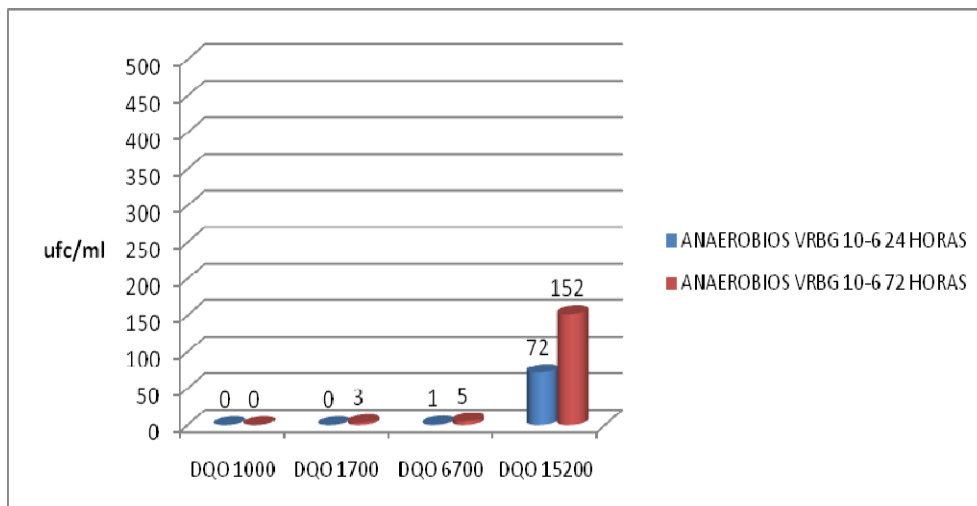


Figura 5.56.- Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora). Anaerobios en VRBG dilución 10<sup>-6</sup>



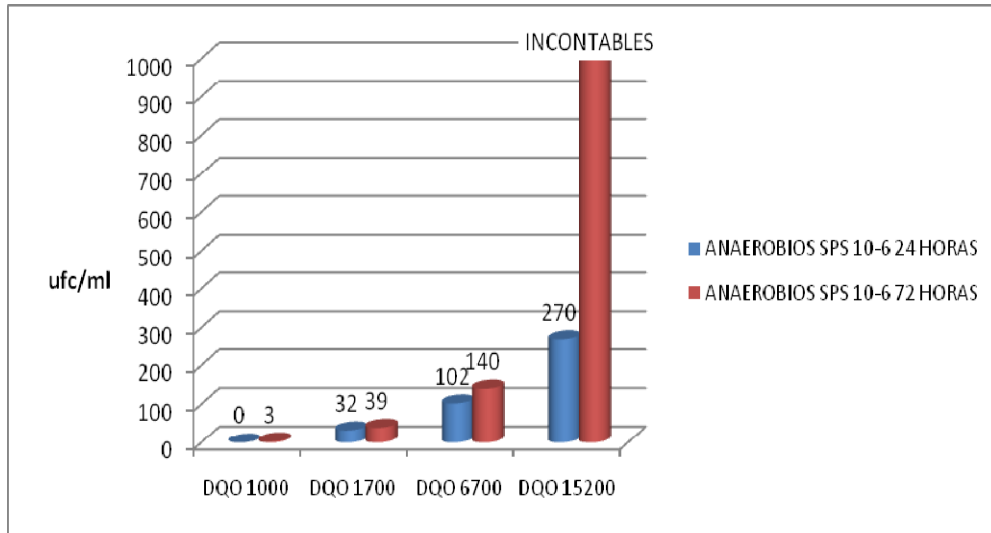


Figura 5.57.- Recuento microbiológico según carga orgánica del lixiviado (Zamora). *Clostridium* sulfito-reductores en SPS dilución  $10^{-6}$

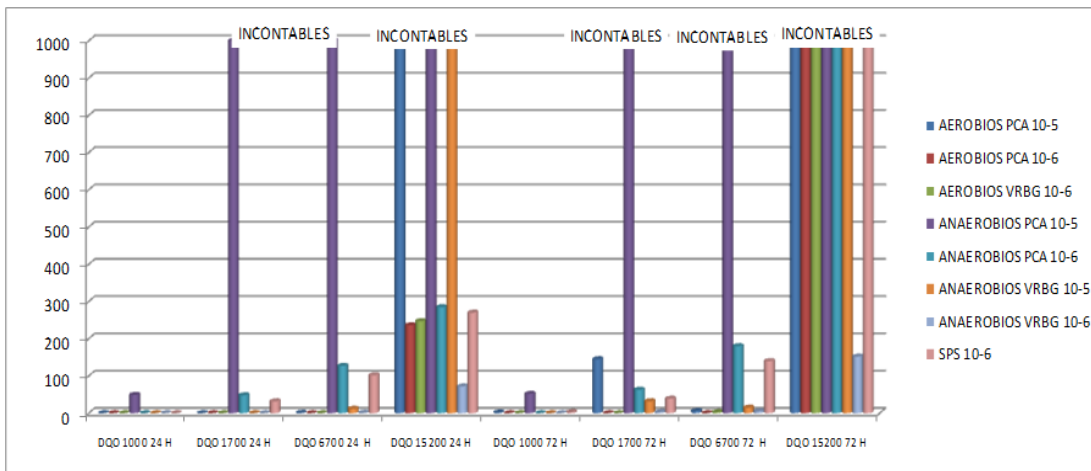


Figura 5.58. Comparación de recuento de aerobios y anaerobios según carga orgánica del lixiviado (Zamora)

Además de los factores hasta ahora considerados para la elección del lixiviado hay otros que también es necesario tener en cuenta. En cuanto a la disponibilidad de los lixiviados, la cantidad no representa un problema en ninguno de los centros, más bien al contrario ya que existe en ellos un exceso de lixiviados. El transporte sí que es un factor importante, principalmente a la hora de alimentar la planta piloto en continuo, debido a que hay que disponer de lixiviados frescos en todo momento siendo necesario traerlos desde el CTR de procedencia a los laboratorios con mucha frecuencia. Comparando la distancia entre los CTRs cuyos lixiviados se han caracterizado y el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Salamanca donde tendrá lugar la investigación, se puede ver (tabla 5.12) que la menor corresponde al CTR de Zamora lo que confirma definitivamente la elección de su lixiviado de compostaje para realizar la posterior investigación.

Tabla 5.12. Distancias entre la Universidad de Salamanca y los CTRs estudiados.

ITINERARIO	DISTANCIA (km)
Salamanca - Zamora	68
Salamanca – San Román de la Vega (León)	229
Salamanca – Cortes (Burgos)	242
Salamanca – Abajas (Burgos)	279

El resto de análisis realizados al lixiviado que ha resultado finalmente elegido no indican que el proceso anaerobio se pueda ver inhibido por la presencia de metales, a pesar de ser la muestra con mayor contenido en Plomo de las seis que se han estudiado como puede verse en la figura 5.23.

El pH del lixiviado de compostaje de Zamora, 7.04, resulta óptimo para favorecer el crecimiento bacteriano. La mayoría de microorganismos tiene su pH óptimo en el intervalo de 5 a 9 unidades, puesto que la mayoría de los ambientes naturales se encuentran en este intervalo. En algunos casos es necesario adicionar sustancias amortiguadoras, sobre todo cuando se trabaja con sistemas cerrados, con el fin de mantener el valor del pH dentro del intervalo de crecimiento ya que éste va cambiando durante el desarrollo de los microorganismos como consecuencia las sustancias que se producen o consumen durante las reacciones metabólicas.

Además el contenido en nutrientes, como el fósforo, presente en mayor medida en el lixiviado de compostaje de Zamora, figura 5.17, es importante para asegurar un buen transporte de materia entre la célula y el medio, con el fin de contar con un buen metabolismo y así contribuir a su crecimiento y reproducción.

## 5.4 SELECCIÓN DE CONDICIONES DE OPERACIÓN

La primera cuestión a decidir es el tipo de tratamiento a realizar: aerobio o anaerobio.

Los sistemas aerobios requieren una gran cantidad de energía para el suministro del oxígeno que va a actuar en la degradación de la materia orgánica, por esta razón habitualmente existe una limitación en la carga contaminante del agua residual influente, ya que si se tiene una mayor carga, la utilización de oxígeno por parte de los microorganismos aumenta, incrementando los requerimientos energéticos, por lo que el tratamiento podría resultar muy costoso. Sin embargo, estos sistemas presentan porcentajes de eliminación altos y tiempos de retención cortos ya que la degradación se realiza a alta velocidad debido a que la tasa de síntesis de los microorganismos es estimulada por el suministro de oxígeno lo que los hace muy ventajosos.

Los sistemas de tratamiento anaerobio, al no existir una limitación en el suministro de oxígeno, soportan altas cargas orgánicas en el influente siendo su característica principal la producción de energía en forma de metano, que puede ser aprovechado para el calentamiento de las unidades de tratamiento u otros servicios, disminuyendo los costes de operación. Sin embargo, las velocidades de degradación son más lentas ya que los mecanismos de reacción utilizados por los microorganismos no tienen en cuenta una especie externa (como el oxígeno en el caso de los sistemas aerobios) para la oxidación de la materia orgánica, por lo que la síntesis de biomasa es mucho menos rápida que en sistemas aerobios, haciendo que los tiempos de residencia sean mucho más largos.

Si bien, teniendo en cuenta la elevada carga orgánica de la materia prima elegida, sería recomendable una digestión anaerobia como tratamiento más adecuado

para alcanzar la estabilidad del residuo líquido, el alto contenido en microorganismos aerobios del lixiviado ha llevado a considerar la digestión aerobia también como tratamiento potencialmente aplicable aunque en él no se produzca biogás como subproducto.

Para seleccionar las diferentes condiciones del proceso se ha realizado una serie de pruebas preliminares en discontinuo previas al diseño del equipo en el que, finalmente, podrán llevarse a cabo las experiencias en continuo.

Mediante este estudio en discontinuo se elegirán las condiciones óptimas de operación, de manera que proporcionen una eficiencia máxima en el proceso de degradación del lixiviado de compostaje de Zamora.

Para que el sistema biológico funcione correctamente es necesaria la presencia de macronutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) y micronutrientes (como calcio, magnesio, hierro o níquel). El carbono es suministrado por la misma materia orgánica presente en el lixiviado que se va a tratar, siendo la finalidad del tratamiento la reducción de la cantidad de dicha materia orgánica y, como consecuencia, la disminución del carbono contenido en ella por su transformación en biomasa. Representando la composición media del tejido celular por  $C_5H_7NO_2$  las necesidades de nitrógeno necesario será de un 12,4 % en peso y las de fósforo una quinta parte de este valor (Metcalf y Eddy, 2000). En cuanto a micronutrientes, las concentraciones mínimas para una tasa de utilización de sustrato de 30 g/l.d son para calcio de 5,0 mg/l, para magnesio y hierro de 1,0 mg/l y para níquel de 0,2 mg/l (Takashima y Speece, 1989).

Considerando un tiempo de residencia hidráulico de 20 días, la tasa de utilización de sustrato para el lixiviado a estudio (con una DQO de 15 g/l) será:

$$T_{us} = \frac{DQO}{TRH} = \frac{15 \text{ g/L}}{20 \text{ d}} = 0.75 \text{ g/L} \cdot \text{d} \quad (5.1)$$

Teniendo en cuenta esta tasa de utilización de sustrato y un tiempo de retención hidráulico de 20 días, las concentraciones de micronutrientes serán:

$$[Ca] = \frac{5 \text{ mg}}{L \cdot d} \cdot 20 \text{ d} \cdot \frac{0.75 \text{ g/L} \cdot d}{30 \text{ g/L} \cdot d} = 2.5 \text{ mg/L} \quad (5.2)$$

$$[Mg] = \frac{1 \text{ mg}}{L \cdot d} \cdot 20 \text{ d} \cdot \frac{0.75 \text{ g/L} \cdot d}{30 \text{ g/L} \cdot d} = 0.5 \text{ mg/L} \quad (5.3)$$

$$[Fe] = \frac{1 \text{ mg}}{L \cdot d} \cdot 20 \text{ d} \cdot \frac{0.75 \text{ g/L} \cdot d}{30 \text{ g/L} \cdot d} = 0.5 \text{ mg/L} \quad (5.4)$$

$$[Ni] = \frac{0.2 \text{ mg}}{L \cdot d} \cdot 20 \text{ d} \cdot \frac{0.75 \text{ g/L} \cdot d}{30 \text{ g/L} \cdot d} = 0.1 \text{ mg/L} \quad (5.5)$$

Como puede apreciarse comparando estos valores con las concentraciones de esos elementos contenidas en el lixiviado de Zamora (tabla 5.9), éstas son muy superiores por lo que no hay necesidad de añadir micronutrientes al medio para que se produzca la fermentación. Lo mismo ocurre con el contenido en nitrógeno (tablas 5.6-5.8) y en fósforo (tabla 5.9).

#### 5.4.1 Tratamiento anaerobio discontinuo

Para el estudio del tratamiento anaerobio del lixiviado en discontinuo se han analizado los siguientes parámetros:

- Temperatura
- Inoculación o no de microorganismos
- Tiempo de residencia hidráulico (TRH)

Para determinar las condiciones más adecuadas de temperatura se han estudiado condiciones mesófilas (35°C) y termófilas (55°C).

La influencia de la inoculación con microorganismos se ha llevado a cabo utilizando biomasa procedente de una digestión anaerobia. Como inóculo se emplearon lodos obtenidos de uno de los reactores biológicos de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (E.D.A.R) de Salamanca.

En relación con el tiempo de residencia hidráulico (TRH) se ha estudiado la evolución del tratamiento mediante análisis periódicos al lixiviado. Con el fin de no romper las condiciones de falta de oxígeno al efectuar la toma de muestra para los análisis, se optó por disponer una batería de erlenmeyers en idénticas condiciones de modo que el contenido de cada uno de ellos se analizó para un tiempo de reacción diferente.

La combinación de estos parámetros da lugar a cuatro grupos de condiciones diferentes para cada uno de los cuales se analizaron distintos TRH:

- 35°C sin inóculo
- 35°C con inóculo
- 55°C sin inóculo
- 55°C con inóculo

Teniendo en cuenta que, para los estudios realizados a lo largo de esta tesis doctoral, se han utilizado lixiviados de Zamora procedentes de compostaje tomados en distintas fechas y épocas del año y que las diferentes partidas pueden diferir entre sí respecto a su composición, en primer lugar se caracterizó el lixiviado a utilizar en las pruebas en discontinuo (tablas 5.13 y 5.14).

Dado que el inóculo que se utilizó es biomasa procedente de un digester anaerobio y, por tanto, va a representar un aporte importante de materia orgánica al

proceso, se caracterizó también el inóculo procedente de la EDAR de Salamanca antes de su utilización (tablas 5.13 y 5.14).

Tabla 5.13. Caracterizaciones de los líquidos de partida.

	<b>LIXIVIADO ZAMORA</b>	<b>INÓCULO</b>
SÓLIDOS TOTALES (mg/l)	14.700	26.801
SÓLIDOS VOLÁTILES (mg/l)	5.687	14.873
SÓLIDOS FIJOS (mg/l)	9.013	11.928
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	12.688	22.688
pH	7,41	7,20
DENSIDAD (g/l)	976,68	1.004,24
N KJELDHAL (mg Nk/l)	1.219,68	145,68
AMONIO (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /l)	1.162,08	152,46
NITRATO (mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	31,9	17,36
FOSFATO (mgP-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /l)	17	24



Tabla 5.14 –Análisis químico elemental de los líquidos de partida

	Ca (ppm)	Fe (ppm)	K (ppm)	Mg (ppm)	P (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Hg (ppm)
LIXIVIADO ZAMORA PURO	39.000	1.220	208.300	12.060	1.560	6,1	29,4	*	*	6,2	5,5	9,5	2,2
LIXIVIADO ZAMORA PURO	39.350	1.250	200.590	12.430	1.610	5,8	28,6	*	*	6,6	5,5	8,9	1,8
LIXIVIADO ZAMORA PURO	40.060	1.350	201.140	12.370	1.620	6,1	29,6	*	*	6,4	5,5	12,8	2,0
media	39.470	1.273	203.343	12.287	1.597	6,0	29,2			6,4	5,5	10,4	2,0
S	540,1	68,1	4301,4	198,6	32,1	0,2	0,5			0,2	0,0	2,1	0,2
INÓCULO DEPURADORA PURO	60.300	45.130	23.510	12.580	35.700	64,8	48,4	301,2	1.868,0	46,0	8,9	260,0	20,4
INÓCULO DEPURADORA PURO	58.520	43.080	23.490	12.370	35.360	64,6	77,8	323,8	1.887,6	45,9	8,7	252,9	6,8
INÓCULO DEPURADORA PURO	59.670	44.400	23.700	12.230	34.640	67,6	51,2	380,0	1.881,0	45,6	8,8	269,2	6,0
media	59.497	44.203	23.567	12.393	35.233	65,7	59,1	335,0	1.878,9	45,8	8,8	260,7	11,1
S	902,6	1039,1	115,9	176,2	541,2	1,7	16,2	40,6	10,0	0,2	0,1	8,2	8,1

#### 5.4.1.1 Primera prueba de digestión anaerobia discontinua

Se emplearon 16 matraces cerrados de 250 ml de capacidad combinando cada una de las condiciones de inoculación y temperatura, de modo que resultan por tanto cuatro matraces para cada experiencia, que serán abiertos a los 5, 10, 15 y 20 días.

En cada matraz se añadieron 100 ml de muestra más 30 ml de inóculo o agua desionizada en función de si la experiencia era con o sin inóculo, tal y como se muestra en la figura 5.59.



Figura 5.59. Preparación de las experiencias

Los matraces se sellaron y se introdujeron en dos estufas, una de ellas en condiciones mesófilas (35°C) y la otra en termófilas (55°C). En cada estufa se tienen, por tanto, cuatro erlenmeyers inoculados y cuatro sin inocular como se puede observar en las siguientes figuras 5.60 y 5.61.



Figura 5.60. Matraces en la estufa a 55°C



Figura 5.61. Matraces en la estufa a 35°C

Cabe esperar que a medida que avance la digestión anaerobia la materia orgánica se vaya degradando por lo que es necesario observar la evolución de la DQO. Así mismo ocurre con los sólidos volátiles, compuestos principalmente por materia orgánica. La presencia de ácidos grasos es un parámetro que indica que la digestión está teniendo lugar puesto que, una de las etapas de la digestión anaerobia, la acidogénesis, se caracteriza precisamente por la generación de ácidos grasos volátiles. Éstos, por su parte, son los precursores de la producción de metano. Es por este motivo por el que se medirá además, el pH en cada muestra.

Los resultados obtenidos para cada grupo de condiciones en las diferentes etapas del proceso de estabilización se muestran a continuación, todos los análisis han sido realizados por triplicado y de acuerdo con los métodos descritos en la sección 4 de Métodos de análisis.

**5.4.1.1.1 Tratamiento a 35°C sin inóculo**

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.15-5.18 y en las figuras 5.62-5.66.

Tabla 5.15. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)
0	8.980	4.020
5	9.104	4.160
10	8.964	3.958
15	9.106	4.118
20	8.710	3.736

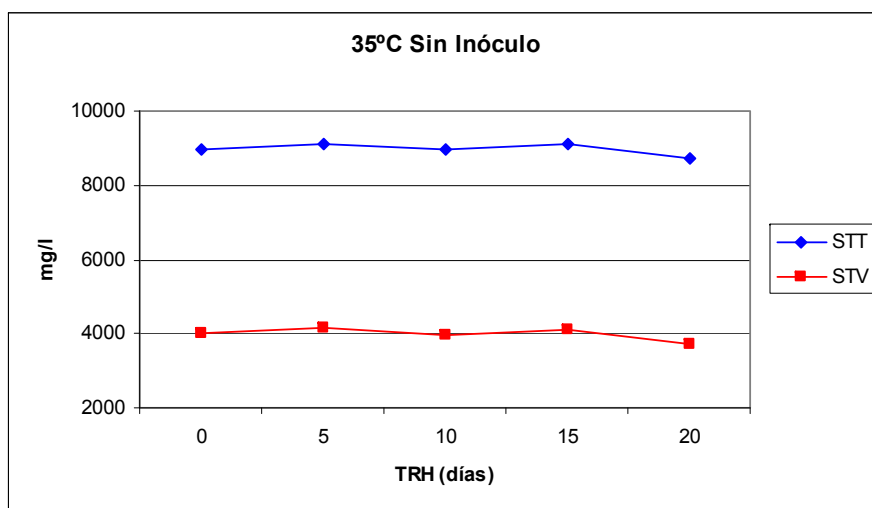


Figura 5.62. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.16. DQO (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	10.813
5	10.625
10	9.094
15	9.563
20	9.375

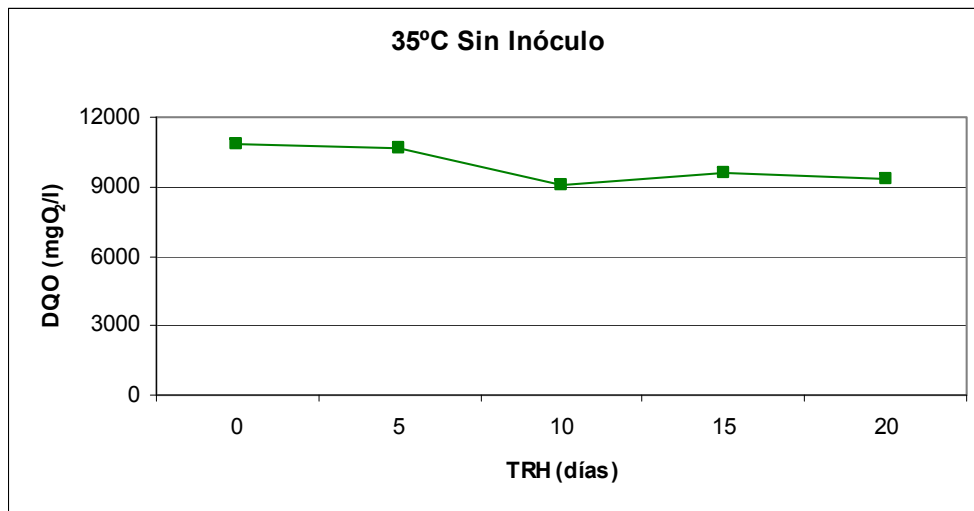


Figura 5.63. DQO (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.17. pH (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,42
5	7,29
10	7,36
15	7,53
20	7,16

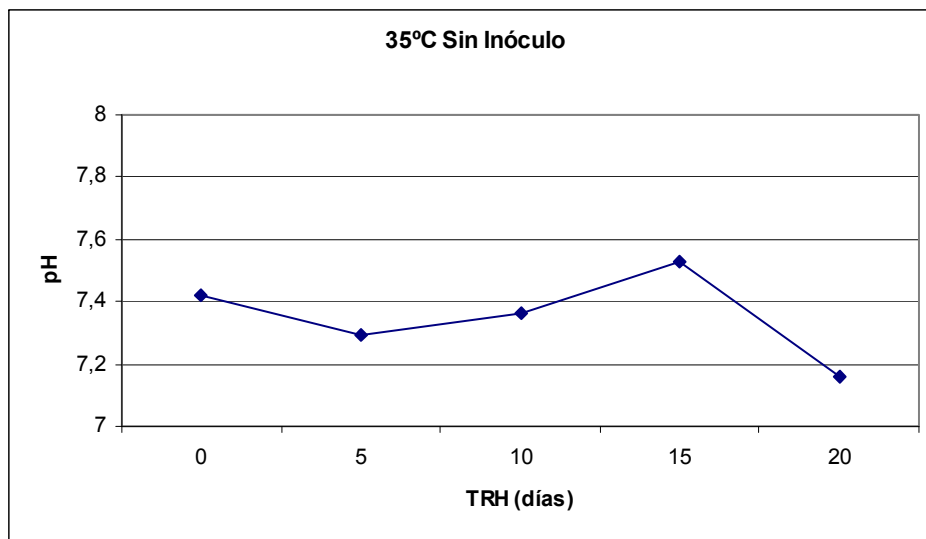


Figura 5.64. pH (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.18. Ácidos grasos volátiles (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	Ac. Acético (mg/l)	Ac. Propiónico (mg/l)	Ac. Butírico (mg/l)	Ac. Valérico (mg/l)	TOTAL AGV's (mg/l)
0	2.995,48	1.431,80	1.458,51	162,42	5.245
5	3.468,24	1.282,64	1.217,19	320,76	5.526
10	9.989,90	3.494,73	224,96	435,47	13.232
15	9.253,96	3.543,89	368,56	186,17	12.487
20	6.158,55	1.768,50	565,82	215,18	8.104

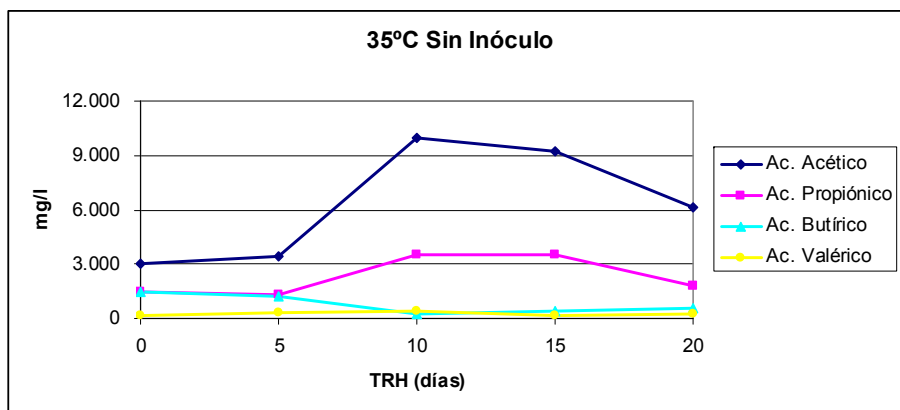


Figura 5.65. Ácidos Grasos Volátiles (35°C, sin inóculo)

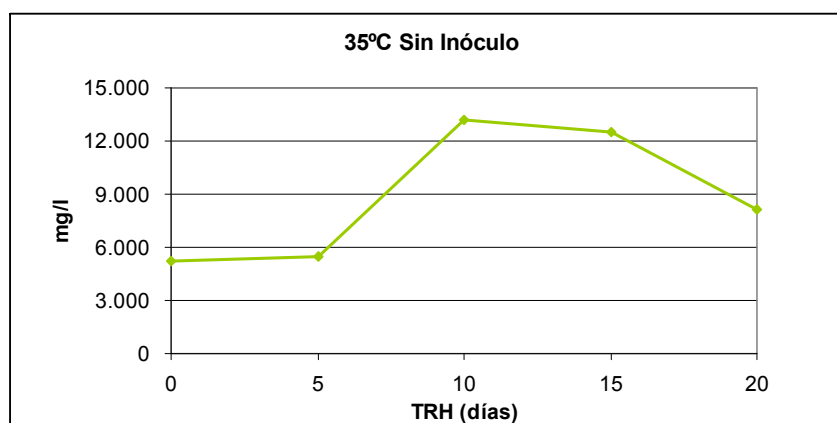
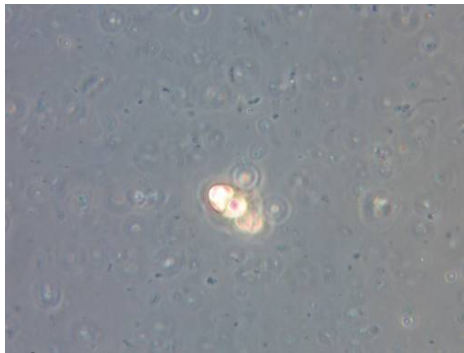
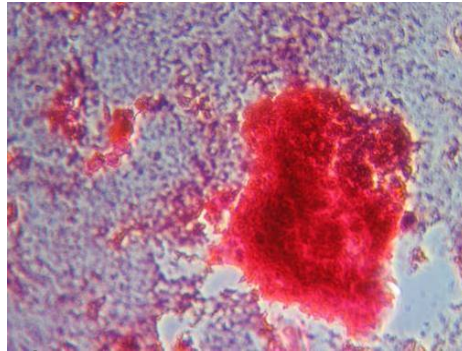


Figura 5.66. Ácidos Grasos Volátiles Totales (35°C, sin inóculo)

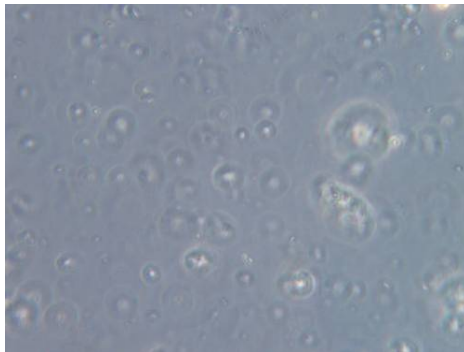




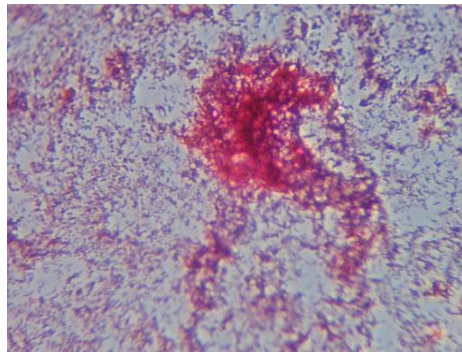
DÍA 5 Muestra fresca



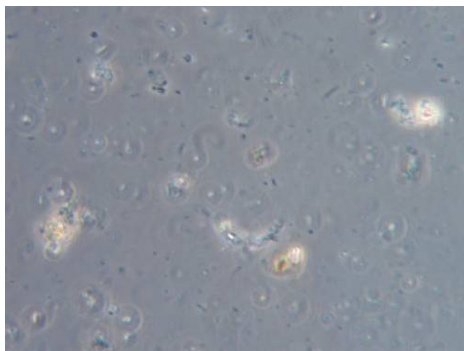
DÍA 5 Muestra con tinción de Gram



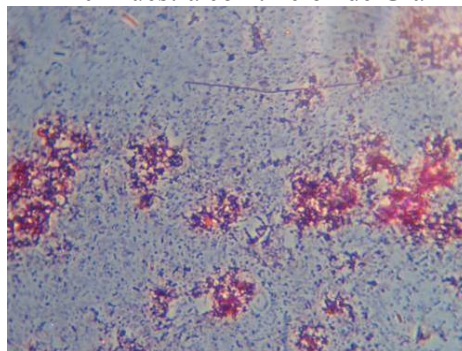
DÍA 10 Muestra fresca



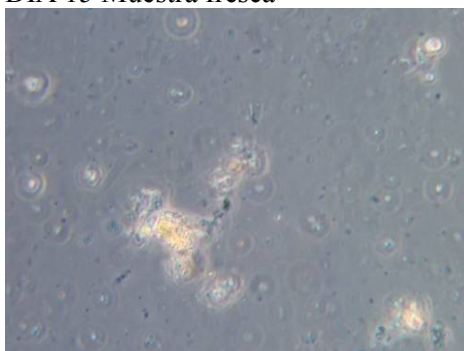
DÍA 10 Muestra con tinción de Gram



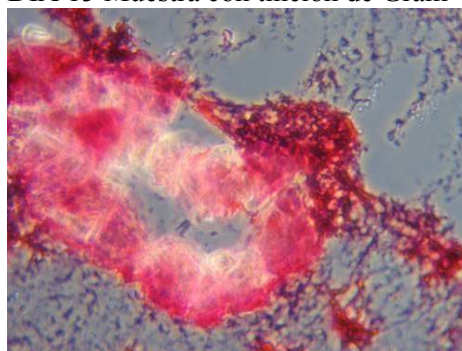
DÍA 15 Muestra fresca



DÍA 15 Muestra con tinción de Gram



DÍA 20 Muestra fresca



DÍA 20 Muestra con tinción de Gram

Figura 5.67. Observación microscópica (35°C, sin inóculo)

Los resultados que se observan para la muestra mesófila sin inóculo (tablas 5.15-5.18) no son concluyentes, ya que no se observa una tendencia clara en ninguno de los parámetros medidos (figuras 5.62-5.66). A partir del día 10 la DQO disminuye ligeramente (figura 5.63) y el pH lo hace a partir del día 15 (figura 5.64), pero los sólidos permanecen prácticamente invariables (figura 5.62).

Se obtiene un porcentaje de eliminación de materia orgánica muy discreto, del 13,30%.

La formación de ácidos grasos tiene lugar a partir del día 10, principalmente ácido acético (figura 5.65).

En cuanto a las observaciones mediante la aplicación de la tinción de Gram (figura 5.66), destaca el hecho de que aparecen gran cantidad de bacterias Gram negativas (de color rojo) en todas las etapas de la estabilización anaerobia. La población predominante en los ensayos es Gram negativa, como corresponde al mayor número de organismos anaerobios o facultativos (Brock, 1997).

5.4.1.1.2 *Tratamiento a 35°C con inóculo*

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.19-5.22 y en las figuras 5.68-5.73.

Tabla 5.19. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, con inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)
0	14.660	7.760
5	14.718	7.638
10	13.518	6.486
15	13.754	6.486
20	12.690	5.842

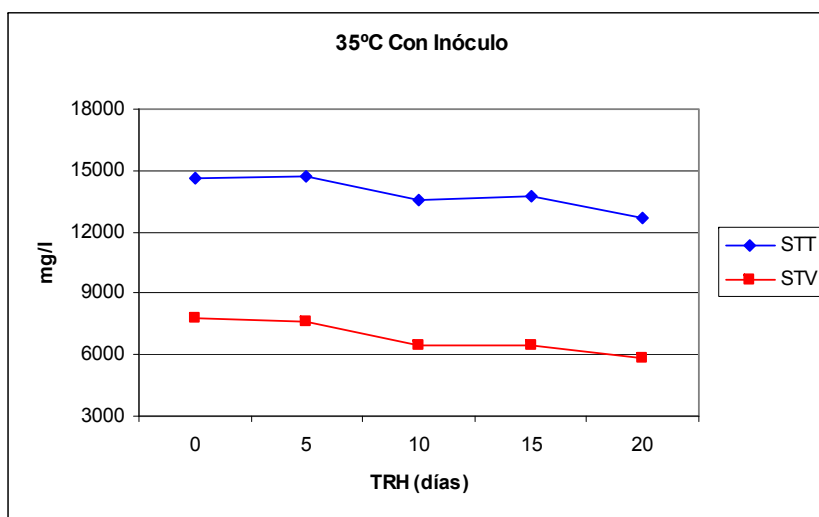


Figura 5.68. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, con inóculo)

Tabla 5.20. DQO (35°C, con inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	17.063
5	10.828
10	13.469
15	12.250
20	11.500

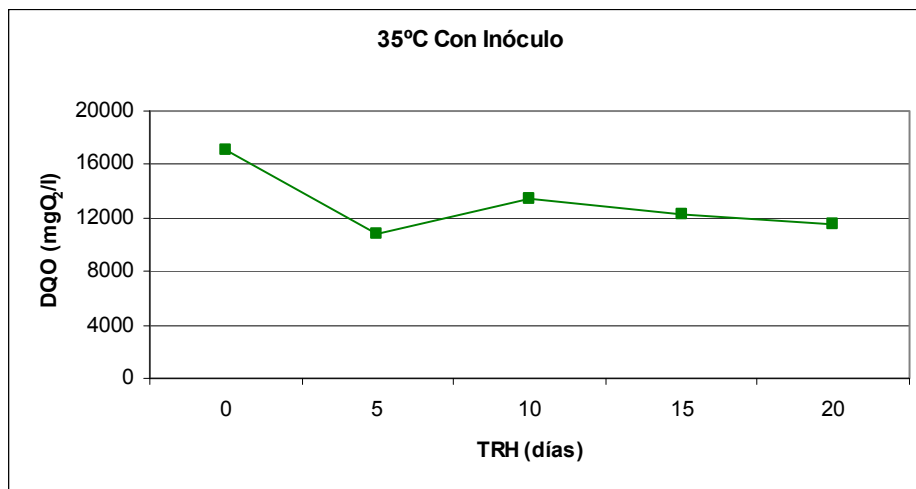


Figura 5.69. DQO (35°C, con inóculo)

Tabla 5.21. pH (35°C, con inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,40
5	7,51
10	7,66
15	7,81
20	7,58

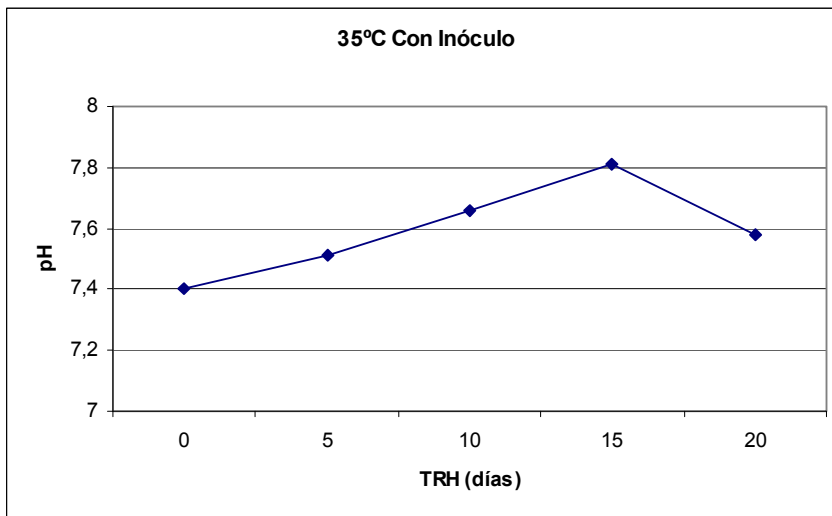


Figura 5.70. pH (35°C, con inóculo)

Tabla 5.22. Ácidos grasos volátiles (AGV's) (35°C, con inóculo)

TRH (días)	Ac. Acético (mg/l)	Ac. Propiónico (mg/l)	Ac. Butírico (mg/l)	Ac. Valérico (mg/l)	TOTAL AGV's (mg/l)
0	3.016,02	1.440,97	1.458,51	197,09	5.294
5	3.659,24	1.386,50	667,06	218,81	5.366
10	10.508,39	4.222,16	752,75	576,50	14.783
15	7.114,69	3.074,30	150,43	336,74	9.907
20	4.684,60	1.921,38	137,47	155,81	6.427

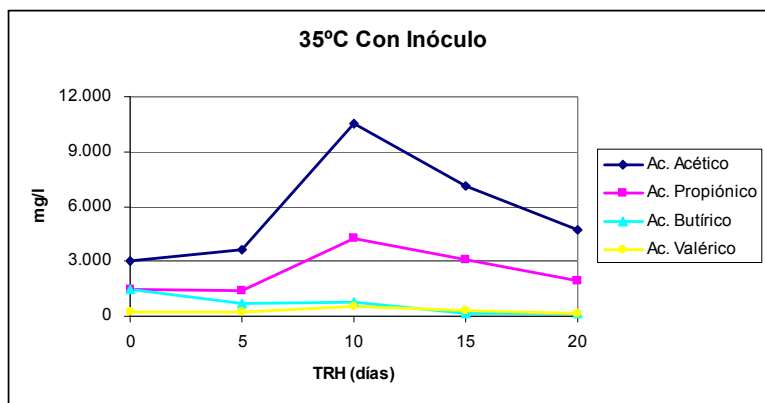


Figura 5.71. Ácidos Grasos Volátiles (35°C, con inóculo)

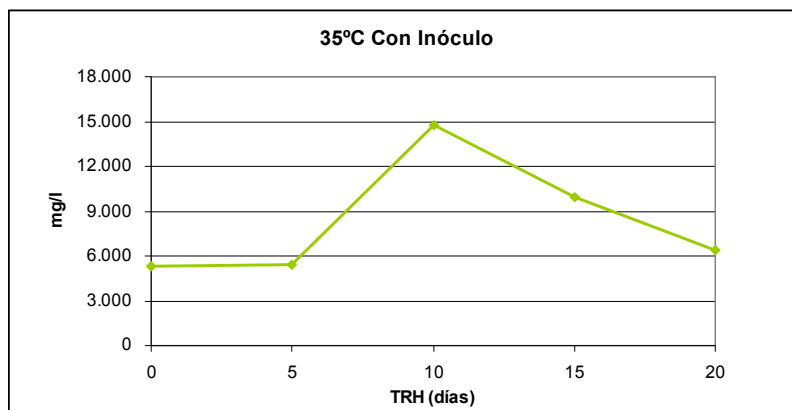
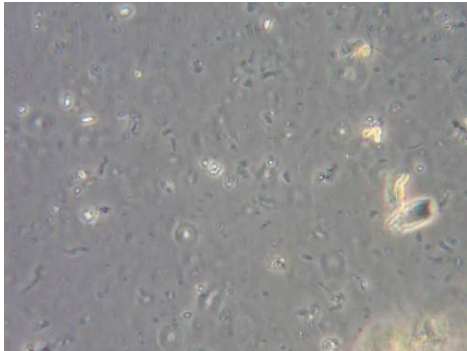
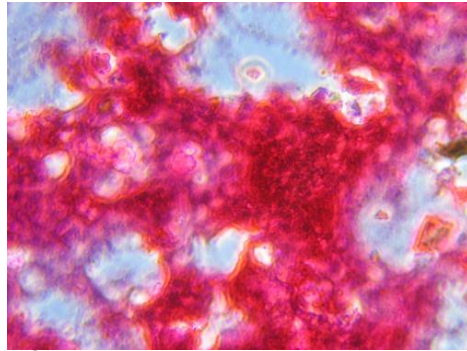


Figura 5.72. Ácidos Grasos Volátiles Totales (35°C, con inóculo)

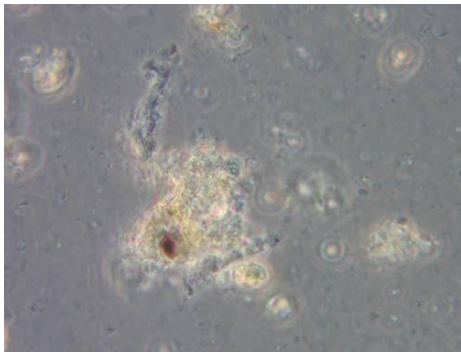




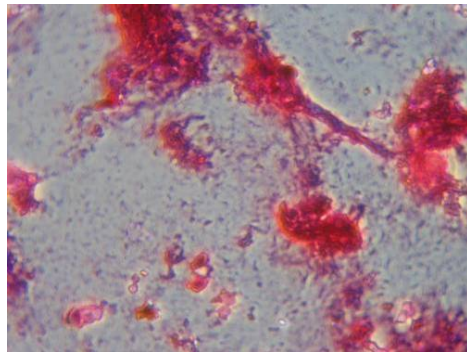
DÍA 5 Muestra fresca



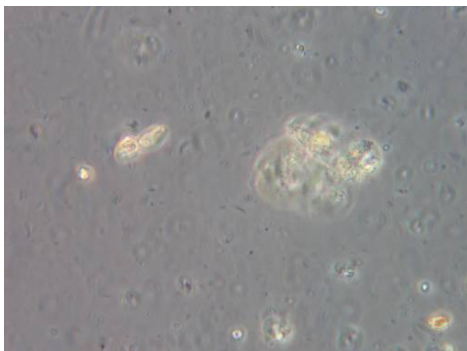
DÍA 5 Muestra con tinción de Gram



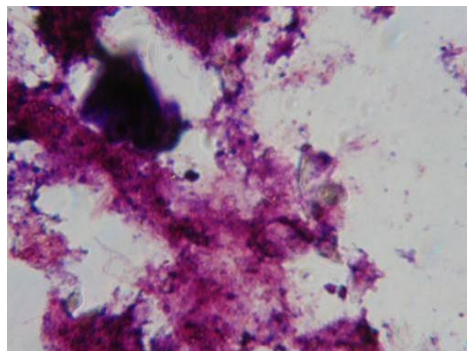
DÍA 10 Muestra fresca



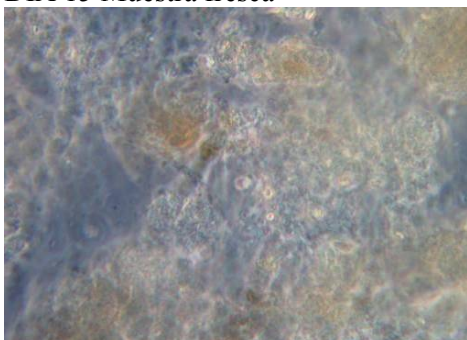
DÍA 10 Muestra con tinción de Gram



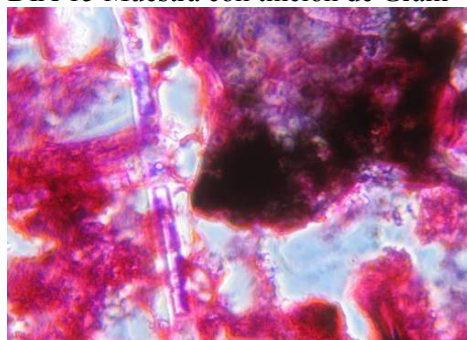
DÍA 15 Muestra fresca



DÍA 15 Muestra con tinción de Gram



DÍA 20 Muestra fresca



DÍA 20 Muestra con tinción de Gram

Figura 5.73. Observación microscópica (35°C, con inóculo)

Como se puede observar (figura 5.68) no se aprecia reducción en el contenido en sólidos de la muestra mesófila con inóculo. Se obtiene un porcentaje de eliminación de materia orgánica del 32,60% (figura 5.69), mayor que en el caso mesófilo sin inóculo aunque aún lejos de lo que se espera de una degradación anaerobia.

La formación de ácidos grasos (figuras 5.72 y 5.73), como en el caso anterior, tiene lugar a partir del día 10.

En las observaciones microscópicas (figura 5.73) se puede apreciar que, en la muestra con inóculo, la población de bacterias Gram negativas es mayor que en las muestras que no lo incorporan. Es decir, parece ser que el inóculo mejora la población del cultivo anaerobio.



**5.4.1.1.3 Tratamiento a 55°C sin inóculo**

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.23-5.26 y en las figuras 5.74-5.79.

Tabla 5.23. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)
0	8.980	4.020
5	8.500	3.860
10	5.980	2.440
15	5.320	1.920
20	5.360	1.900

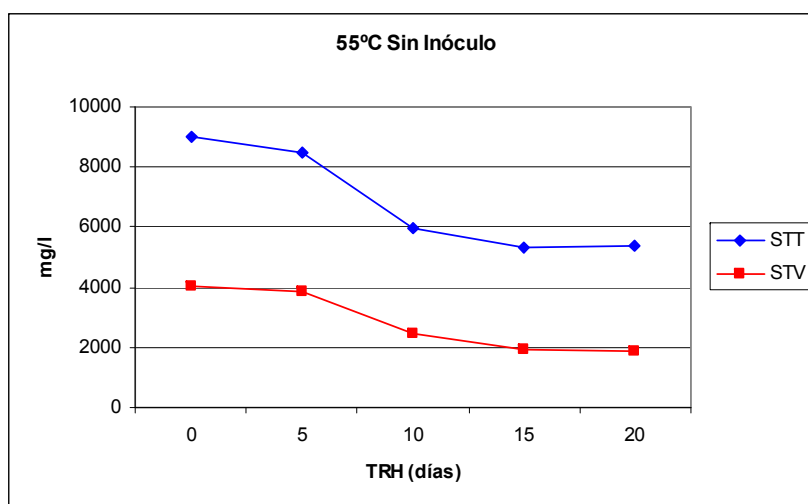


Figura 5.74. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.24. DQO (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	10.813
5	10.906
10	3.063
15	2.338
20	2.925

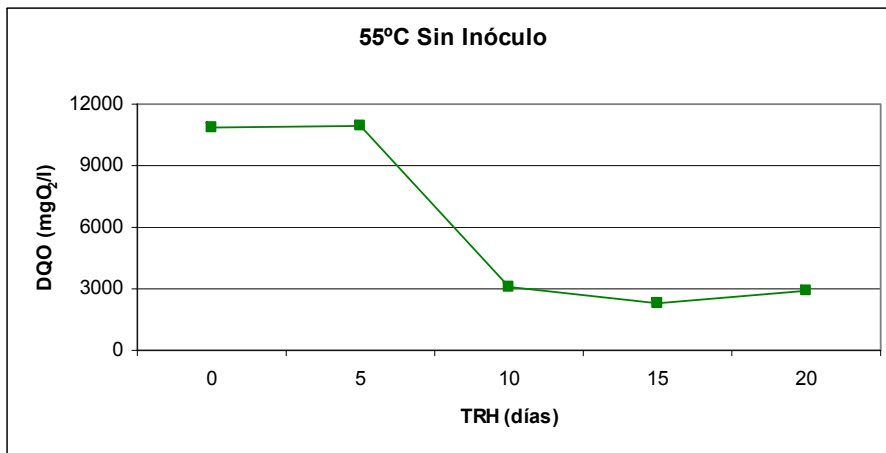


Figura 5.75. DQO (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.25. pH (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,42
5	7,56
10	8,17
15	8,49
20	7,62

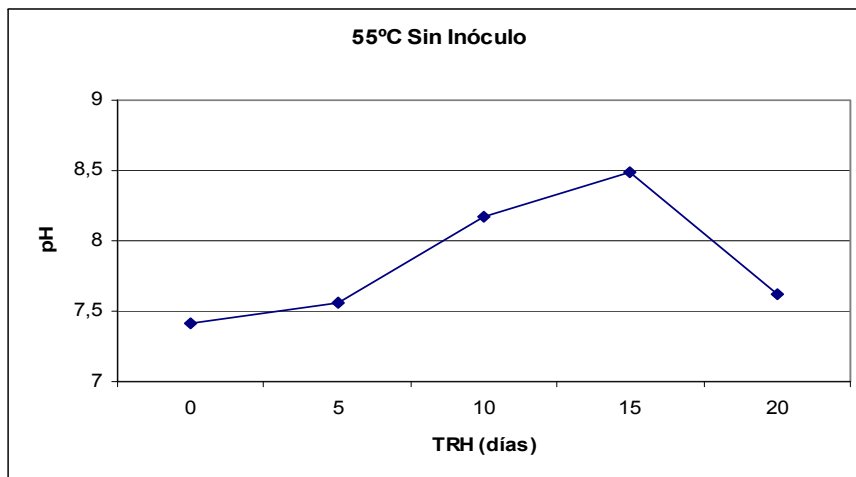


Figura 5.76. pH (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.26. Ácidos grasos volátiles (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	Ac. Acético (mg/l)	Ac. Propiónico (mg/l)	Ac. Butírico (mg/l)	Ac. Valérico (mg/l)	TOTAL AGV's (mg/l)
0	2.995,48	1.431,80	1.458,51	162,42	5.246
5	3.188,01	1.195,46	1.524,28	336,61	5.394
10	2.831,77	2.657,05	239,01	394,83	5.381
15	2.247,81	875,27	128,75	135,73	3.125
20	558,76	739,19	128,75	135,73	1.326

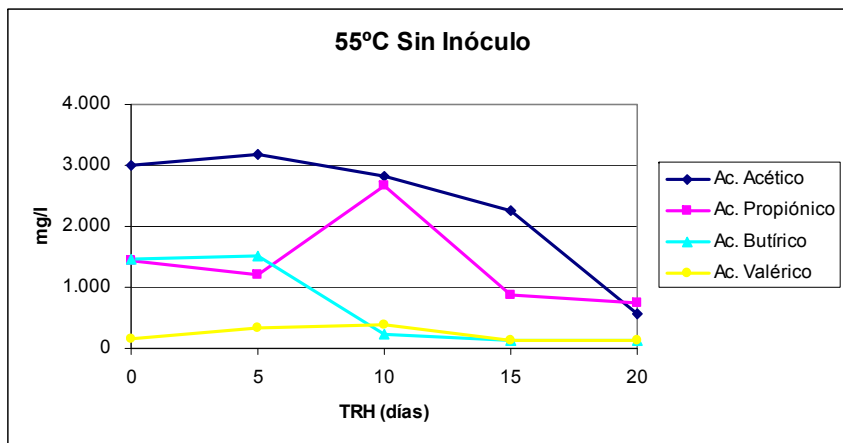


Figura 5.77. Ácidos Grasos Volátiles (55°C, sin inóculo)

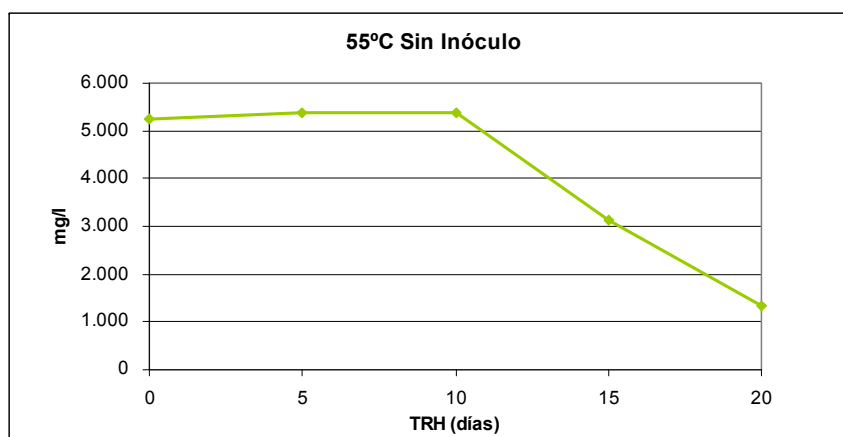
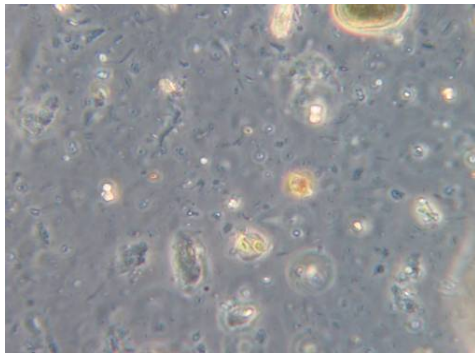
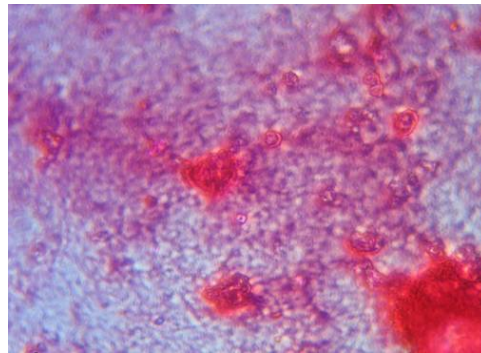


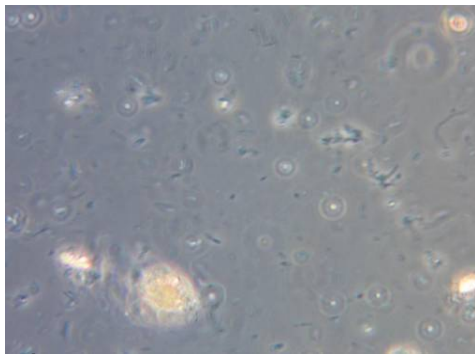
Figura 5.78. Ácidos Grasos Volátiles Totales (55°C, sin inóculo)



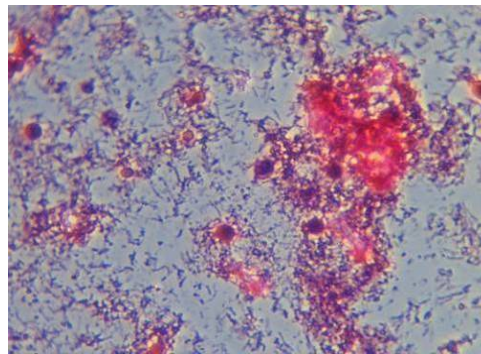
DÍA 5 Muestra fresca



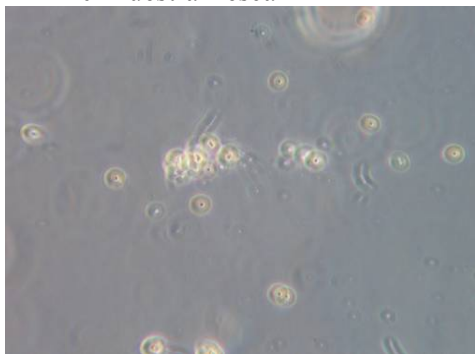
DÍA 5 Muestra con tinción de Gram



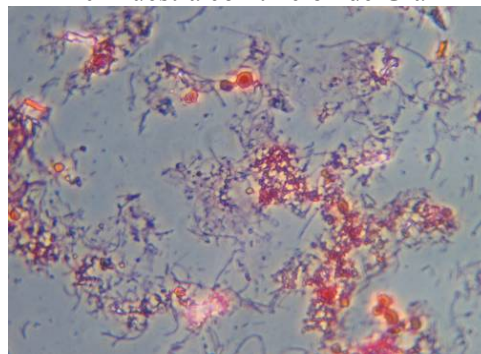
DÍA 10 Muestra fresca



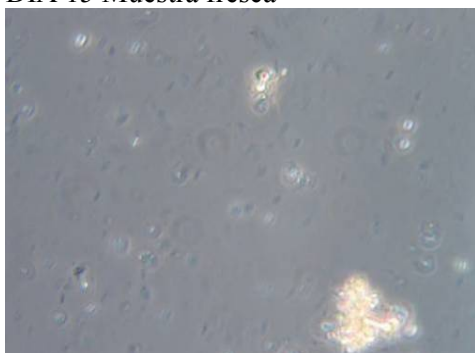
DÍA 10 Muestra con tinción de Gram



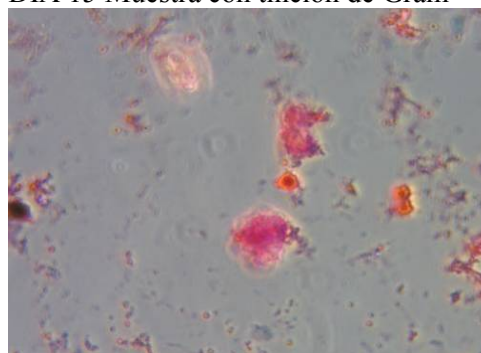
DÍA 15 Muestra fresca



DÍA 15 Muestra con tinción de Gram



DÍA 20 Muestra fresca



DÍA 20 Muestra con tinción de Gram

Figura 5.79. Observación microscópica (55°C, sin inóculo)

En condiciones termófilas sin inóculo se observa una disminución muy importante del contenido en sólidos de la muestra apreciable desde el quinto día (figura 5.74). El porcentaje de eliminación de DQO alcanza un 72,95% ya desde el décimo día de la experiencia (figura 5.75).

A diferencia de lo que ocurre en ambas experiencias mesófilas, en condiciones de 55°C sin inóculo no se produce gran cantidad de ácidos grasos, más bien se aprecia una disminución (figuras 5.77-5.78). Llama la atención la formación de propiónico y no de ácido acético el décimo día (figura 5.77).

En las observaciones microscópicas (figura 5.79) se aprecia que la biomasa disminuye a medida que avanza la degradación anaerobia y por tanto, la población de bacterias Gram negativas.

5.4.1.1.4 Tratamiento a 55°C con inóculo

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.27-5.28 y en las figuras 5.80-5.85.

Tabla 5.27. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, con inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)
0	14.660	7.760
5	13.480	7.100
10	12.640	6.140
15	11.400	5.320
20	10.440	4.660

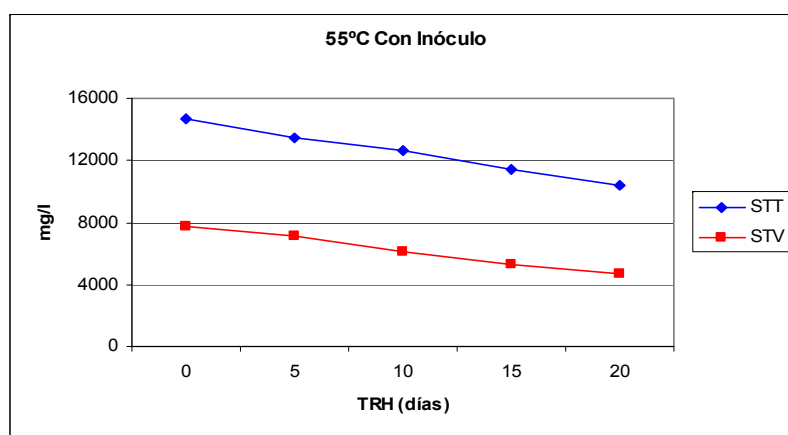


Figura 5.80. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, con inóculo)

Tabla 5.28. DQO (55°C, con inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	17.063
5	15.125
10	7.719
15	5.363
20	5.391

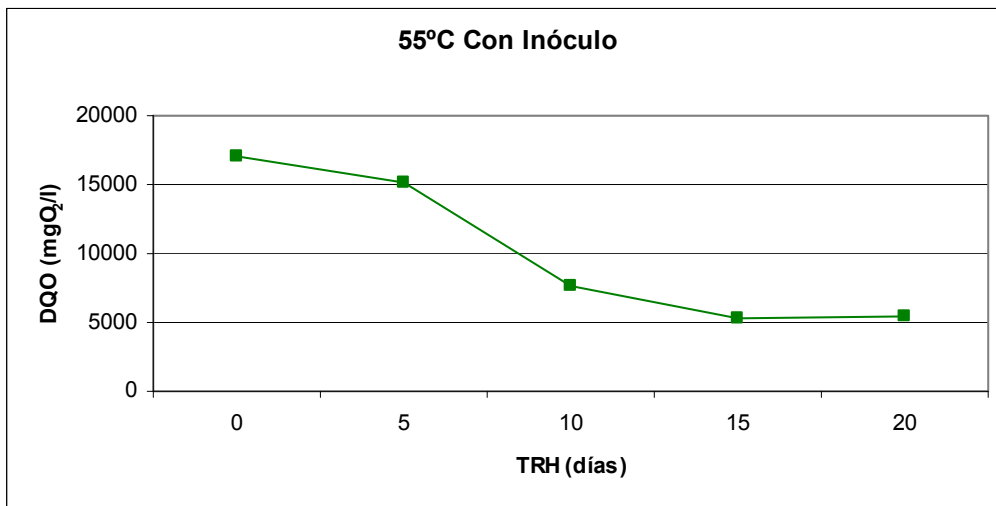


Figura 5.81. DQO (55°C, con inóculo)



Tabla 5.29. pH (55°C, con inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,40
5	7,62
10	8,04
15	8,03
20	7,93

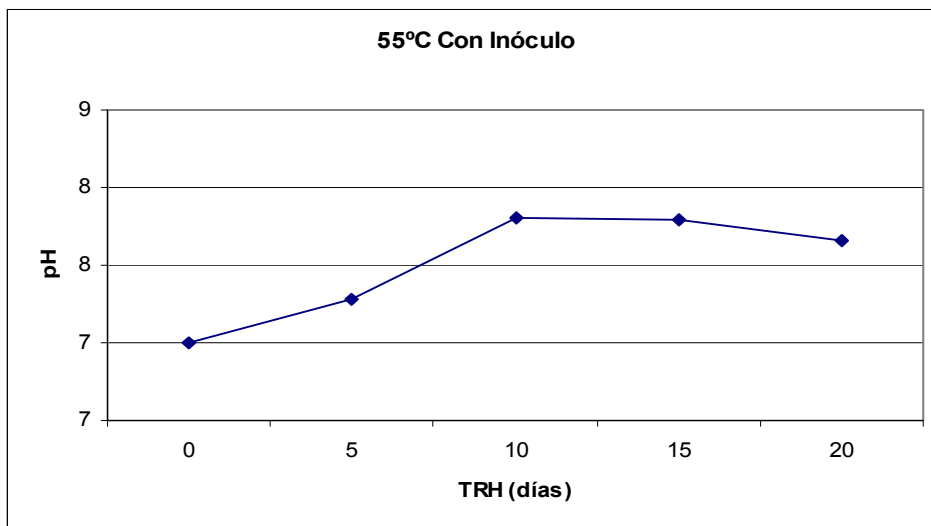


Figura 5.82. pH (55°C, con inóculo)

Tabla 5.30. Ácidos grasos volátiles (55°C, con inóculo)

TRH (días)	Ac. Acético (mg/l)	Ac. Propiónico (mg/l)	Ac. Butírico (mg/l)	Ac. Valérico (mg/l)	TOTAL AGV's (mg/l)
0	3.016,02	1.440,97	1.458,51	197,09	5.294
5	6.116,00	1.493,58	534,60	233,65	7.828
10	719,63	4.420,97	128,75	369,90	4.609
15	1.042,07	3.114,90	128,75	135,73	3.735
20	389,96	266,52	138,34	135,73	780

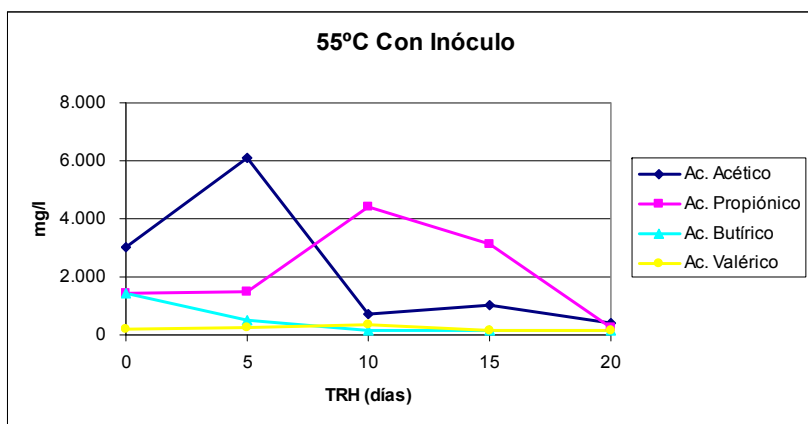


Figura 5.83. Ácidos Grasos Volátiles (55°C, con inóculo)

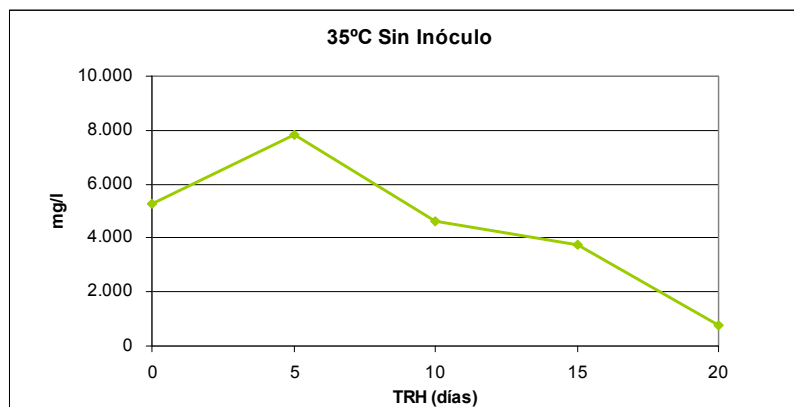
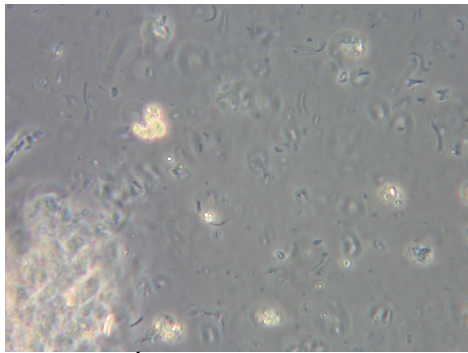
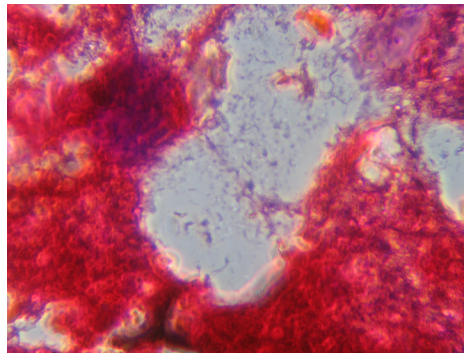


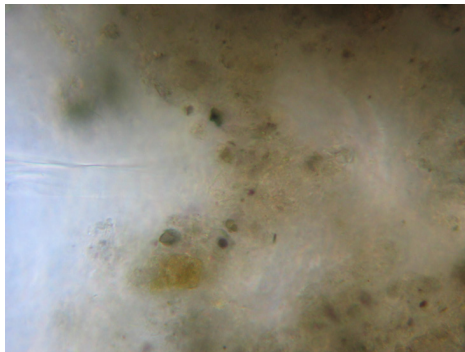
Figura 5.84. Ácidos Grasos Volátiles Totales (55°C, con inóculo)



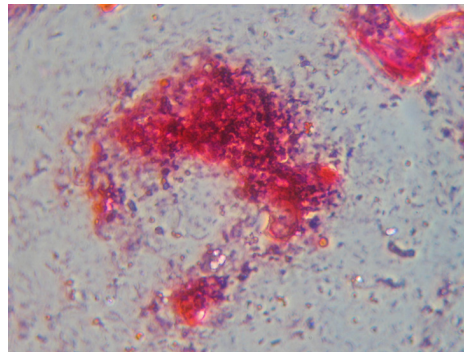
DÍA 5 Muestra fresca



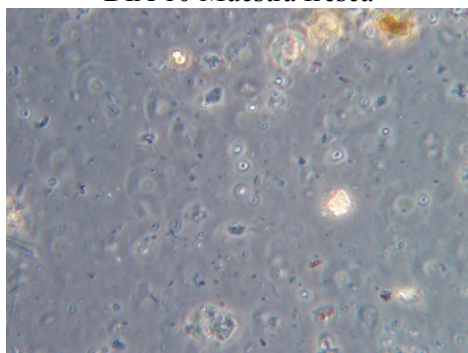
DÍA 5 Muestra con tinción de Gram



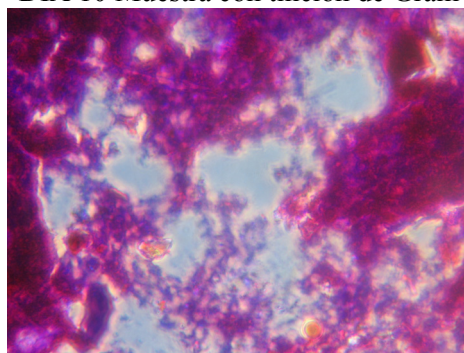
DÍA 10 Muestra fresca



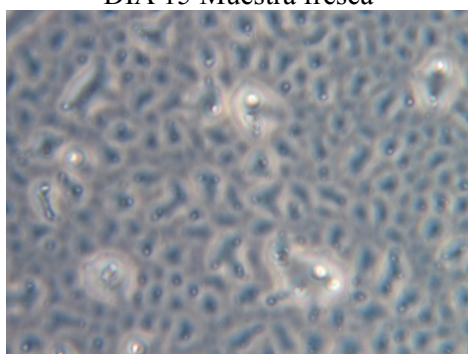
DÍA 10 Muestra con tinción de Gram



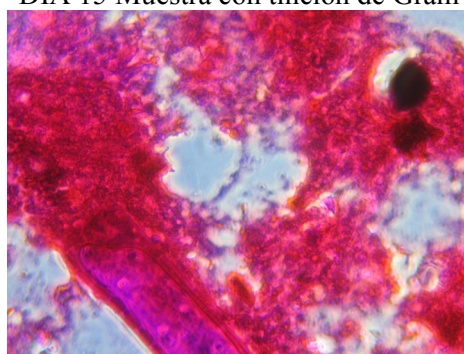
DÍA 15 Muestra fresca



DÍA 15 Muestra con tinción de Gram



DÍA 20 Muestra fresca



DÍA 20 Muestra con tinción de Gram

Figura 5.85. Observación microscópica (55°C, con inóculo)

En condiciones termófilas con inóculo, los sólidos disminuyen desde el primer día de una manera constante hasta reducirse un 30% aproximadamente (figura 5.80).

La DQO presenta el mismo comportamiento a lo largo del tiempo que en el experimento sin inóculo realizado a la misma temperatura aunque alcanza un porcentaje de eliminación menor, aproximadamente el 68,41% (figura 5.81).

La observación al microscopio óptico confirma una mayor población de bacterias Gram negativas en las experiencias inoculadas (figura 5.85).

De nuevo se forma ácido propiónico y no ácido acético en un momento de la experiencia tal y como ocurría en el caso anterior (figura 5.83) aunque, en general, en condiciones termófilas se observa una disminución de la concentración de los ácidos grasos volátiles totales (figura 5.84). Este hecho refleja claramente la aparición de una población de bacterias metanogénicas que consumen dichos ácidos y prueba el buen balance acidogénico-metanogénico, característico de un proceso de degradación anaerobia en curso.

#### **5.4.1.2 Segunda prueba de digestión anaerobia discontinua**

De la misma manera que en la primera prueba de digestión discontinua, se emplearon erlenmeyers cerrados de 250 ml de capacidad combinando cada una de las condiciones de inoculación y temperatura pero, en este caso, se utilizaron seis para cada experiencia de manera que puedan obtenerse más datos. Se abrieron a los 2, 5, 10, 15, 20 y 25 días.

En cada matraz se añadieron 150 ml de muestra en el caso de experiencias sin inóculo y 135 ml de muestra más 15 ml de inóculo en el resto. Los matraces se sellaron y se introdujeron de nuevo en dos estufas a 35°C y 55°C.

En esta ocasión se realizarán además de los análisis de la DQO, los sólidos y el pH, análisis a los iones  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y al nitrógeno orgánico o nitrógeno Kjeldahl en todas las muestras y a los nutrientes y metales pesados en algunas de ellas. Todos ellos de acuerdo con los métodos descritos en la sección 4 de Métodos de Análisis.

#### ***5.4.1.2.1 Tratamiento a 35°C sin inóculo***

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.31-5.39 y en las figuras 5.86-5.96.

Tabla 5.31. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)	STF (mg/l)
0	14.300	5.574	8.726
2	14.300	5.520	8.780
5	13.400	4.720	8.680
10	15.120	5.300	9.820
15	13.920	4.740	9.180
20	13.160	3.960	9.200
25	13.080	3.500	9.580

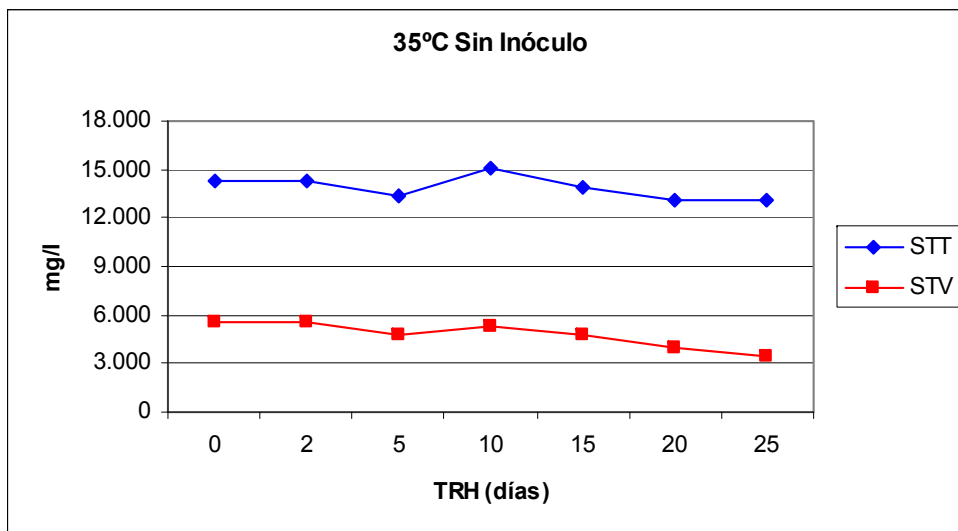


Figura 5.86. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.32. DQO (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	12.438
2	11.344
5	12.281
10	11.344
15	10.391
20	7.563
25	6.328

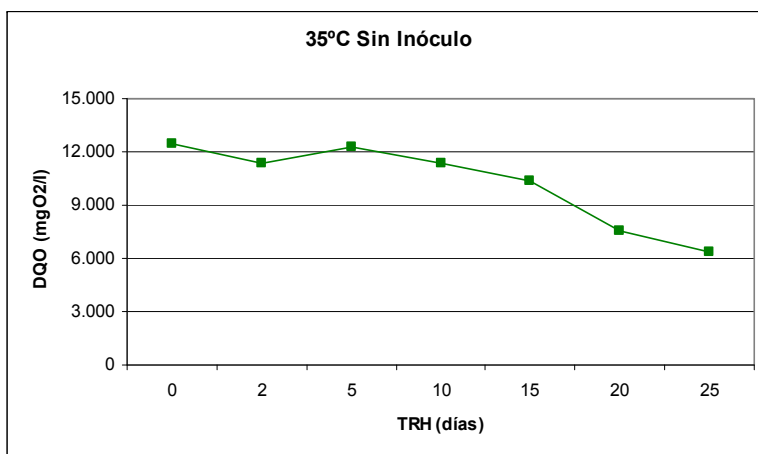


Figura 5.87. DQO (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.33. pH (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,41
2	7,31
5	7,72
10	7,30
15	7,51
20	7,97
25	7,79

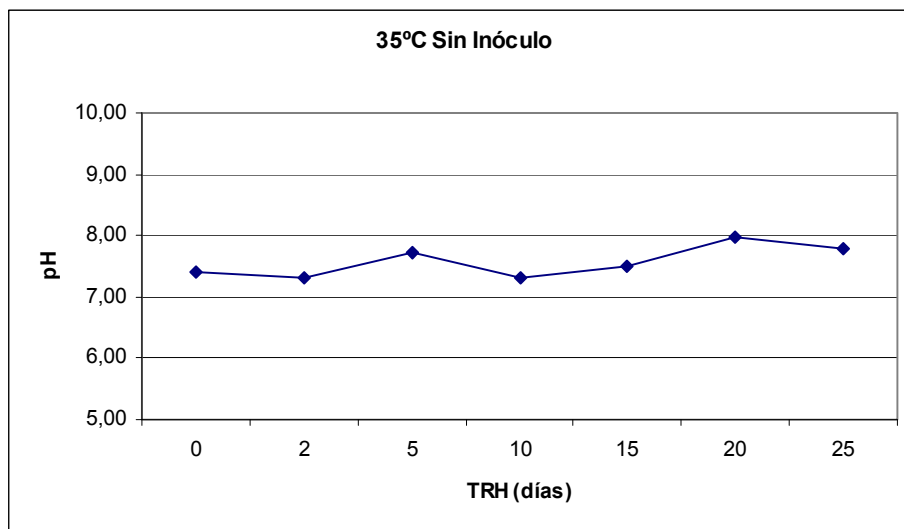


Figura 5.88. pH (35°C, sin inóculo)



Tabla 5.34. Nitrógeno Kjeldahl (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	N <sub>K</sub> (mg/l)
0	1004
2	981
5	882
10	832

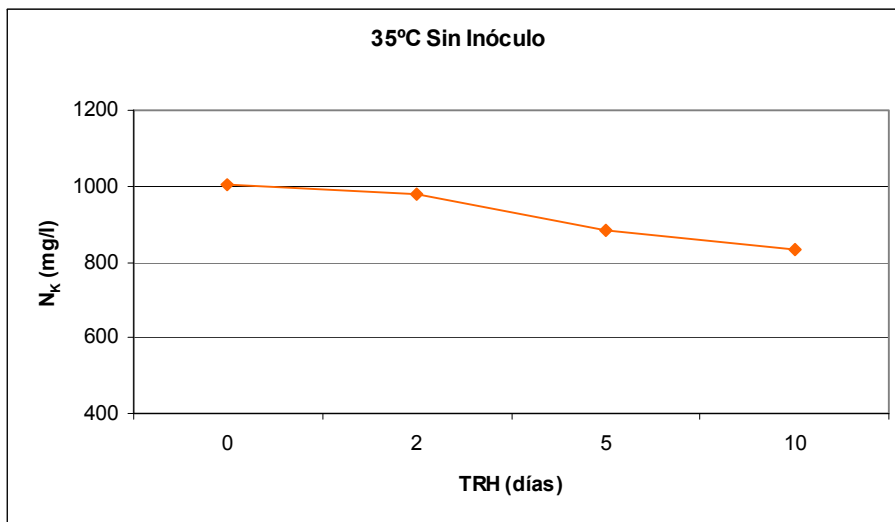


Figura 5.89. Nitrógeno Kjeldahl (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.35. Amonio (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)
0	1071
2	1004
5	882
10	517

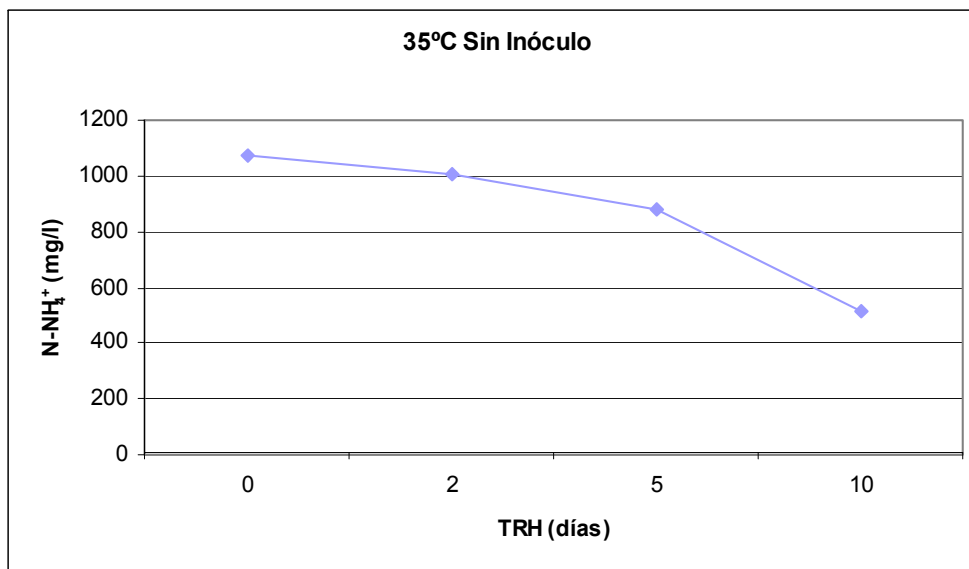


Figura 5.90. Amonio (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.36. Nitrato (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	N-NO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
0	31,9
2	31,2
5	34,8
10	35,0
15	33,8
20	31,2
25	30,5

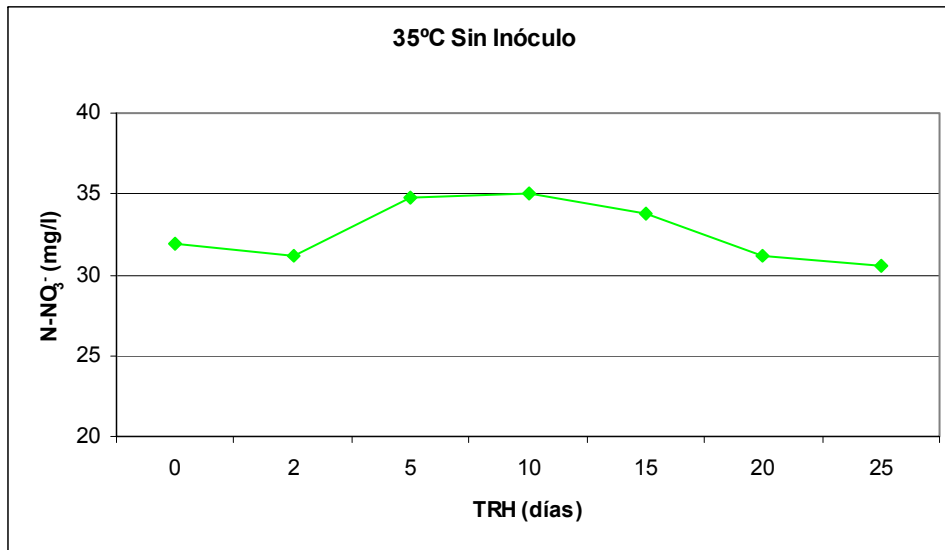


Figura 5.91. Nitrato (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.37. Fosfato (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)
0	14,64
5	13,59
10	25,19
15	24,32
20	12,18
25	10,27

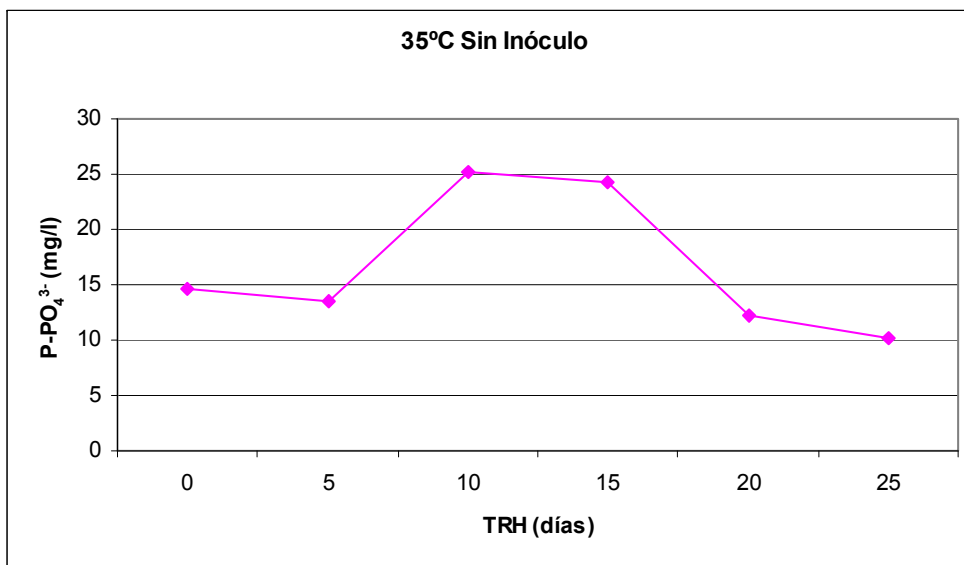


Figura 5.92. Fosfato (35°C, sin inóculo)

Tabla 5.38. Análisis Químico Elemental, mayoritarios (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	K (ppm)	Mg (ppm)	P (ppm)
0	33.628	1.529	239.660	11.561	1.586
10	71.796	510	79.887	3.854	529
25	52.712	1.019	159.773	7.707	1.057

Tabla 5.39. Análisis Químico Elemental, minoritarios (35°C, sin inóculo)

TRH (días)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Hg (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
0	4,8	30,6	7,4	7,9	13,4	2,2	0,0	0,0
10	1,6	10,2	4,5	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
25	3,2	20,4	5,9	4,3	6,7	1,1	0,0	0,0

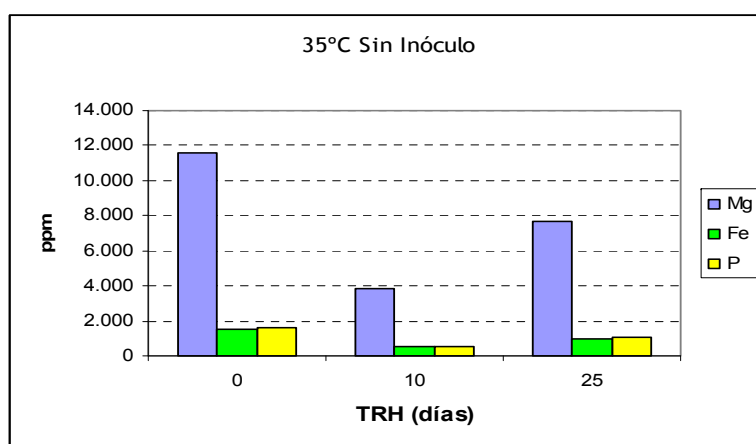


Figura 5.93. Magnesio, hierro y fósforo (35°C, sin inóculo)

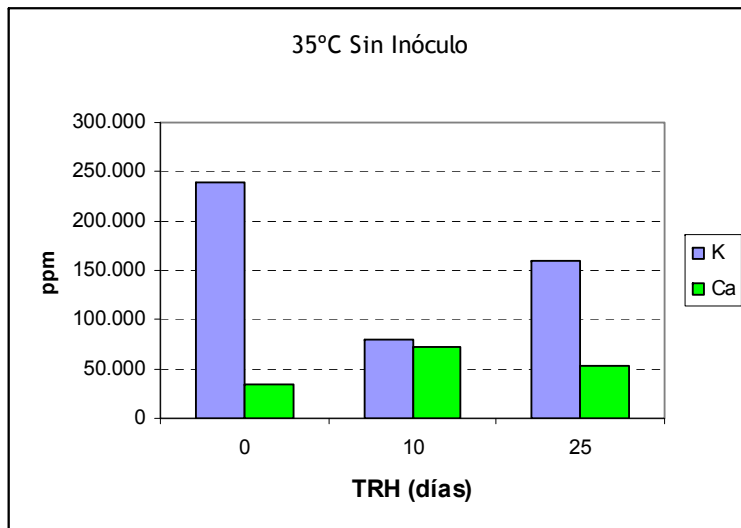


Figura 5.94. Potasio y Calcio (35°C, sin inóculo)

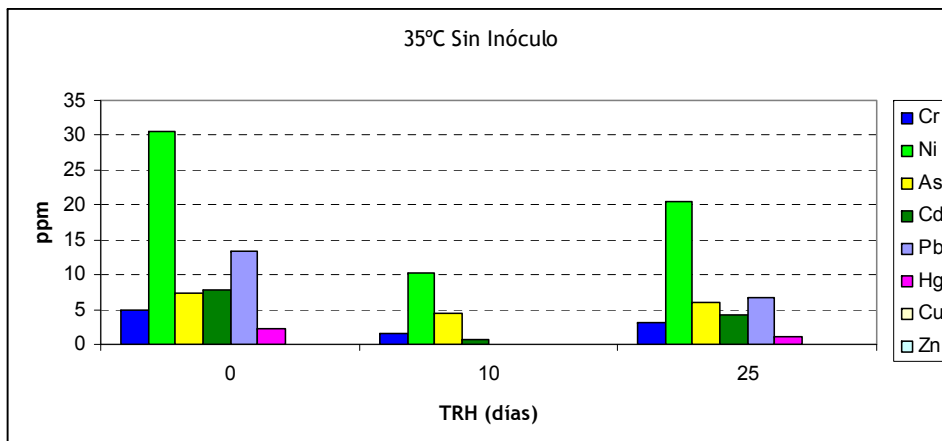
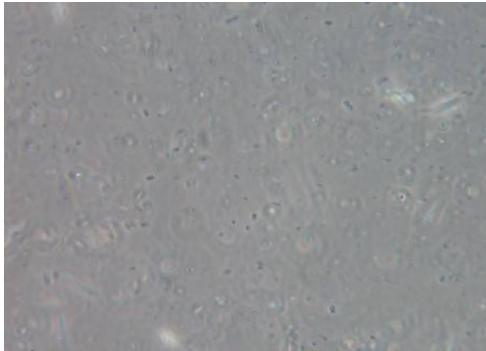
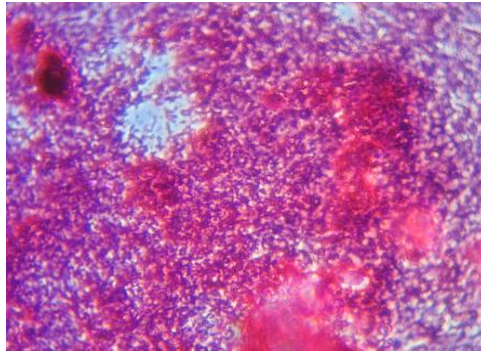


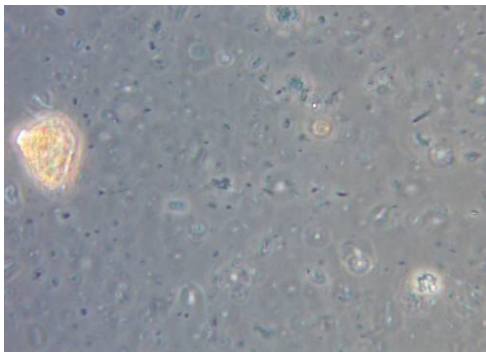
Figura 5.95. Análisis químico elemental, minoritarios (35°C, sin inóculo)



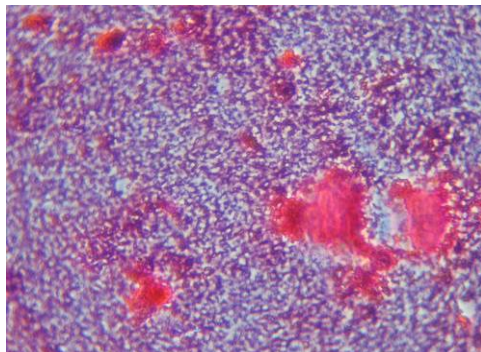
DÍA 0 Muestra fresca



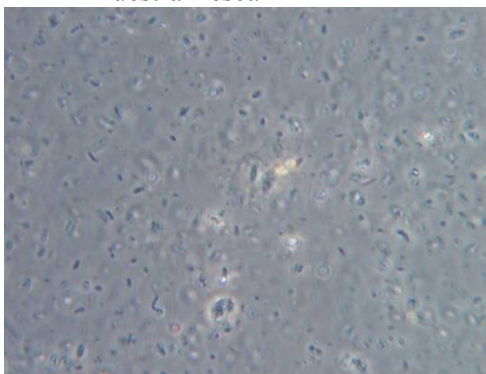
DÍA 0 Muestra con tinción de Gram



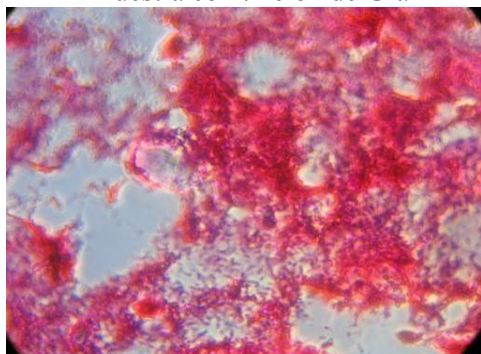
DÍA 2 Muestra fresca



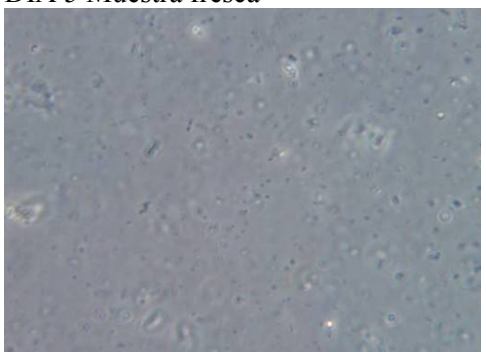
DÍA 2 Muestra con tinción de Gram



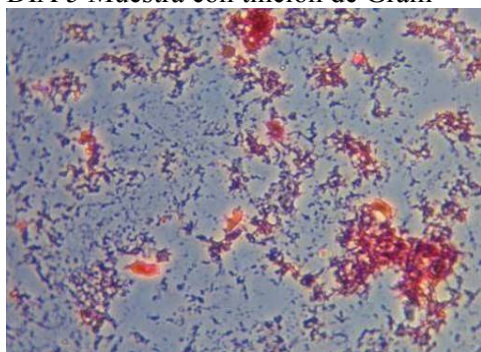
DÍA 5 Muestra fresca



DÍA 5 Muestra con tinción de Gram



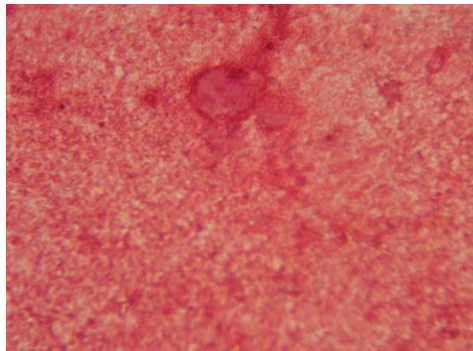
DÍA 10 Muestra fresca



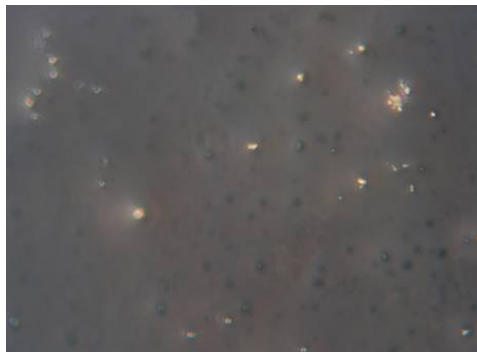
DÍA 10 Muestra con tinción de Gram



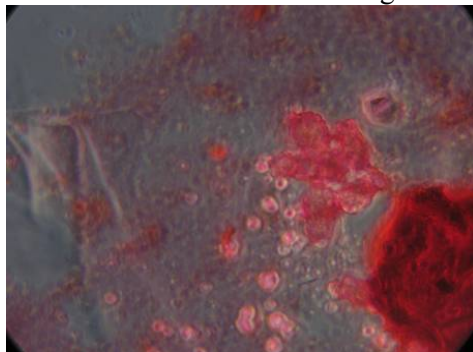
DÍA 15 Muestra fresca



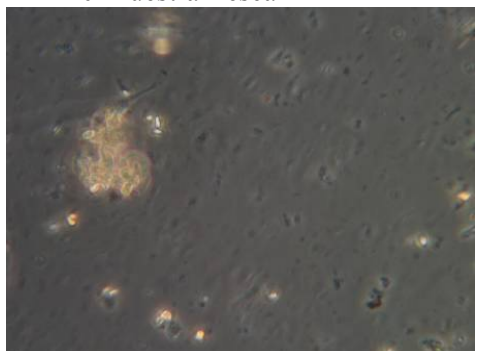
DÍA 15 Muestra con tinción de gram



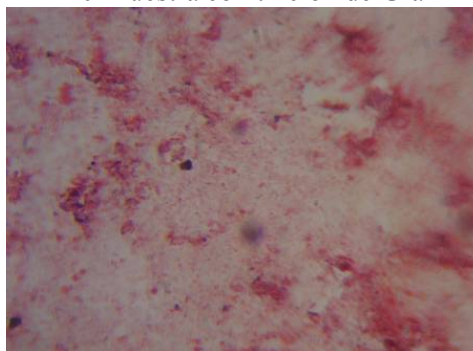
DÍA 20 Muestra fresca



DÍA 20 Muestra con tinción de Gram



DÍA 25 Muestra fresca



DÍA 25 Muestra con tinción de Gram

Figura 5.96. Observación microscópica (35°C, sin inóculo)

De nuevo en esta experiencia a 35°C sin inocular no se aprecia una disminución importante en los sólidos (figura 5.86). Se obtiene un porcentaje de eliminación de DQO del 49,12% (figura 5.87), este valor es mayor que en la primera digestión discontinua donde se alcanzaba un 13,30% debido a los tiempos de residencia más elevados en esta ocasión.



El pH se mantiene constante (figura 5.88) y tampoco se aprecian cambios en el contenido de nitrógeno orgánico (figura 5.89), sin embargo, se observa una disminución importante en el nitrógeno amoniacal que se reduce a la mitad al final de la experiencia (figura 5.90).

Tanto el nitrato como el fosfato presentan un aumento en los primeros días aunque a partir del décimo día de experiencia puede comprobarse una disminución en su concentración (figuras 5.91 y 5.92). También se reduce la concentración en Mg, K, Ni, Fe, P y Pb mientras que la de Ca aumenta (figuras 5.93-5.95).

La población de bacterias al inicio de la experiencia es importante y la mayoría responde negativamente a la tinción de Gram pero se aprecia un descenso substancial en los últimos días (figura 5.96).

5.4.1.2.2 *Tratamiento a 35°C con inóculo*

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.40-5.48 y en las figuras 5.87-5.107.

Tabla 5.40. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, con inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)	STF (mg/l)
0	14.384	6.066	8.318
2	13.300	5.340	7.960
5	15.320	5.840	9.480
10	14.400	5.320	9.080
15	15.228	5.696	9.532
20	13.480	4.620	8.860
25	13.400	4.300	9.100

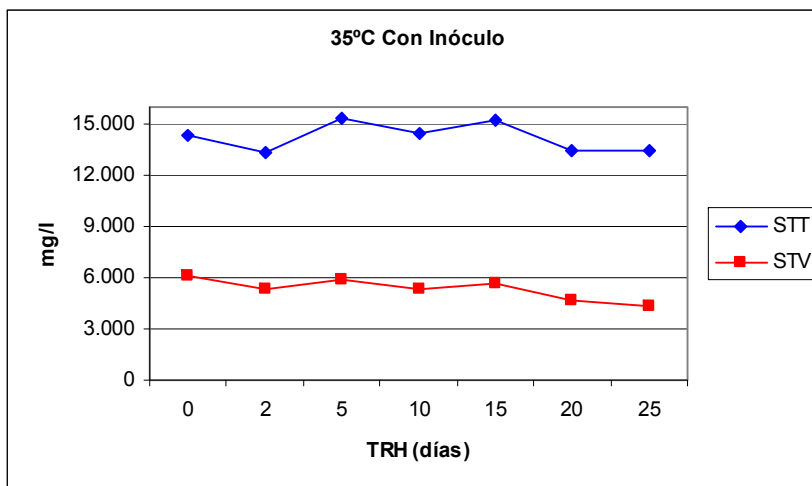


Figura 5.97. Sólidos Totales y Volátiles (35°C, con inóculo)

Tabla 5.41. DQO (35°C, con inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	13.781
2	13.094
5	11.813
10	11.625
15	9.984
20	9.766
25	7.297

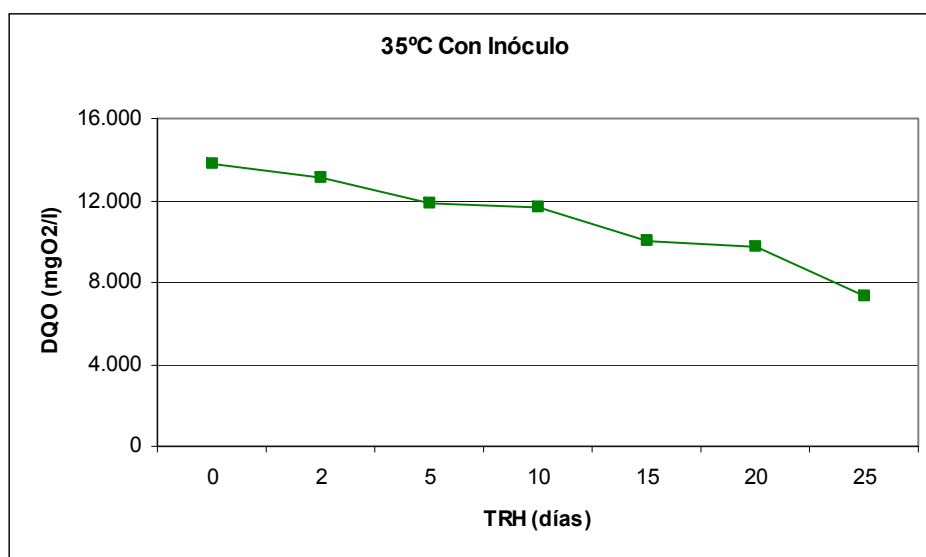


Figura 5.98. DQO (35°C, con inóculo)

Tabla 5.42. pH (35°C, con inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,48
2	7,18
5	7,62
10	7,48
15	7,73
20	8,05
25	7,85

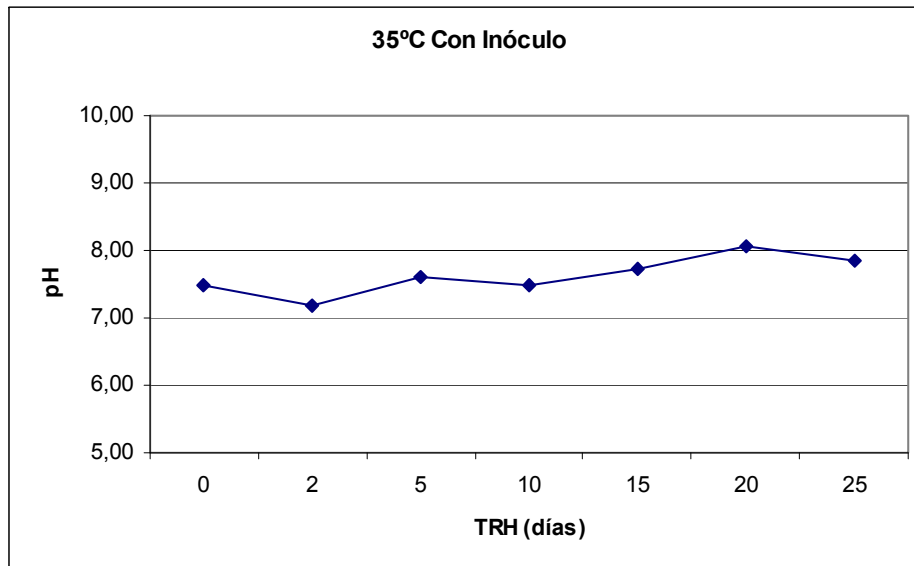


Figura 5.99. pH (35°C, con inóculo)

Tabla 5.43. Nitrógeno Kjeldahl (35°C, con inóculo)

TRH (días)	NK (mg/l)
0	1.338
2	1.160
5	1.154
10	1.057

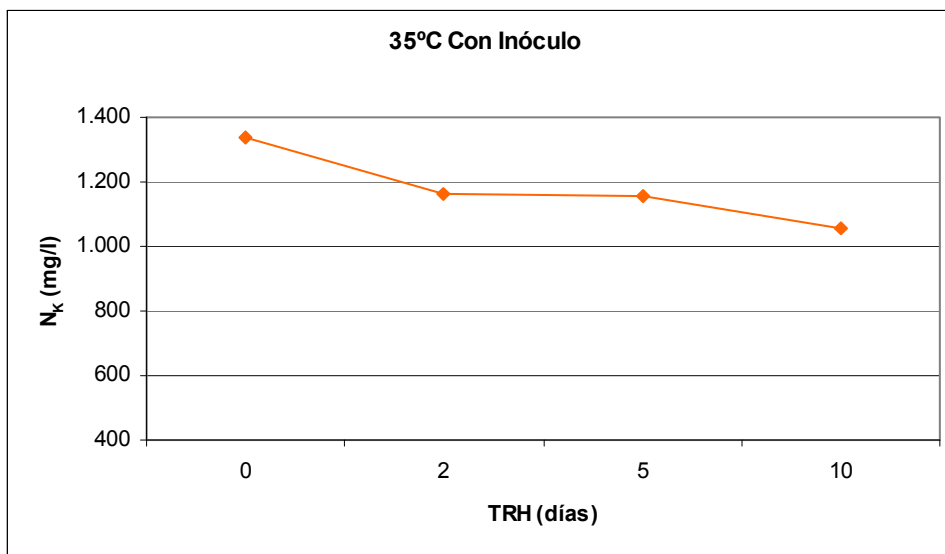


Figura 5.100. Nitrógeno Kjeldahl (35°C, con inóculo)

Tabla 5.44. Amonio (35°C, con inóculo)

TRH (días)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)
0	1160
2	1048
5	1086
10	630

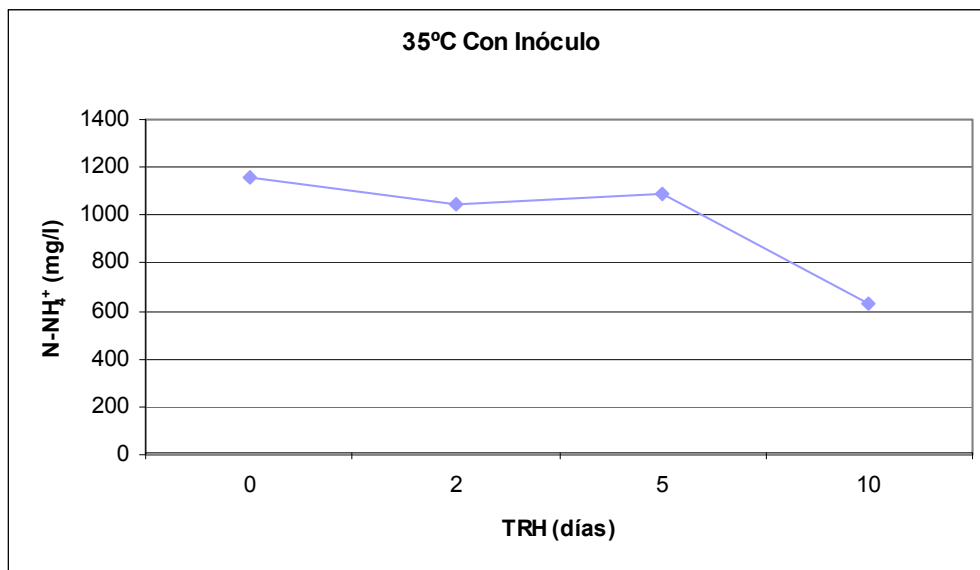


Figura 5.101. Amonio (35°C, con inóculo)

Tabla 5.45. Nitrato (35°C, con inóculo)

TRH (días)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
0	27,3
2	28,3
5	32,9
10	33,7
15	29,2
20	27,0
25	26,8

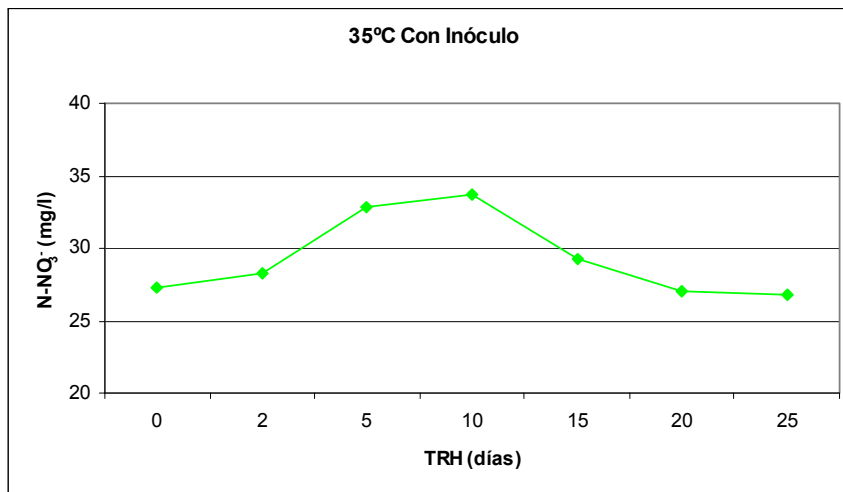


Figura 5.102. Nitrato (35°C, con inóculo)

Tabla 5.46. Fosfato (35°C, con inóculo)

TRH (días)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)
0	23,59
5	11,86
10	25,60
15	21,17
20	5,28
25	4,69

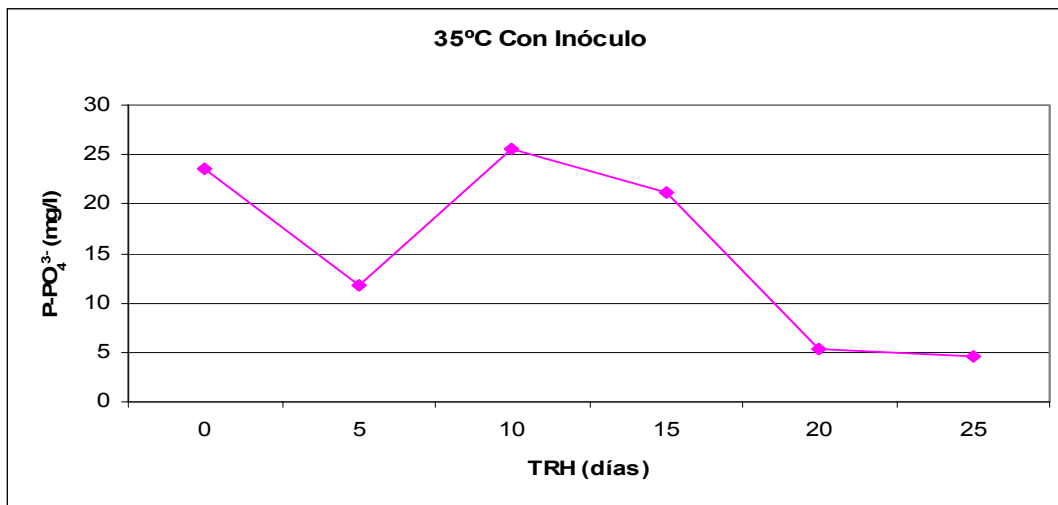


Figura 5.103. Fosfato (35°C, con inóculo)



Tabla 5.47. Análisis Químico Elemental, mayoritarios (35°C, con inóculo)

TRH (días)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	K (ppm)	Mg (ppm)	P (ppm)
0	51.315	4.286	201.357	13.109	5.115
10	61.462	6.270	174.068	16.601	6.674
25	62.460	7.015	163.650	17.140	7.540

Tabla 5.48. Análisis Químico Elemental, minoritarios (35°C, con inóculo)

TRH (días)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Hg (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
0	14,5	35,7	8,4	6,6	39,2	1,6	0,0	24,7
10	20,1	51,9	12,2	6,9	35,7	7,6	0,0	50,5
25	21,7	42,2	14,8	6,0	37,6	1,6	0,0	147,0

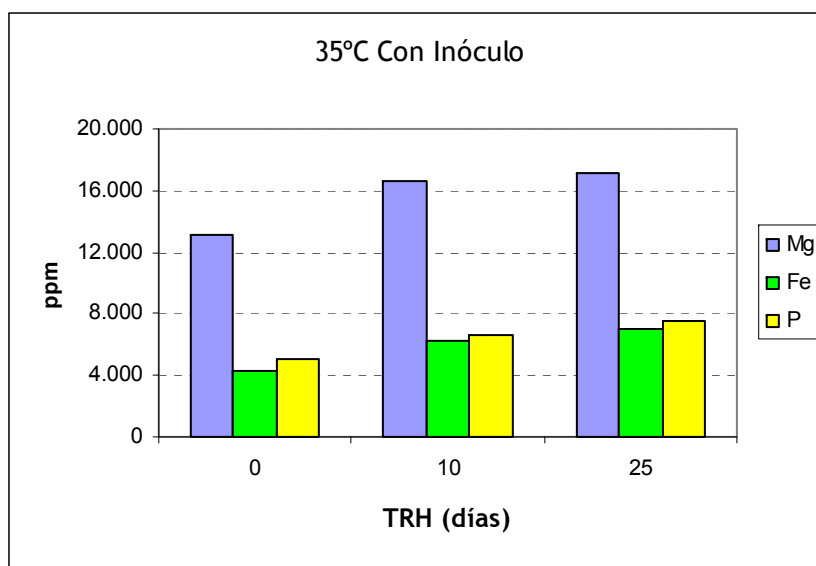


Figura 5.104. Magnesio, hierro y fósforo (35°C, con inóculo)

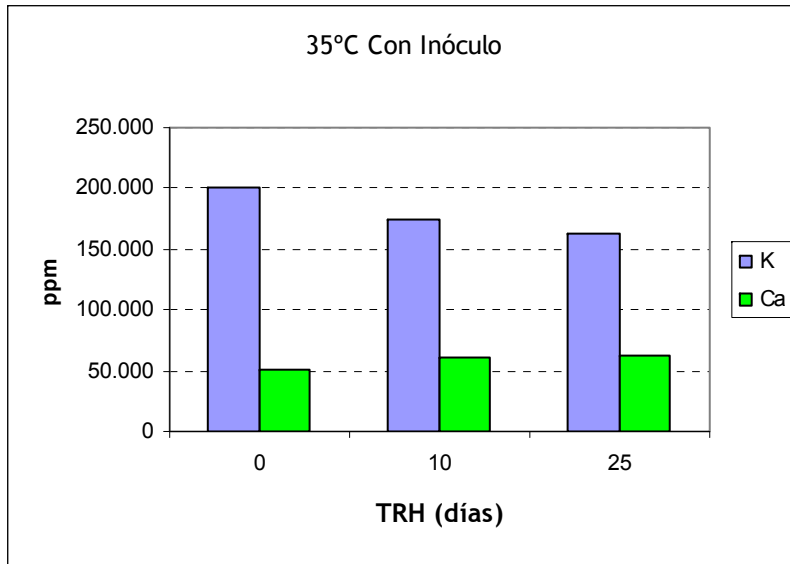


Figura 5.105. Potasio y Calcio (35°C, con inóculo)

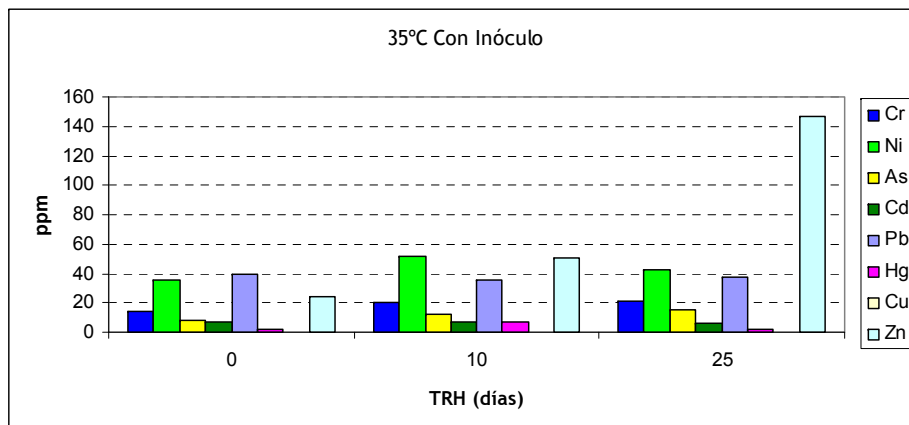
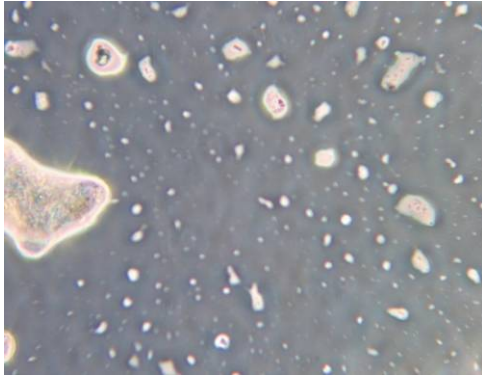
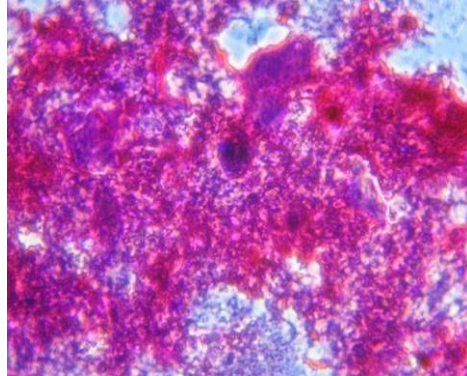


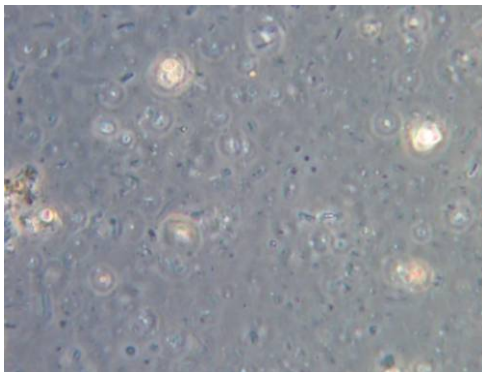
Figura 5.106. Análisis químico elemental, minoritarios (35°C, con inóculo)



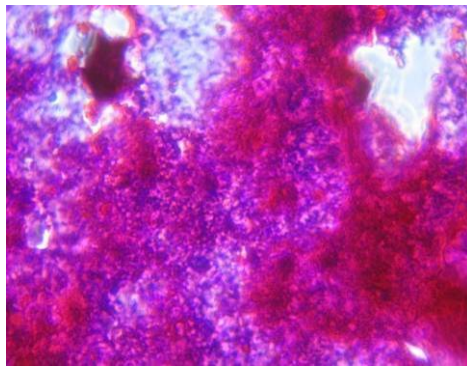
DÍA 0 Muestra fresca



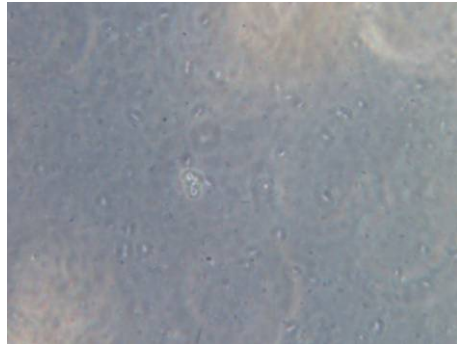
DÍA 0 Muestra con tinción de Gram



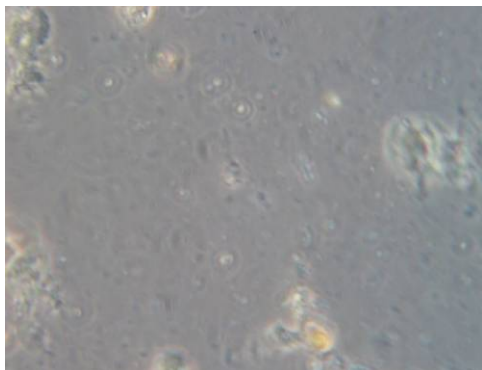
DÍA 2 Muestra fresca



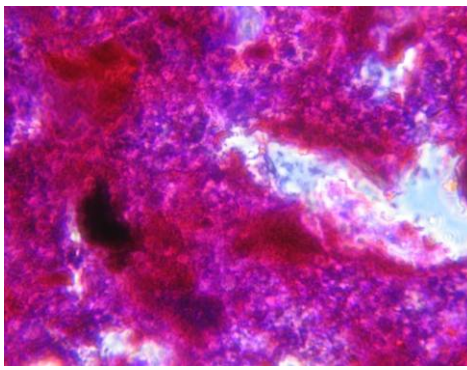
DÍA 2 Muestra con tinción de Gram



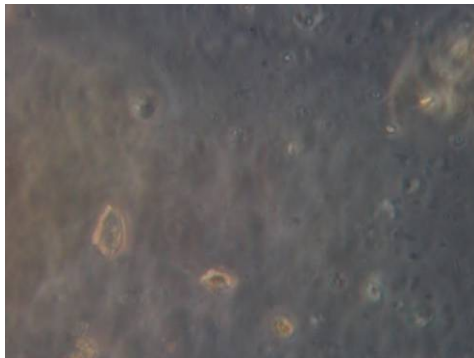
DÍA 5 Muestra fresca



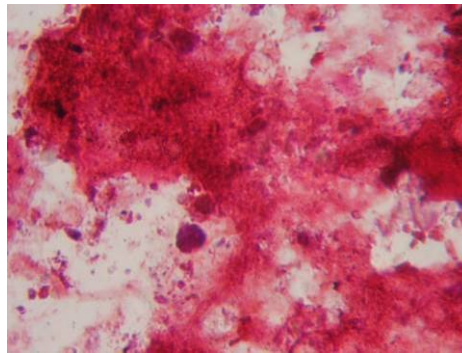
DÍA 10 Muestra fresca



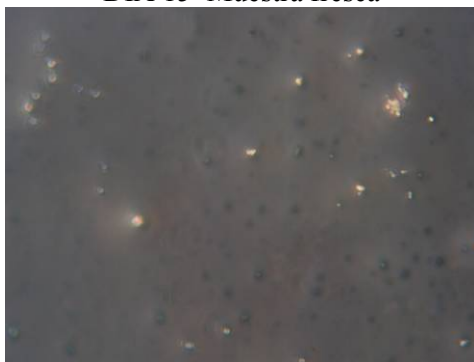
DÍA 10 Muestra con tinción de Gram



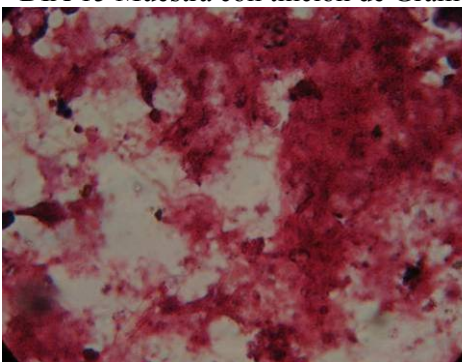
DÍA 15 Muestra fresca



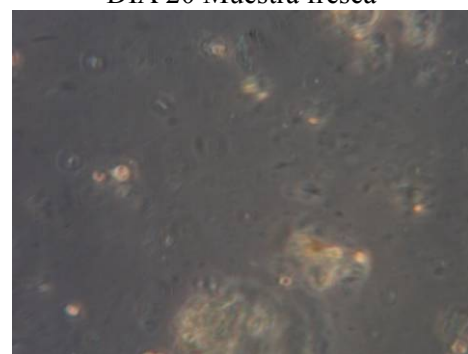
DÍA 15 Muestra con tinción de Gram



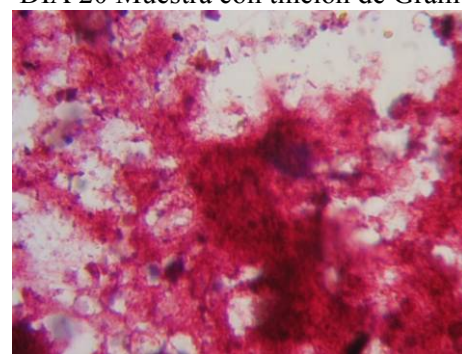
DÍA 20 Muestra fresca



DÍA 20 Muestra con tinción de Gram



DÍA 25 Muestra fresca



DÍA 25 Muestra con tinción de Gram

Figura 5.107. Observación microscópica (35°C, con inóculo)

No se aprecia reducción en el contenido en sólidos de la muestra mesófila con inóculo (figura 5.97) aunque sí en la DQO que se reduce un 47,05% (figura 5.98). Del mismo modo que en la experiencia anterior este aumento en el porcentaje de eliminación se debe a unos tiempos de residencia hidráulicos elevados. El pH sufre un ligero aumento (figura 5.99).

El nitrógeno Kjeldahl se reduce ligeramente (figura 5.100) aunque donde se aprecia realmente es en el nitrógeno amoniacal que disminuye más de un 50% (figura 5.101). Nitrato y fosfato presentan un comportamiento similar al de la experiencia sin inóculo a 35°C puesto que aumentan ligeramente al principio para acabar disminuyendo de una manera substancial en los últimos días (figuras 5.102 y 5.103).

En lo referente al análisis elemental aumenta la concentración de Mg, Fe, P, Ca, As y Zn, éste último de una manera notable debido a la reducción del volumen de la muestra como consecuencia de la producción de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> (figuras 5.104-5.106).

La observación en el microscopio óptico demuestra que el inóculo mejora la población del cultivo anaerobio. En la figura 5.107 puede apreciarse una disminución de la cantidad total de bacterias a lo largo de la experiencia que conlleva a un aumento en la proporción de microorganismos Gram negativos.

**5.4.1.2.3 Tratamiento a 55°C sin inóculo**

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.49-5.57 y en las figuras 5.108-5.118.

Tabla 5.49. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)	STF (mg/l)
0	14.300	5.574	8.726
2	14.420	5.560	8.860
5	13.740	4.680	9.060
10	12.460	3.900	8.560
15	10.820	2.830	7.990
20	10.120	2.040	8.080

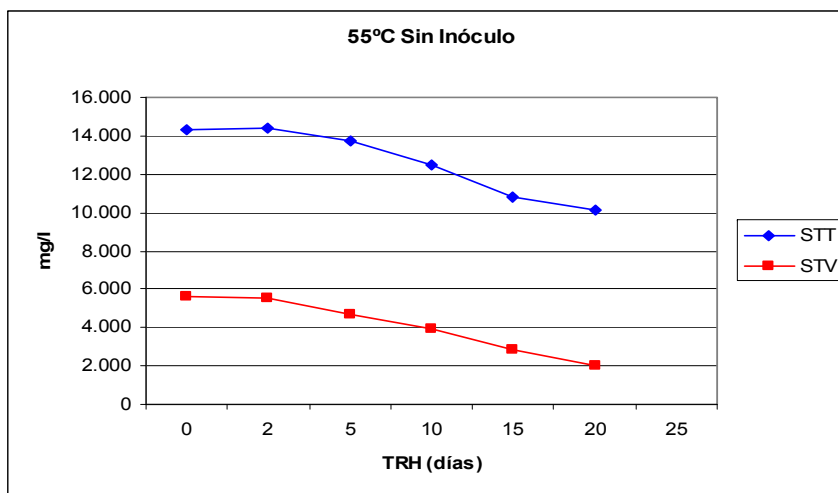


Figura 5.108. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.50. DQO (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	12.438
2	11.344
5	12.625
10	11.406
15	5.516
20	3.463

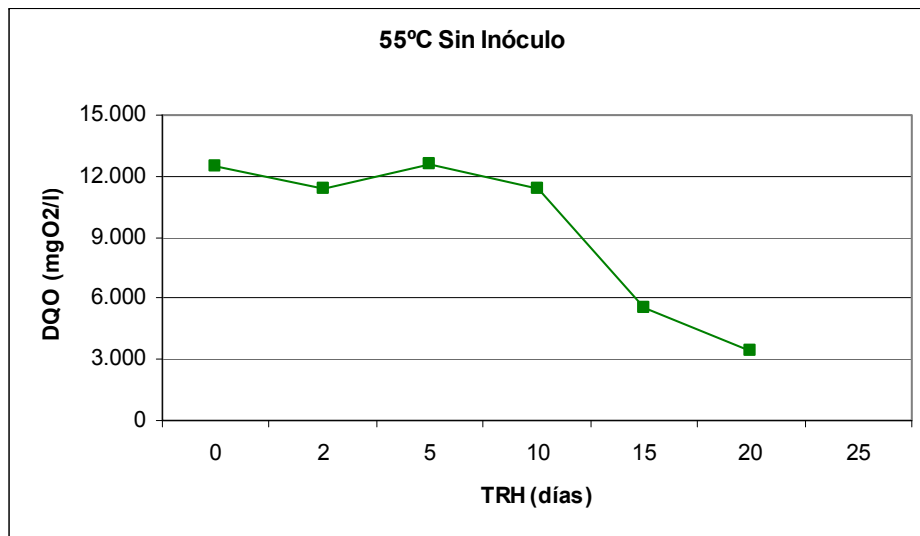


Figura 5.109. DQO (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.51. pH (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,41
2	7,35
5	7,60
10	7,51
15	8,18
20	8,17

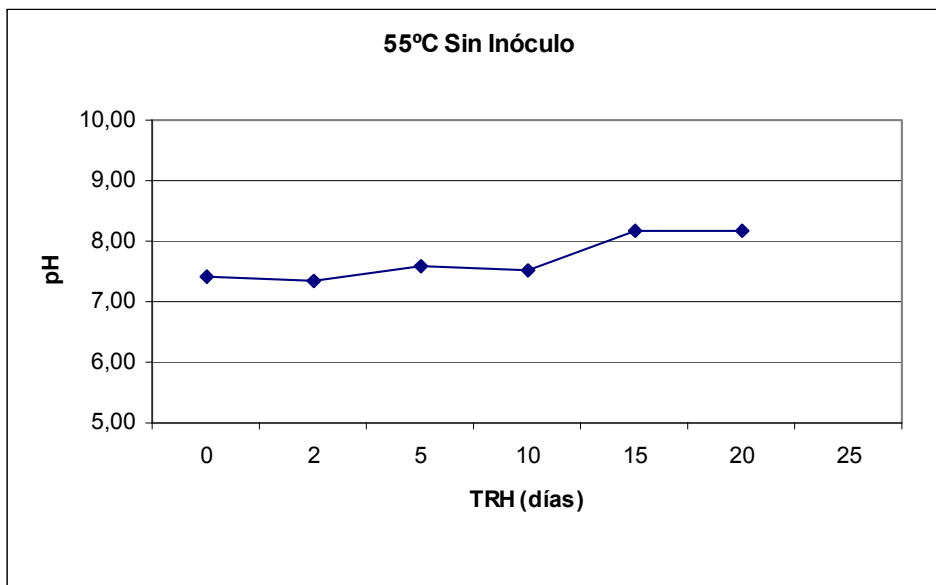


Figura 5.110. pH (55°C, sin inóculo)



Tabla 5.52. Nitrógeno Kjeldahl (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	N <sub>K</sub> (mg/l)
0	1.004
2	1.191
5	1.177
10	1.080

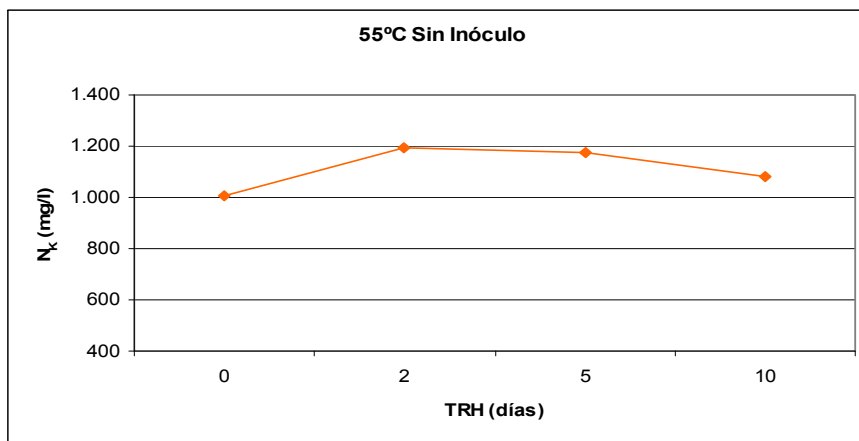


Figura 5.111. Nitrógeno Kjeldahl (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.53. Amonio (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)
0	1071
2	937
5	996
10	697

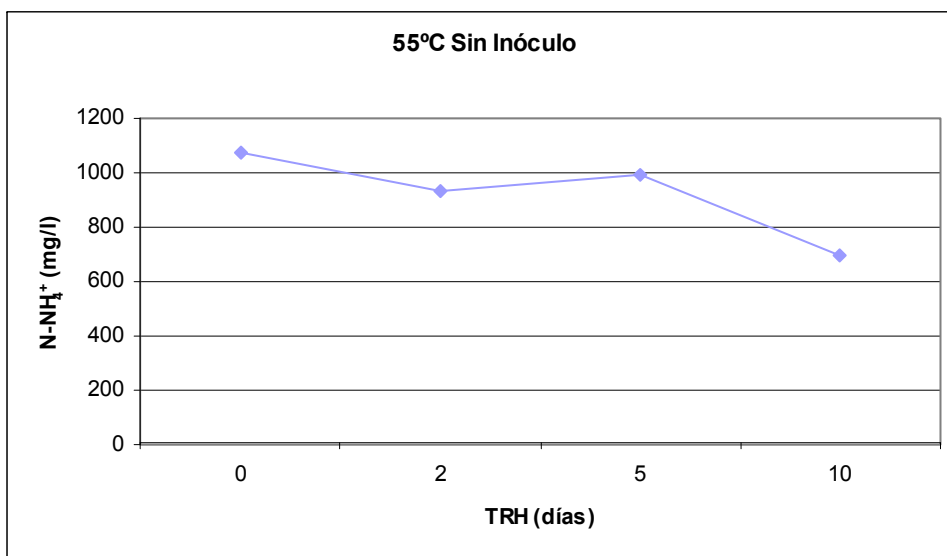


Figura 5.112. Amonio (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.54. Nitrato (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
0	31,9
2	39,3
5	36,0
10	33,4
15	29,2
20	26,7

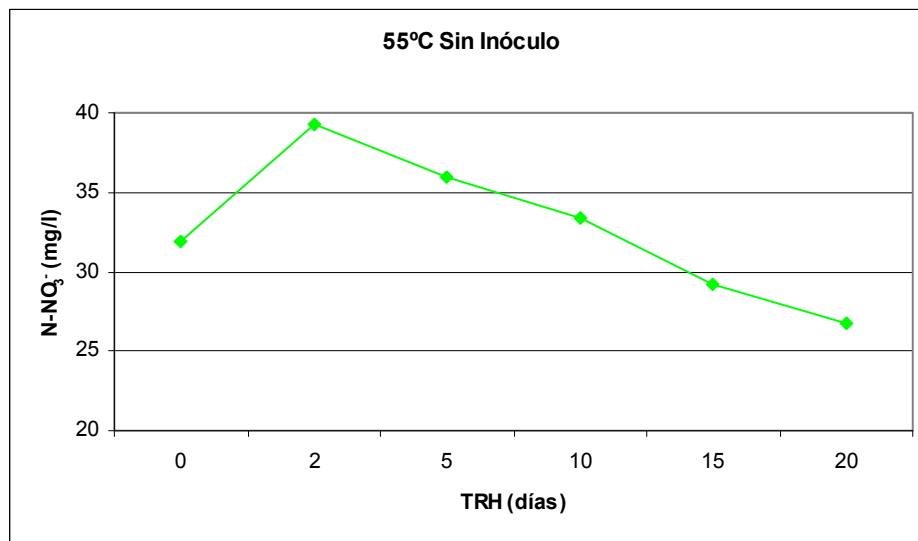


Figura 5.113. Nitrato (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.55. Fosfato (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)
0	14,64
5	8,75
10	10,19
15	10,19
20	8,07

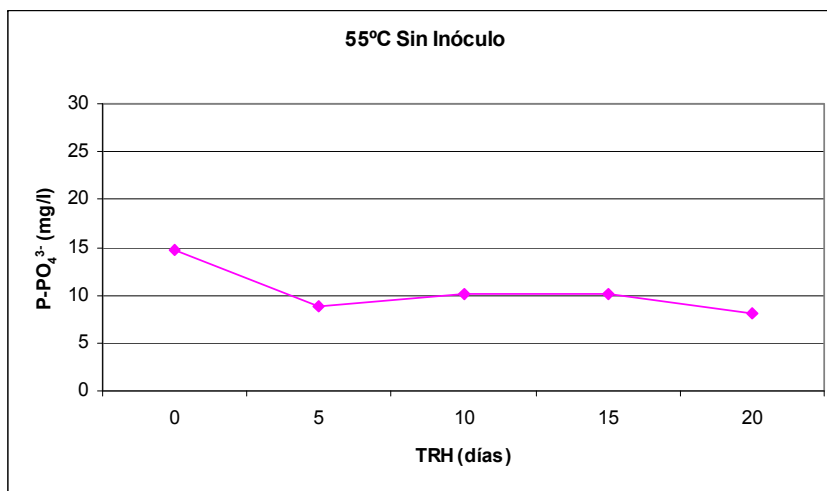


Figura 5.114. Fosfato (55°C, sin inóculo)

Tabla 5.56. Análisis Químico Elemental, mayoritarios (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	K (ppm)	Mg (ppm)	P (ppm)
0	33.628	1.529	239.660	11.561	1.586
10	23.820	2.480	206.640	15.690	2.290
20	17.785	1.900	198.110	15.765	2.100

Tabla 5.57. Análisis Químico Elemental, minoritarios (55°C, sin inóculo)

TRH (días)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Hg (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
0	4,8	30,6	7,4	7,9	13,4	2,2	0,0	0,0
10	11,3	97,5	6,9	5,5	18,7	5,1	0,0	0,0
20	8,9	48,5	8,9	5,6	10,8	1,5	0,0	0,0

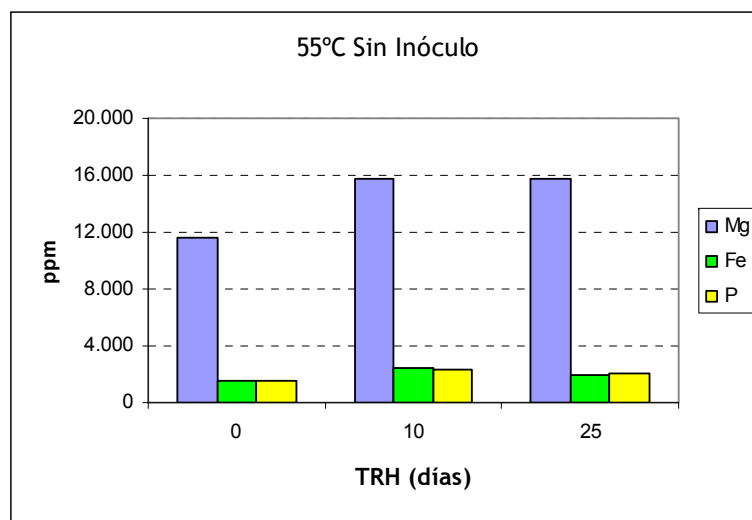


Figura 5.115. Magnesio, hierro y fósforo (55°C, sin inóculo)

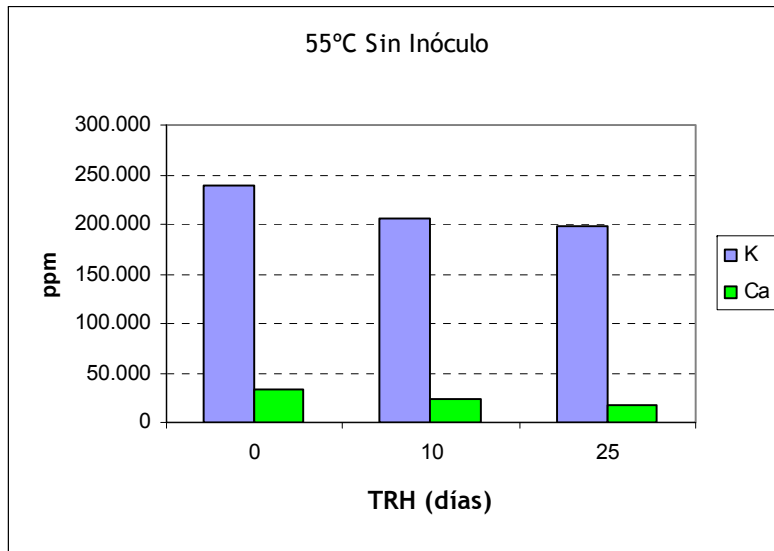


Figura 5.116. Potasio y Calcio (55°C, sin inóculo)

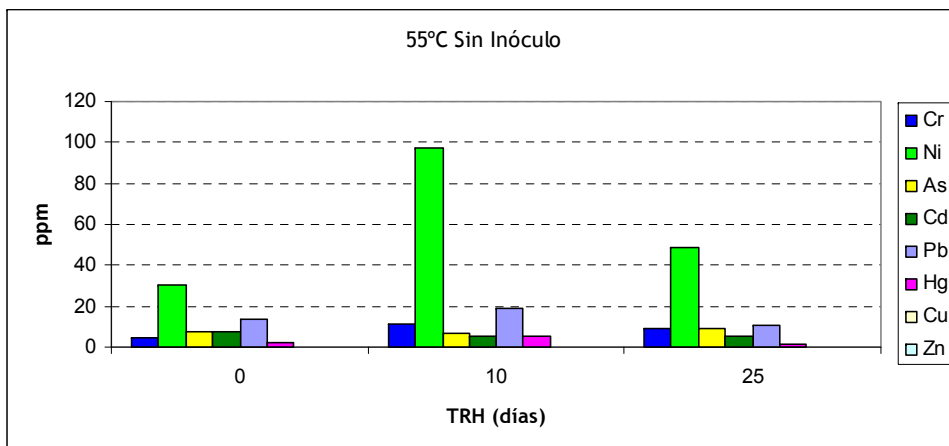
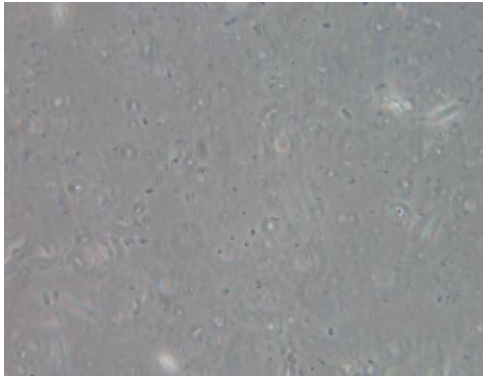
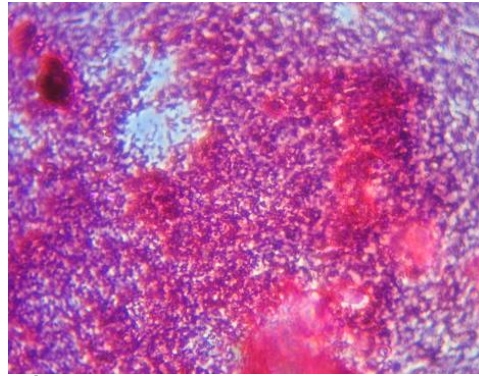


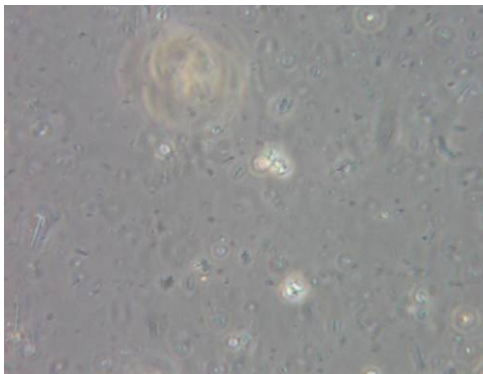
Figura 5.117. Análisis químico elemental, minoritarios (55°C, sin inóculo)



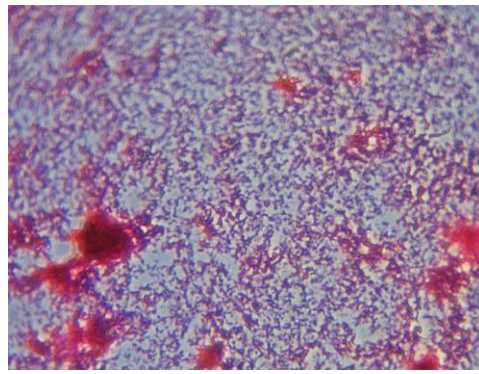
DÍA 0 Muestra fresca



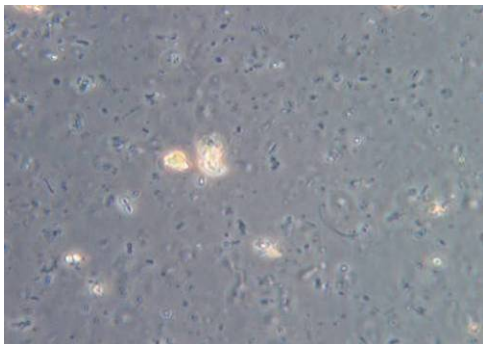
DÍA 0 Muestra con tinción de Gram



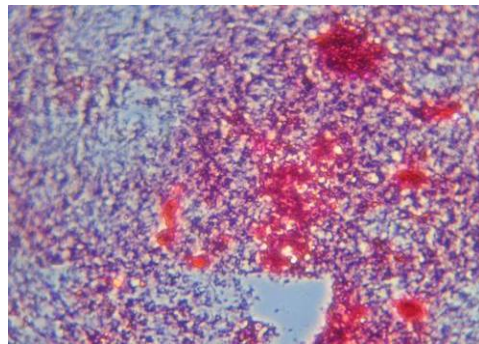
DÍA 2 Muestra fresca



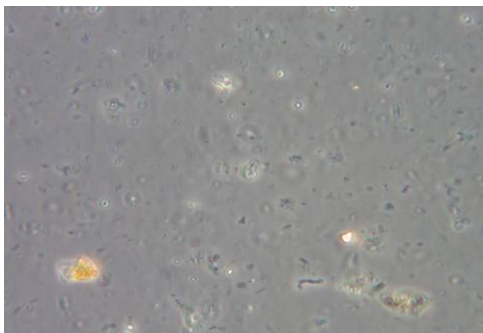
DÍA 2 Muestra con tinción de Gram



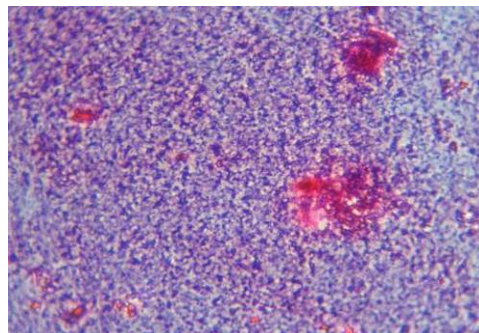
DÍA 5 Muestra fresca



DÍA 5 Muestra con tinción de Gram



DÍA 10 Muestra fresca



DÍA 10 Muestra con tinción de Gram

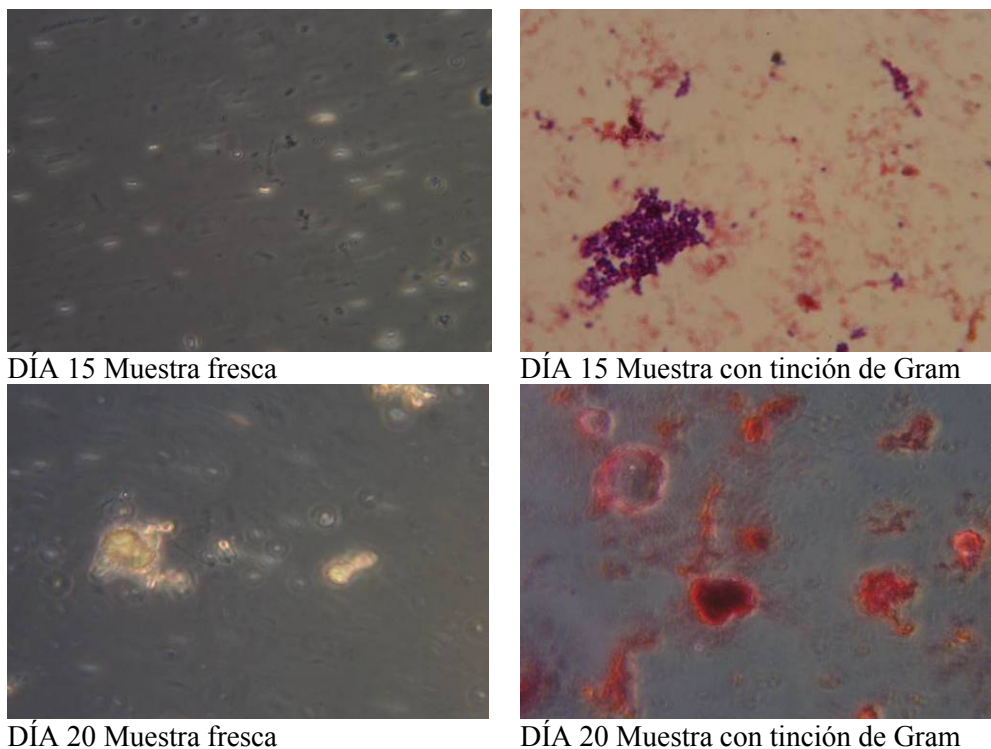


Figura 5.118. Observación microscópica (55°C, sin inóculo)

En estas condiciones termófilas sin inóculo se aprecia una importante reducción de los sólidos desde el primer día (figura 5.108). La DQO experimenta una eliminación del 72,16% (figura 5.109). Como en la primera experiencia en discontinuo, se aprecia una reducción muy pronunciada entre el décimo y decimoquinto día, por lo que esta combinación de parámetros no requiere grandes tiempos de residencia hidráulicos para obtener una gran eficiencia. Es entre esos días, 10 y 15, cuando explotaron dos balones dentro de la estufa a 55°C, se cree que por excesiva formación de biogás. Puesto que uno de ellos estaba inoculado y el otro no, se suprime una muestra por cada una de las dos combinaciones y únicamente se tendrán para estas muestras datos hasta el día 20.



El pH sube ligeramente (figura 5.110), no así el nitrógeno amoniacal que ve disminuida la concentración hasta en un 30% (figura 5.112). En las experiencias mesófilas se observaba una utilización mayor del nitrógeno amoniacal.

El nitrógeno Kjeldahl y el fosfato permanecen prácticamente constantes (figuras 5.111 y 5.114) pero el nitrato presenta un comportamiento similar al de las experiencias mesófilas, sufriendo un ligero aumento para terminar viendo su concentración claramente reducida (figura 5.113).

Los resultados de los análisis químicos elementales confirman que se reduce la concentración de los nutrientes K y Ca (figura 5.116) mientras que la cantidad de Mg aumenta (figura 5.115). Ni, Cr y Pb experimentan un ligero aumento para posteriormente reducir claramente su concentración (figura 5.117).

La población de bacterias en los primeros días es importante aunque la mayoría de los microorganismos son Gram positivos. En las observaciones microscópicas se aprecia que la biomasa disminuye a medida que avanza la degradación anaerobia (figura 5.118).

5.4.1.2.4 Tratamiento a 55°C con inóculo

Los resultados obtenidos en este tratamiento aparecen en las tablas 5.58-5.66 y en las figuras 5.119-5.118.

Tabla 5.58. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, con inóculo)

TRH (días)	STT (mg/l)	STV (mg/l)	STF (mg/l)
0	14.384	6.066	8.318
2	13.180	5.140	8.040
5	15.940	6.320	9.620
10	14.120	4.900	9.220
15	13.680	4.940	8.740
20	13.660	4.480	9.180

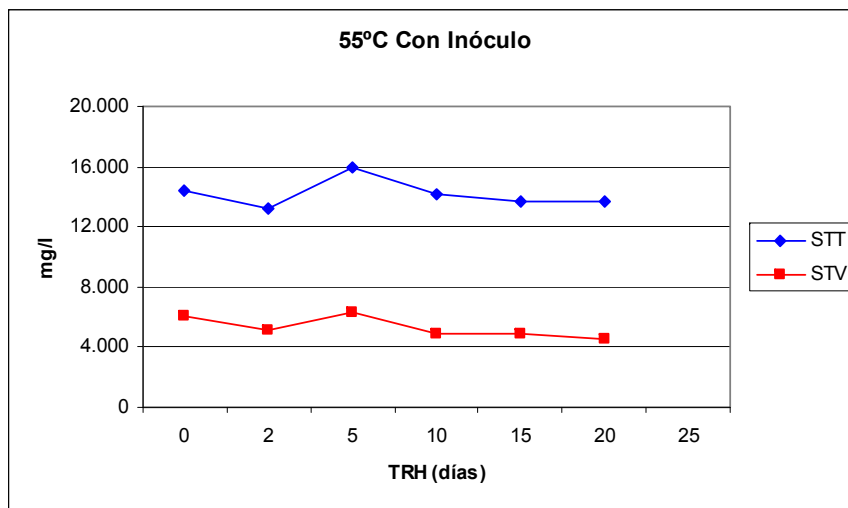


Figura 5.119. Sólidos Totales y Volátiles (55°C, con inóculo)

Tabla 5.59. DQO (55°C, con inóculo)

TRH (días)	DQO(mgO <sub>2</sub> /l)
0	13.781
2	14.938
5	13.813
10	9.000
15	7.453
20	5.556

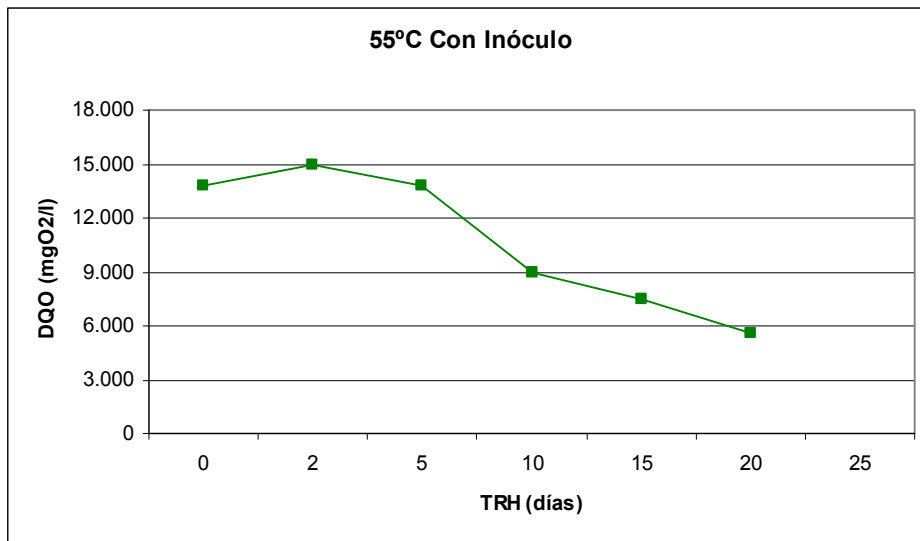


Figura 5.120. DQO (55°C, con inóculo)

Tabla 5.60. pH (55°C, con inóculo)

TRH (días)	pH
0	7,48
2	7,21
5	7,60
10	7,36
15	8,00
20	8,18

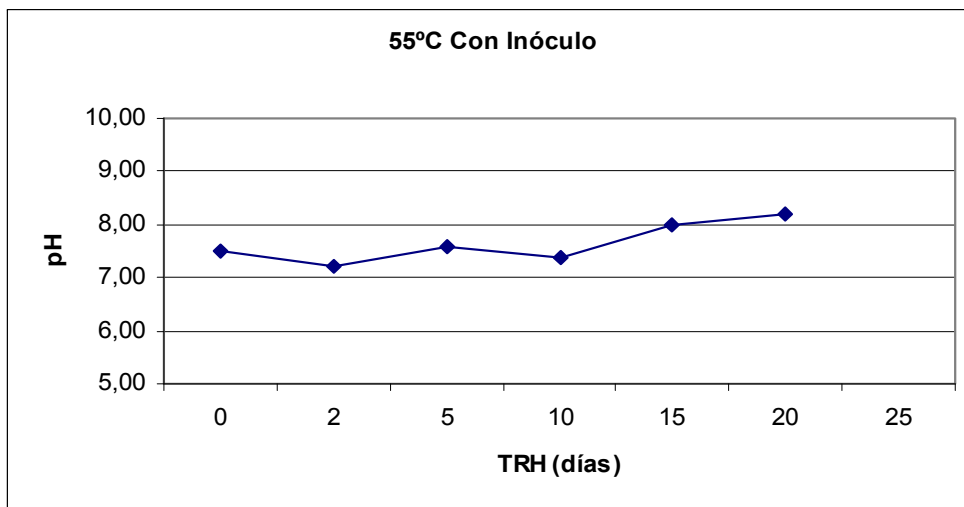


Figura 5.121. pH (55°C, con inóculo)

Tabla 5.61. Nitrógeno Kjeldahl (55°C, con inóculo)

TRH (días)	N <sub>K</sub> (mg/l)
0	1.338
2	1.463
5	1.222
10	1.147

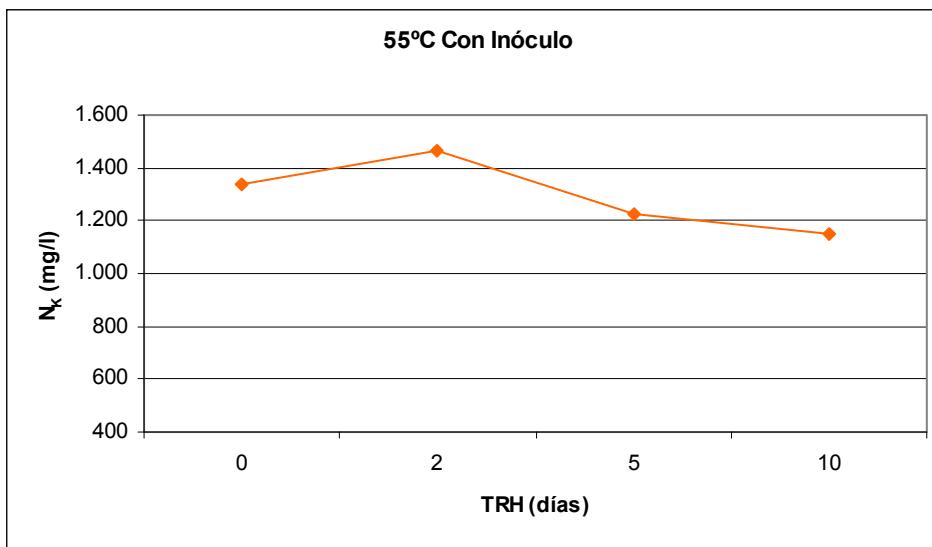


Figura 5.122 . Nitrógeno Kjeldahl (55°C, con inóculo)

Tabla 5.62. Amonio (55°C, con inóculo)

TRH (días)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)
0	1160
2	937
5	882
10	742

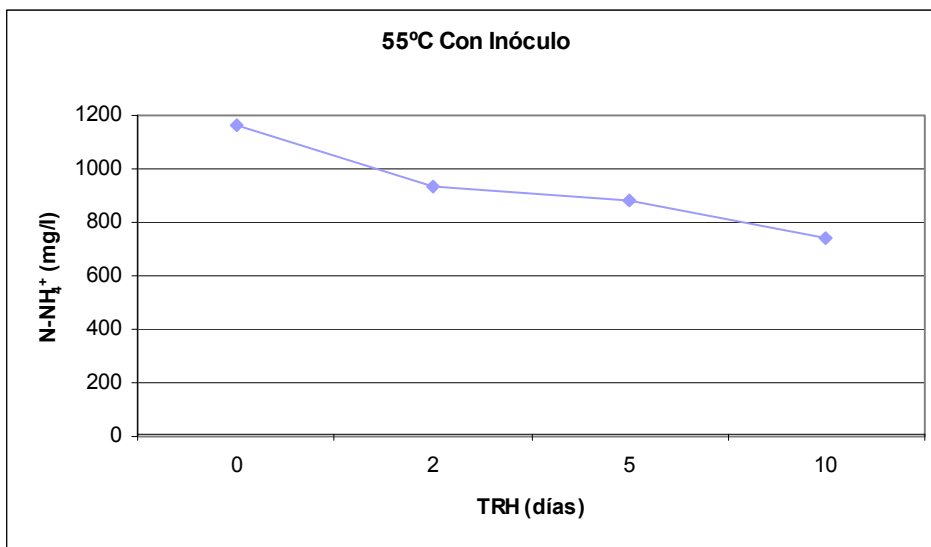


Figura 5.123. Amonio (55°C, con inóculo)

Tabla 5.63. Nitrato (55°C, con inóculo)

TRH (días)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
0	27,3
2	34,4
5	34,6
10	30,8
15	30,9
20	29,3

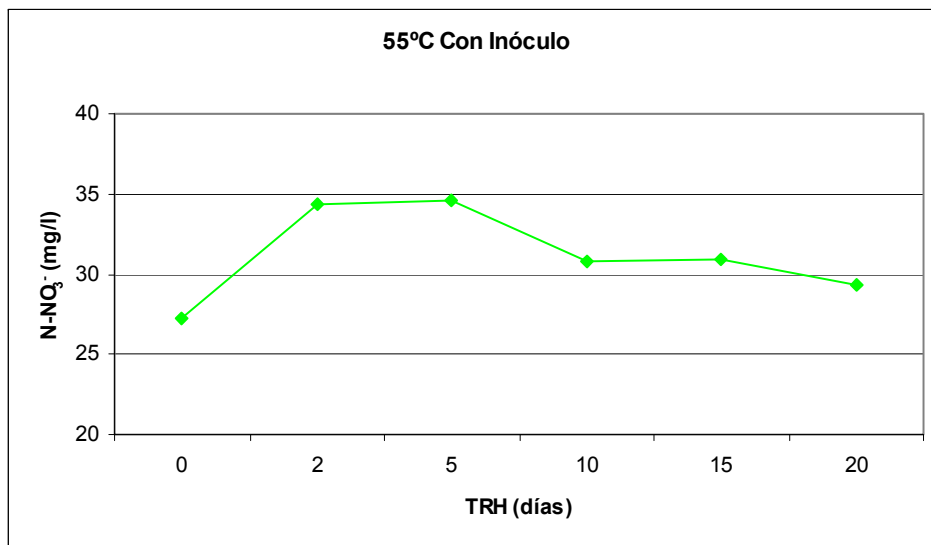


Figura 5.124. Nitrato (55°C, con inóculo)

Tabla 5.64. Fosfato (55°C, con inóculo)

TRH (días)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)
0	23,59
5	11,03
10	9,34
15	11,81
20	5,66

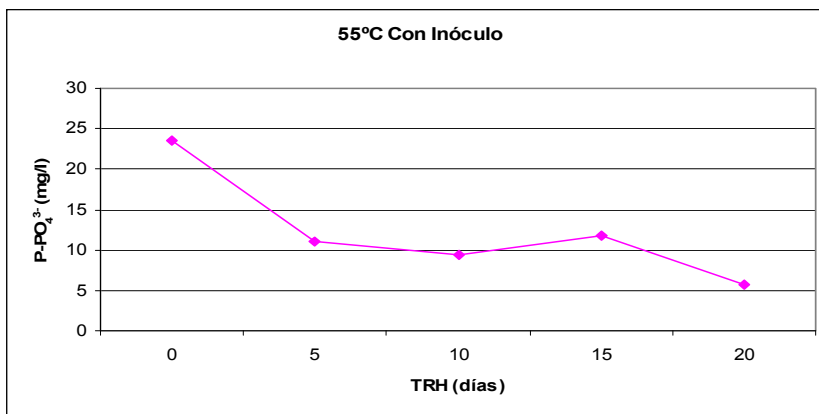


Figura 5.125. Fosfato (55°C, con inóculo)



Tabla 5.65. Análisis Químico Elemental, mayoritarios (55°C, con inóculo)

TRH (días)	Ca (ppm)	Fe (ppm)	K (ppm)	Mg (ppm)	P (ppm)
0	51.315	4.286	201.357	13.109	5.115
10	51.285	8.230	171.530	16.855	8.535
20	35.485	9.455	170.015	15.380	8.755

Tabla 5.66. Análisis Químico Elemental, minoritarios (55°C, con inóculo)

RH (días)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Hg (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
0	14,5	35,7	8,4	6,6	39,2	1,6	0,0	24,7
10	24,3	46,3	14,4	6,2	48,4	9,7	12,6	237,5
20	27,4	55,1	15,5	6,1	56,9	1,4	24,7	290,6

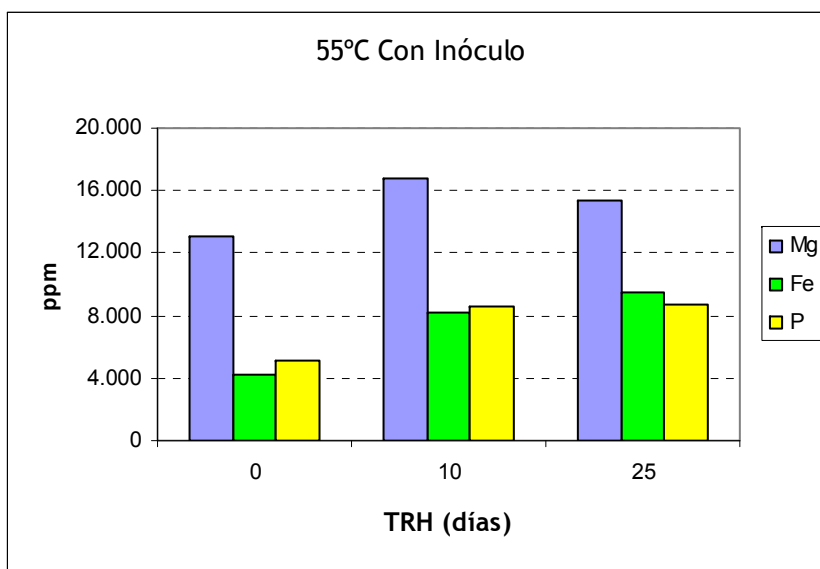


Figura 5.126. Magnesio, hierro y fósforo (55°C, con inóculo)

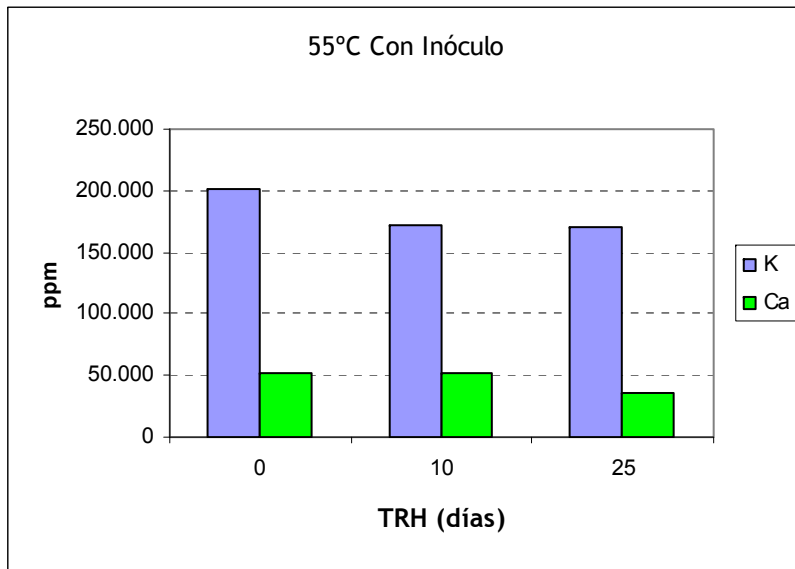


Figura 5.127. Potasio y Calcio (55°C, con inóculo)

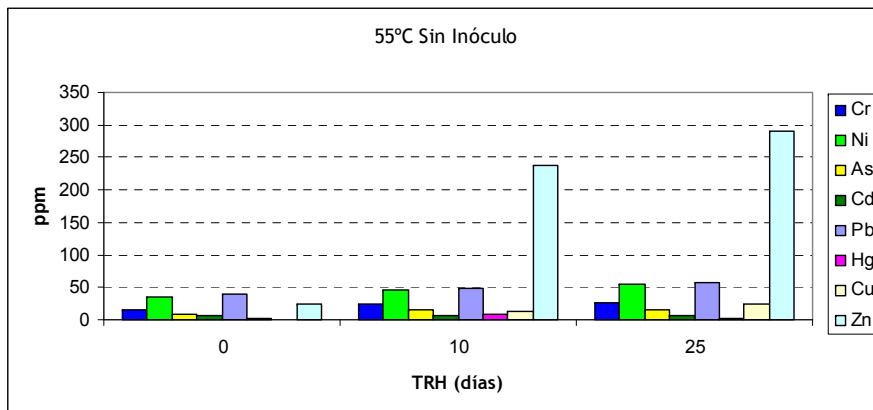
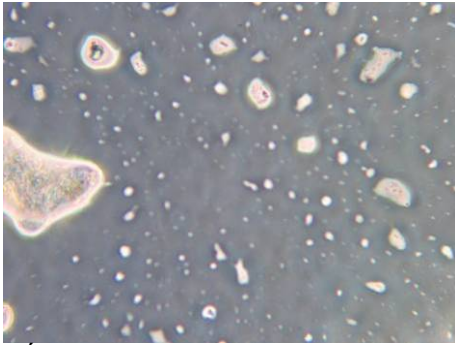
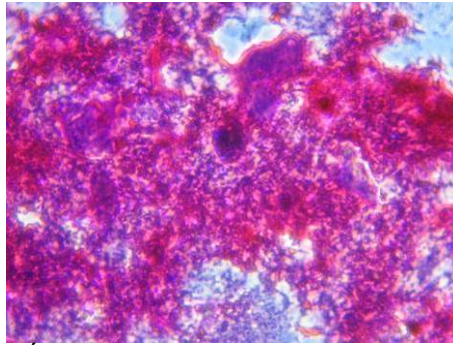


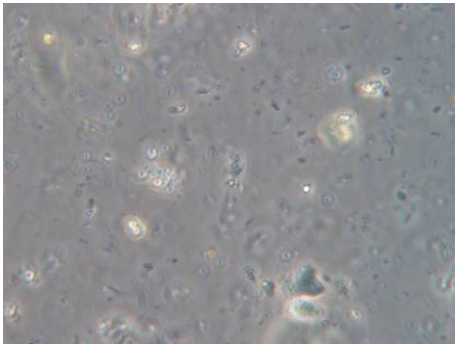
Figura 5.128. Análisis químico elemental, minoritarios (55°C, con inóculo)



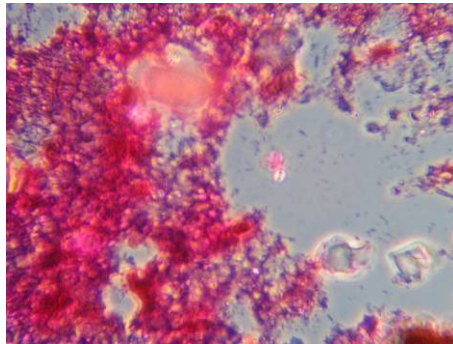
DÍA 0 Muestra fresca



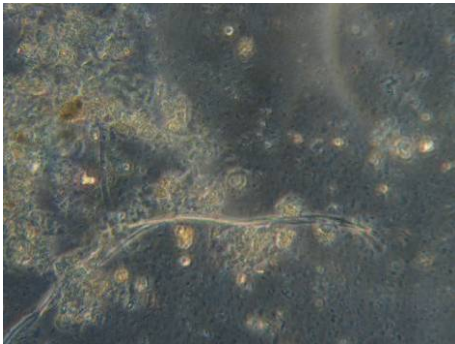
DÍA 0 Muestra con tinción de Gram



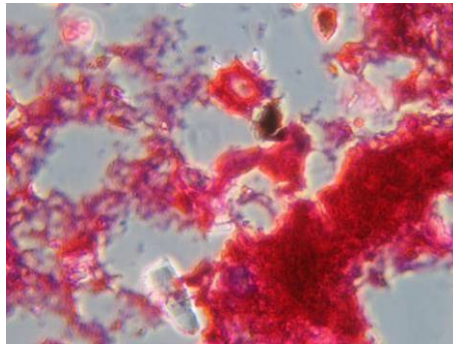
DÍA 2 Muestra fresca



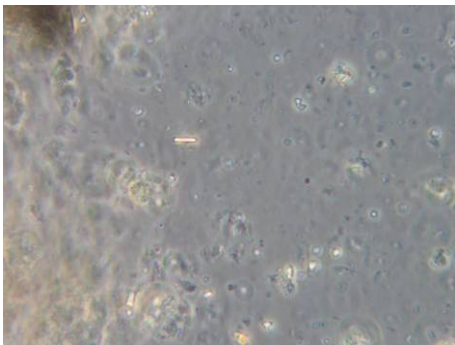
DÍA 2 Muestra con tinción de Gram



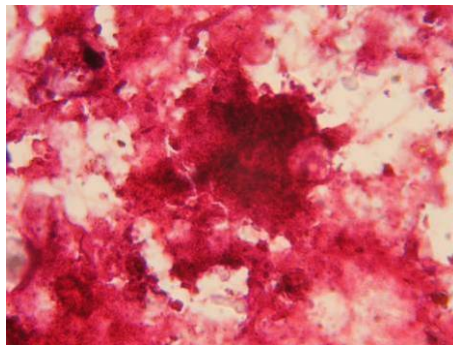
DÍA 5 Muestra fresca



DÍA 5 Muestra con tinción Gram



DÍA 10 Muestra fresca



DÍA 10 Muestra con tinción Gram

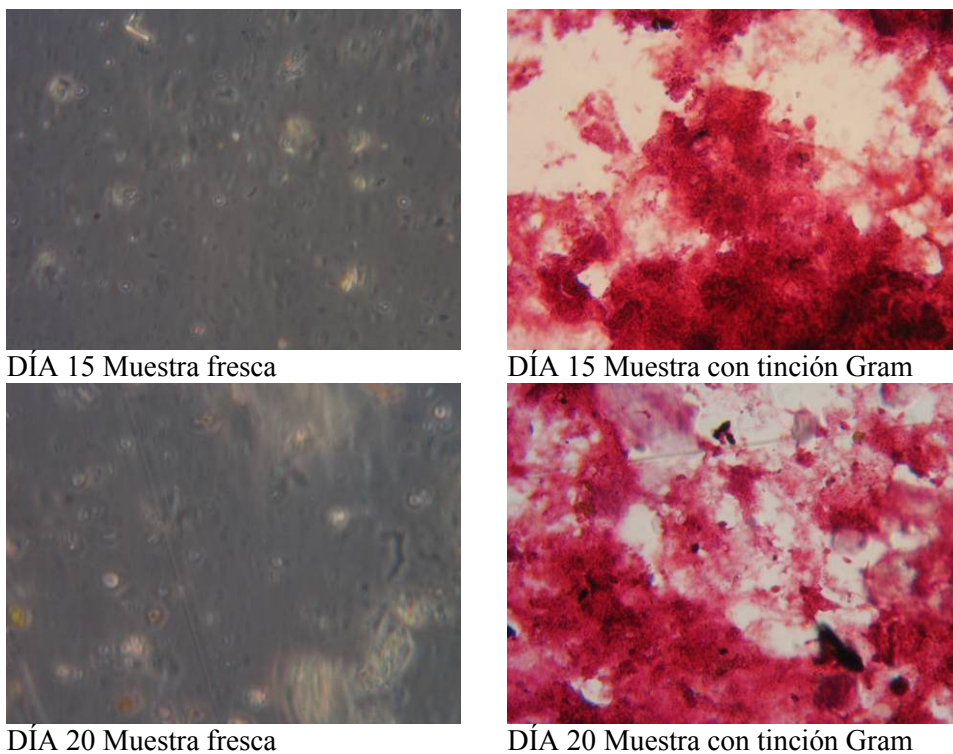


Figura 5.129. Observación microscópica (55°C, con inóculo)

En condiciones termófilas con inóculo, los sólidos prácticamente no disminuyen (figura 5.119), la DQO lo hace en un 59,68% (figura 5.120) y el nitrógeno amoniacal aproximadamente en un 40% (figura 5.123).

El pH sube prácticamente un punto (figura 5.121) y el nitrógeno orgánico (figura 5.122) y el nitrato (figura 5.124) presentan una meseta similar a las del resto de las experiencias, en primer lugar un aumento y al final una disminución.

Como cabía esperar, debido al aumento de biomasa, disminuye la concentración de los macronutrientes K y Ca (figura 5.127). Llama la atención el aumento en la concentración de Cr, Ni, Cu y Zn que aparece, en especial la de éste último (figura 5.128) debido, como se comentó en experiencias anteriores, a la disminución de volumen de la muestra consecuencia de la producción de gases.

En la observación microscópica se pueden apreciar multitud de organismos Gram negativos (figura 5.129) que podrían asociarse a un aumento de microorganismos metanogénicos ya que, si bien algunos géneros (como *Methanobrevibacter*, *Methanosphaera*, *Methanothermus*) son Gram positivos, hay otros (como *Methanococcus*, *Methanospirillum*, *Methanohalophilus* o *Methanosarcina*) que son Gram negativos.

#### **5.4.1.3 Selección de las condiciones de operación para el proceso anaerobio**

A la vista de los resultados obtenidos en las dos experiencias anaerobias en discontinuo, se ha decidido comparar los valores de DQO que es donde se han observado diferencias más notables entre las distintas condiciones de operación.

En la tabla 5.67 se han cotejado los valores de la DQO al principio y al final de cada experimento así como la reducción alcanzada en cada uno de ellos. El experimento realizado a 35°C sin inóculo en la primera experiencia no parece ser muy representativo ya que los datos difieren considerablemente de los alcanzados en la segunda experiencia en la que la técnica utilizada ya estaba más depurada y, por ello, esos datos no se han tenido en cuenta a la hora de evaluar el proceso. Por otra parte, hay que indicar que las dos experiencias sin inóculo han recibido un tratamiento ligeramente distinto: en la primera de ellas se añadieron 30 ml de agua desionizada para compensar la ausencia de inóculo cosa que no se hizo en la segunda en la que se quiso partir de una DQO lo más elevada posible. Esto hace que el contenido inicial en materia orgánica en la segunda experiencia (12.438 mg/l) sea algo superior al correspondiente a la primera experiencia (10.813 mg/l).

Tabla 5.67. Eliminación de DQO en los experimentos anaerobios en discontinuo

	1ª EXPERIENCIA			2ª EXPERIENCIA		
	DQO inicial (mg O <sub>2</sub> /l)	DQO final (mg O <sub>2</sub> /l)	Reducción de DQO (%)	DQO inicial (mg O <sub>2</sub> /l)	DQO final (mg O <sub>2</sub> /l)	Reducción de DQO (%)
<b>35°C Sin Inóculo</b>	10.813	9.375	13,30	12.438	6.328	49,12
<b>35°C Con Inóculo</b>	17.063	11.500	32,60	13.781	7.297	47,05
<b>55°C Sin Inóculo</b>	10.813	2.925	72,95	12.438	3.463	72,16
<b>55°C Con Inóculo</b>	17.063	5.391	68,41	13.781	5.556	59,68

Si se analiza la influencia de la adición o no de inóculo al proceso se observa que, a ninguna de las dos temperaturas estudiadas, la eliminación de materia orgánica se ve favorecida por la presencia de inóculo, a pesar de presentar una mayor población de bacterias como puede verse en las fotografías realizadas con el microscopio óptico. Esto es debido a que, si bien la presencia de inóculo puede acelerar el proceso, también aporta un elevado contenido de materia orgánica que se suma al correspondiente al lixiviado a tratar aumentando de ese modo la carga orgánica a eliminar.

Como puede observarse en la tabla anterior se obtiene una mayor eficacia del proceso en condiciones termófilas. Este hecho está confirmado por la explosión de dos matraces en la estufa a 55°C probablemente por la rápida producción de biogás. La explosión se produjo entre los días 10 y 15 de la experiencia por lo que parece que es en estos días cuando la velocidad de degradación es mayor. En la figura 5.130 puede observarse el aspecto de los matraces el día 10 de la experiencia: en los situados en la estufa a 55°C se producían burbujas que no aparecían en los de la estufa a 35°C.





Figura 5.130. Aspecto de los matraces a 55°C el día 10.

Si bien en la digestión anaerobia, para idénticos tiempos de residencia, las condiciones termófilas proporcionan frente a las condiciones mesófilas la ventaja de obtener un elevado porcentaje de eliminación de DQO, tienen el inconveniente de que el producto final tiene una mayor concentración en metales pesados como consecuencia de la mayor producción de biogás durante el proceso. Este mayor contenido en metales pesados hace que ese producto sea menos recomendable para su utilización como fertilizante que es uno de los objetivos de este trabajo.

Además, de esto hay que tener en cuenta también el coste energético que, en los procesos reales, puede ser un factor decisivo a la hora de elegir un proceso u otro.

El calor que es necesario aportar para llevar una determinada cantidad de lixiviado ( $m_{\text{lixiviado}}$ ), suponiendo que está a una temperatura 25°C, hasta 55°C vendrá dado por la expresión:

$$Q_{55^{\circ}\text{C}} = m_{\text{lixiviado}} \cdot 1 \text{ kcal/kg}\cdot^{\circ}\text{C} \cdot (55 - 25) ^{\circ}\text{C} = 30 m_{\text{lixiviado}} \text{ kcal/kg}$$

La correspondiente expresión para llevar la misma cantidad de lixiviado desde su temperatura de 25°C hasta 35°C será:

$$Q_{35^{\circ}\text{C}} = m_{\text{lixiviado}} \cdot 1 \text{ kcal/kg} \cdot (35 - t) ^{\circ}\text{C} = 10 m_{\text{lixiviado}} \text{ kcal/kg}$$

Como se puede apreciar la cantidad de energía calorífica implicada en el proceso a 55°C es el triple de la necesaria a 35°C lo que hace que los costes energéticos sean también tres veces superiores lo cual resulta un gasto excesivo para un CTR.

Teniendo en cuenta los inconvenientes del proceso termófilo, que los resultados obtenidos para 35°C resultan satisfactorios y que cabe esperar que mejoren en el proceso en continuo al trabajar con diferentes tiempos de residencia hidráulicos, se han elegido como condiciones de operación de partida para el tratamiento anaerobio las siguientes:

- Inyección de inóculo: No
- Temperatura: 35°C
- Tiempo de residencia hidráulico: Variable

Al no inocular el reactor, será necesario favorecer el desarrollo de la biomasa necesaria para llevar a cabo la fermentación (inóculo espontáneo), para lo que se mantendrá el sistema en circuito cerrado durante el tiempo preciso para conseguir dicho desarrollo.



### 5.4.2 Tratamiento aerobio discontinuo

Si bien para el estudio del tratamiento anaerobio se han tenido en cuenta como parámetros a analizar la temperatura, la inoculación o no de microorganismos y el tiempo de residencia hidráulico, para el tratamiento aerobio los dos primeros parámetros no se han considerado por haberse fijado en el estudio anterior. Por otra parte, el tiempo de ensayo ha sido de mayor duración con la finalidad de determinar la máxima biodegradabilidad del lixiviado.

Para el estudio del tratamiento aerobio del lixiviado en discontinuo se colocaron 250 ml de muestra en un erlenmeyer, sometido a agitación continua mediante un seguidor y un agitador magnéticos. Dado que la degradación es aerobia, la muestra debe estar en contacto con el aire pero, para evitar que se evapore parte de la misma y se concentre falseando los datos de DQO, se colocó algodón en la boca del erlenmeyer. Como fundamentalmente, mediante esta prueba, se quería comprobar la biodegradabilidad de la muestra en presencia de aire, durante el proceso sólo se ha realizado el seguimiento de la DQO aunque, tanto de la alimentación como del producto final, se ha hecho la caracterización completa.

Aunque en el estudio en anaerobio se eligió como temperatura de trabajo 35°C que será la que se utilice en el proceso continuo, para hacer más sencillo el ensayo inicial en aerobio, se optó por llevar a cabo la degradación a temperatura ambiente y, para compensar en parte la disminución de actividad microbiana consecuencia de la menor temperatura, se utilizó un lixiviado con una DQO más baja, con la idea de que un adecuado rendimiento de biodegradación en estas condiciones indica un mejor funcionamiento a una mayor temperatura.

Los resultados obtenidos aparecen recogidos en la tabla 5.68 y representados en la figura 5.131.

Tabla 5.68. Análisis DQO de la muestra

Día	DQO (mgO <sub>2</sub> /l)
0	8.623
7	6.717
14	2.709
23	1.712
28	824
35	1.093
42	987
49	765
56	746
63	724

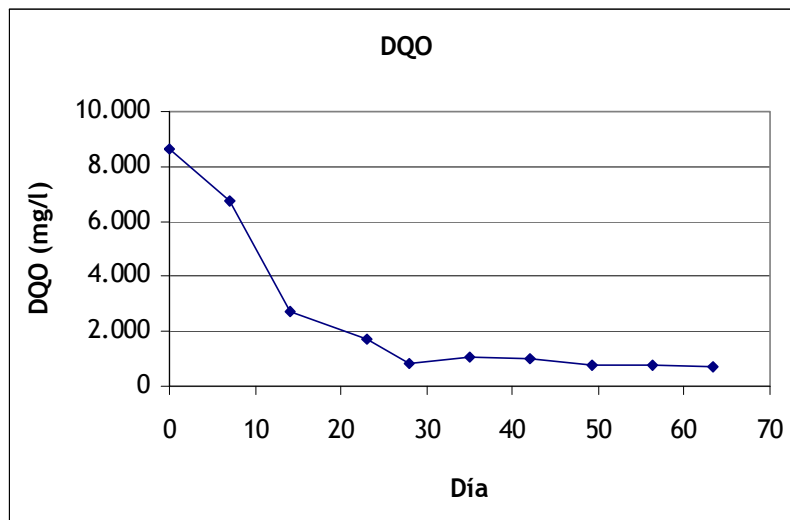


Figura 5.131. Valor de DQO frente al tiempo en la experiencia aerobia

Se puede apreciar cómo la DQO ha ido disminuyendo claramente con el tiempo alcanzándose porcentajes de eliminación superiores al 90 % (tabla 5.69 y figura 5.132).

Tabla 5.69. Porcentaje de eliminación de DQO en proceso aerobio

Día	% DQO eliminada
7	22,11
14	68,58
23	80,15
28	90,44
35	87,32
42	88,56
49	91,13
56	91,35
63	91,60

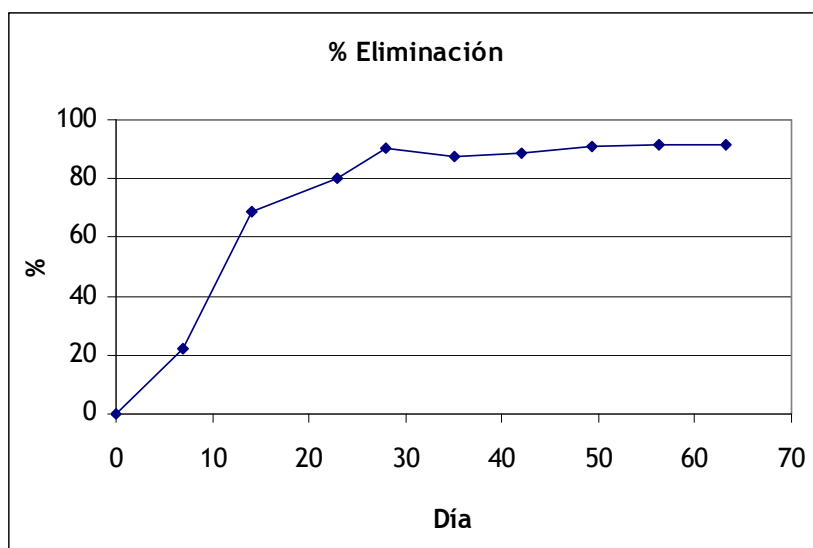


Figura 5.132. Porcentaje de DQO eliminado frente al tiempo

A la vista de los resultados obtenidos puede afirmarse que la muestra es claramente biodegradable. La DQO del lixiviado de partida era de 8.623 mgO<sub>2</sub>/l y el líquido resultante no pasa de los 800 mgO<sub>2</sub>/l, alcanzando un porcentaje de degradación máximo, del 90% aproximadamente, a partir del día 30. En consecuencia, para el lixiviado que alimentará la planta en continuo se puede establecer en 800 mgO<sub>2</sub>/l el valor de la DQO refractaria, es decir, la DQO que no puede ser eliminada mediante tratamientos biológicos.

En las figuras 5.133-5.137 se muestra la evolución en el color de la muestra durante el ensayo de biodegradabilidad. Se aprecia un cambio del mismo desde el primer día de la digestión aerobia produciéndose una transformación del color oscuro, casi negro, inicial, en un color claro, de tonalidad amarillenta.



Figura 5.133. Muestra inicial



Figura 5.134. Muestra día 1



Figura 5.135. Muestra día 10



Figura 5.136. Muestra día 25



Figura 5.137. Aspecto de líquido resultante del ensayo de biodegradabilidad.

En la tabla 5.70 se muestra la comparación entre la caracterización del lixiviado inicial introducido en el matraz y el líquido final obtenido tras el ensayo de biodegradabilidad.

En ella se puede apreciar un aumento de sólidos en suspensión como consecuencia de la formación de biomasa (lodos activos) durante el proceso. La formación de esta biomasa conlleva el consumo de carbono, nitrógeno y fósforo, elementos necesarios para el crecimiento de los microorganismos, lo que se traduce en la disminución de estos elementos en el producto final (tabla 5.70).

También se observa un aumento del pH en dos unidades lo que se corresponde con la disminución de los ácidos grasos volátiles que prácticamente desaparecen.

El elevado contenido en nitritos del producto final no es significativo ya que puede deberse a la presencia de carbonatos. El ión carbonato tiene el mismo tiempo de retención que el nitrito en los ensayos por cromatografía iónica por lo que, al haber realizado la medida por medio de esta técnica, la presencia de carbonato puede alterar el resultado correspondiente al nitrito (ver sección 4.2.15 de Métodos de Análisis).

Tabla 5.70. Comparación entre el lixiviado inicial y el producto final de la experiencia aerobia.

	INICIAL	FINAL
STT (mg/l)	8.013	8.052
STV (mg/l)	3.394	1.310
SST (mg/l)	715	3.565
SSV (mg/l)	407	630
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	8.623	724
ρ (g/l)	999,36	944,63

	INICIAL	FINAL
pH	7,46	9,40
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	528,2	148,18
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	50,5	369,64
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	24,81	0,00
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	1094,14	1284,71
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,00	0,00
TOC (mg/l)	2.562,0	265,9
TN (mg/l)	713,0	119,8
Ac. ACÉTICO (mg/l)	1.469,5	1,5
Ac. PROPIÓNICO (mg/l)	1.064,7	4,4
Ac. BUTÍRICO (mg/l)	720,0	4,5

Los resultados obtenidos indican que el proceso aerobio resulta interesante como método de tratamiento de los lixiviados por lo que se decide llevar a cabo un estudio en continuo del proceso aerobio en paralelo con el proceso anaerobio utilizando las mismas condiciones de operación: temperatura de 35°C, sin inoculación y con tiempos de retención hidráulicos variables.

## **5.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE LAS INSTALACIONES**

Para realizar los experimentos en continuo fue necesario diseñar y construir las plantas a escala semi-piloto tanto para el proceso aerobio como para el proceso anaerobio.

### **5.5.1 Instalaciones para el proceso anaerobio**

Para el estudio del proceso anaerobio se utilizaron dos instalaciones: una diseñada y construida totalmente por nosotros específicamente para este trabajo y otra consistente en un sistema de fermentación comercial pero adaptada también por nosotros para este estudio.

La utilización de ambas instalaciones en lugar de usar una única tuvo como motivo conseguir una información más completa en la investigación.

#### **5.5.1.1 Instalación A**

La instalación diseñada para el tratamiento anaerobio aparece en forma esquemática en la figura 5.138, y consta de digester anaerobio, sistema de recogida de biogás, decantador, cierre hidráulico, sistema de bombeo, cuadro de mando y sistema de medida.

La planta consta de también de una serie de llaves/válvulas para su manejo identificadas en la figura 5.138 con la letra V y un número de modo que:

**V1** – Llave de toma de muestra

**V2** – Llave de salida del gas



**V3** – Llave de agua

**V4** – Llave de entrada al capilar

**V5** – Llave de entrada libre

**V6** – Llave tapa digestor

**V7** – Llave de gases del decantador

**V8** – Llave de salida de fangos

**V9** – Llave de recirculación de fangos

**V10** – Llave de purga de fangos

**V11** – Llave de salida de líquidos del digestor

**V12** – Llave para purga del decantador

**V13** – Llave de entrada de alimentación fresca

**V14** - Llave de entrada de alimentación recirculada

Como material de construcción se ha empleado metacrilato de 3 mm de espesor para el digestor y de 1cm para el depósito de recogida de gas. Se ha elegido este material por ser fácilmente modelable y sencillo de realizar juntas o uniones. Además es transparente y lo suficientemente resistente para tolerar las presiones de trabajo.

Para las canalizaciones se ha empleado teflón rígido de 6 mm de diámetro externo y 4 mm de interno que permite su conexión mediante racores inyectables y un tramo del mismo material de diámetros externo e interno de 8 y 6 mm respectivamente. Para el encamisado y resto de uniones se han empleado tubos de silicona de un diámetro adecuado para permitir la estanqueidad del sistema.

El resto de piezas empleadas están elaboradas en latón niquelado, válido para las condiciones de operación de la instalación.

A continuación pasarán a detallarse los diferentes elementos que componen cada bloque así como una descripción de su funcionamiento.

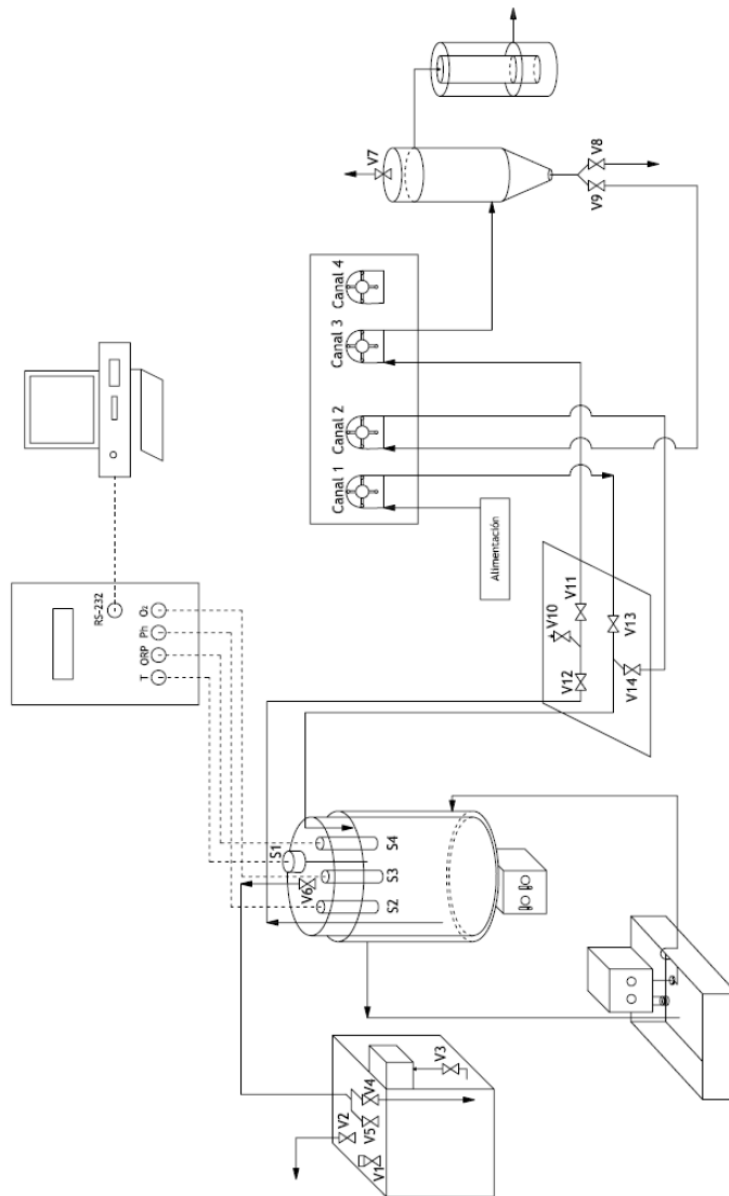


Figura 5.138. Esquema general de la planta A de tratamiento anaerobio.

#### 5.5.1.1.1 *Digestor anaerobio*

El digestor anaerobio ha sido diseñado como un reactor agitado de mezcla completa (CSTR). La agitación es realizada mediante un seguidor magnético introducido en el equipo; asimismo el sistema de cierre está diseñado para que el conjunto se ajuste a un agitador magnético, permitiendo el control de la velocidad de giro del seguidor (figura 5-139).



Figura 5.139. Montaje y cierre del digestor anaerobio

Tras un estudio independiente se llegó a la conclusión que el factor determinante en la agitación para este equipo es el tamaño del seguidor magnético,

empleándose uno con una longitud aproximada de 4 cm. Así mismo se observó que dado el rozamiento generado en el giro era necesario colocar una placa de cristal, de 4 mm de espesor, en el fondo del equipo para evitar la degradación del material plástico en la construcción de la instalación, metacrilato.

El control de la temperatura en el reactor se realiza mediante una camisa de 2 cm de espesor conectada a un termostato, el cual dispone de sistema de impulsión de agua. La entrada del agua de calefacción se realizará por la parte inferior de la camisa y se retornará la salida al baño termostático. Dicho baño se encuentra cubierto de piezas de poliestireno para minimizar la evaporación del agua y prevenir variaciones en la temperatura del mismo. El control de la temperatura deberá ser manual mediante la medida de la temperatura en el interior del reactor dada por la sonda PT-100. No se ha observado gran discrepancia entre la señal marcada en el regulador del termostato y la temperatura en el interior del equipo.

En lo referente al digestor propiamente dicho consiste en tubo de metacrilato de 3 mm de espesor, 14,4 cm de diámetro interno y 33,5 cm de altura. La altura mínima de carga es de 22 cm de manera que se asegure que las cabezas de las sondas de medida permanezcan sumergidas en el fluido. Este tubo se encuentra sellado a una placa circular inferior que sostiene a su vez la camisa. Respecto a la tapa (figura 5.140), consta de 3 cavidades roscadas para rosca Whitworth de 3/8 de pulgada de diámetro externo y 18 hilos por pulgada de paso. El resto de uniones roscadas son las estándar de la instalación. El resto de perforaciones corresponden a sonda de temperatura, a la unión con el depósito de biogás (V6 - Llave tapa digestor), a la alimentación del sistema y a la salida de fluidos.



Figura 5.140. Montaje de la tapa del digestor.

Hay que destacar que la base inferior de la tapa tiene 14 cm de diámetro mientras que el diámetro interno del digestor es de 14,4 cm; esto se hizo así para que la junta de goma rebase la superficie de cierre tanto por el interior como por el exterior. Previamente a la aplicación de presión en el cierre del equipo, deberá comprobarse siempre que la tapa se encuentra bien centrada para conseguir la estanqueidad en la junta.

El cierre del equipo se realiza mediante una estructura externa compuesta por 2 coronas circulares de metacrilato, cada una de las cuales consta de 6 perforaciones en disposición hexagonal para realizar un cierre de presión mediante varillas roscadas. El diámetro externo de dichas piezas es tal que permite el ajuste del digestor sin montarse sobre las arandelas y tuercas del cierre, 25 cm; siendo el diámetro interno (14,5cm) tal que se ajuste a la forma del agitador magnético, acercado así las superficie del mismo al fondo del equipo lo más posible y proporcionando una estabilidad extra del montaje (figura 5.141).



Figura 5.141. Digestor y sistema de control de temperatura.

#### ***5.5.1.1.2 Sistema de recogida de biogás***

Este sistema consta de una conexión de teflón de la parte superior del digestor hasta un depósito de recogida del gas; en esta línea existe una válvula situada en la tapa del digestor (V6) que permite aislar el sistema del depósito y realizar operaciones de mantenimiento en el mismo sin romper las condiciones anaeróbicas del sistema (figura 5.142).



(a)



(b)



(c)

Figura 5.142. (a) Depósito de recogida de biogás (b) Conexión lateral a canaleta (c) Cuadro de mandos del depósito

El depósito ha sido diseñado con la premisa de generar una ligera sobrepresión en la atmósfera, minimizando el riesgo de entrada de aire en la instalación a través de poros o cavidades. Para conseguir esta sobrepresión se hará pasar el biogás producido por un capilar sumergido en agua, borboteando el mismo y acumulándose en la parte superior del mismo, aumentando así la presión. Al ocurrir

esto el agua saldrá por una cavidad inferior, la cual se encuentra conectada mediante un tubo de silicona a una canaleta fijada en un costado del equipo. Dicha canaleta tiene una salida situada dos centímetros por debajo de la tapa del depósito, impidiendo así que este se encuentre completamente lleno de agua.

El sistema de control del depósito consta de 5 llaves para su manejo y distintas operaciones:

**V1 – Llave de toma de muestra:** Contiene un septum de cromatógrafo fijado entre 2 anillas de teflón rígido, estando las 3 piezas sujetas por teflón formando una pastilla, la cual se encuentra en el interior de un racor de compresión creando un septum de toma de muestra estanco. Para tomar una muestra es necesario abrir la válvula, introducir la jeringuilla de muestra a través del septum y tomar el volumen de gas deseado. Es recomendable esperar un tiempo tras la apertura de la válvula hasta la toma para que el volumen residual entre el septum y el cierre de la válvula se homogenice con el resto del gas del depósito.

**V2 – Llave de salida del gas:** Esta llave se emplea en la operación de vaciado del depósito y su relleno con agua cuando este se encuentra lleno del biogás producido. El volumen del depósito ha sido estimado para recoger el biogás producido en 15 días.

**V3 – Llave de agua:** Esta llave Hoffmann se encuentra en el tubo de silicona que une la salida del depósito con la canaleta de llenado y desborde agua. Esta llave permite operar con el gas interior sin verse afectado por la presión de agua existente.

**V4 – Llave de entrada al capilar:** Esta llave hace que el biogás procedente de la instalación borbotee a través del agua del depósito, acumulándose e impulsando el agua fuera del mismo hasta la canaleta.



**V5 – Llave de entrada libre:** Esta entrada está conectada directamente a la cavidad de gas. Permite, tras una operación de vaciado del biogás del depósito, igualar las presiones entre el depósito y la instalación evitando posibles retrocesos de líquido que podrían darse por la línea capilar.

Para realizar la operación de llenado del depósito se procederá en primer lugar a cerrar las llaves V4 y V5, aislando así el depósito del digestor. A continuación se abrirá la válvula V2, igualándose así la presión interior a la atmosférica. Teniendo en cuenta que dicha válvula se encuentra conectada a una canalización de teflón de 1,5 m se ha considerado que no existirá difusión del aire atmosférico al interior de la instalación. Tras esto se llena con agua la canaleta, la cual, por el principio de vasos comunicantes hará que la altura del líquido en el interior aumente. A medida que esto sucede el biogás presente será empujado por la canalización hacia el exterior, previniendo así la difusión de aire y validando la suposición previa. Tras alcanzar la altura de líquido deseada se cerrará la llave V2. En este punto el gas del depósito se encuentra a presión atmosférica y el digestor a la sobrepresión previa a la operación de vaciado; para igualar dichas presiones y evitar problemas se abrirá la llave V5, igualando la presión de las masas de gas. Una vez que esto ha sucedido se abrirá la llave V4 y se cerrará V5 volviendo el sistema a la operación normal previo el vaciado. Esta operación de vaciado/recarga deberá realizarse antes que la altura del líquido alcance la salida inferior del líquido a la canaleta o se romperá la estanqueidad del sistema.

Las dimensiones del depósito son 20,5 cm x 20,5 cm x 25 cm, con un espesor de pared de 1 cm, la salida lateral situada a 3 cm y la salida de la canaleta a 23 cm, con lo que el volumen máximo de recogido sería igual a  $18,5 \text{ cm} \cdot 18,5 \text{ cm} \cdot (23 \text{ cm} - 3 \text{ cm}) = 6845 \text{ cm}^3$  equivalentes a 6,845 l.

### 5.5.1.1.3 Decantador

El decantador (figura 5.143) cuenta con una llave en su parte superior, **V7** - *Llave de gases del decantador*, que permite al equipo trabajar en régimen aerobio o anaerobio. Así mismo permite realizar barridos con  $N_2$  para conseguir la inertización del conjunto decantador más cierre hidráulico; esto permite que esta operación sea más rápida que a través de la canalización de la bomba peristáltica.

La entrada al decantador se realiza por la parte inferior siendo el volumen contenido hasta la salida (la cual se encuentra conectada al cierre hidráulico) el volumen de trabajo de 2 días, aproximadamente. Estas conexiones son del tipo racor inyectable para tubos de 8 mm y con rosca Whitworth 1/8 de pulgada y 28 hilos por pulgada de paso.



Figura 5.143. Decantador para instalación anaerobia

La parte inferior del equipo está conectada a una bifurcación por medio de una espiga desmontable de Whitworth 1/4 de pulgada y 19 hilos por pulgada de paso, cada una de ellas controlada por una llave Hoffmann:

**V8** – *Llave de salida de fangos*: permite una purga de los fangos acumulados en el decantador cuando estos alcancen una altura perjudicial para el funcionamiento de la instalación.

**V9** – *Llave de recirculación de fangos*: conectada al canal 2 de la bomba peristáltica suma su caudal al caudal de alimentación fresca en el cuadro de mandos, permitiendo una alimentación mixta a la instalación y controlando la proporción de caudales el porcentaje de recirculación.

#### 5.5.1.1.4 Cierre hidráulico

El cierre hidráulico (figura 5.144) permite al decantador operar en régimen anaeróbico, para poder así realizar recirculaciones a la instalación. Así mismo previene la entrada de aire al sistema y controla posibles retrocesos.



Figura 5.144. Cierre hidráulico

Consta de dos cilindros concéntricos, estando solidario el fondo de uno a la tapa del otro y permitiendo así la realización de un sifón, pues la salida de líquidos del equipo, situada en el costado del cilindro de mayor diámetro se encuentra situada por encima de la altura de la boca del cilindro menor. Además esta diferencia de altura es tal que el volumen contenido entre dichos puntos, entre los 2 cilindros, es mayor que el volumen de líquido necesario para conseguir el cierre, asegurándonos así que sea cual sea la presión del sistema el equipo cumplirá su labor.

La entrada de líquido al equipo se realiza a través de una perforación en la tapa del mismo que llega hasta el cilindro interno, goteando la salida del decantador a él. Esta entrada es del tipo racor inyectable para tubos de 8 mm y con rosca Whitworth 1/4 de pulgada y 19 hilos por pulgada de paso.

#### **5.5.1.1.5 Sistema de bombeo**

El bombeo de los diferentes caudales de líquido se realiza mediante una bomba peristáltica multicabezal modelo 25V4i (figura 5.145).



Figura 5.145. Bomba peristáltica multicabezal para proceso anaerobio

Este equipo, con unas dimensiones de 52,5 cm x 40 cm x 23 cm, cuenta con 4 cabezales independientes tipo 45-2r de la misma marca, con una velocidad máxima de giro de 80 r.p.m. Dicha bomba está diseñada para operar con tubos flexibles de distintos materiales con una pared de 1,6 mm de espesor.

Cada canal cuenta con un interruptor individual, además del global del equipo. Cada uno de ellos cuenta con un potenciómetro con contador numérico, el dial consta de numeración del 1 al 10 por cada vuelta por lo que la regulación es de 0 a 100%, de la velocidad máxima de giro, anteriormente indicada, en incrementos del 1% y repetitividad del 100%. La siguiente tabla muestra los intervalos de regulación de cada cabezal en función del diámetro interior del tubo elegido.

Tabla 5.71. Caudal en función del diámetro de tubo

<b>Diámetro del tubo (mm)</b>	<b>0,5</b>	<b>0,8</b>	<b>1,6</b>	<b>3,2</b>	<b>4,0</b>
<b>Flujo por cabezal (ml/min)</b>	0,1-1,0	0,3-2,4	2,3-11	5-34	7-50

Los tubos servidos por el fabricante para este equipo son de silicona con 1 m de longitud. Para su cambio es recomendable aprovechar el movimiento de giro a bajas velocidades del cabezal.

Dos de los cabezales de la bomba, los situados a la izquierda, han sido modificados en fábrica para que su velocidad máxima de giro sea menor, facilitando así caudales más bajos. Estos cabezales serán asignados, respectivamente, a la entrada de alimentación fresca (el situado más a la izquierda o canal 1) y al caudal de recirculación de fangos (el segundo de izquierda a derecha o canal 2). El primer canal sin modificar, es decir el segundo de derecha a izquierda o canal 3, será el empleado para realizar la salida de líquidos del digestor, teniendo que ser su caudal la suma de

los dos de entrada para operar en régimen estacionario. Condiciones excepcionales de bajos caudales sin recirculación podrían obligar a que la salida de líquidos se realizase con el canal 2 para poder igualar al canal 1.

La tabla 5.71 solamente puede utilizarse como referencia puesto que no sólo el cabezal y la velocidad de giro influyen en el caudal suministrado. Los diámetros internos de las canalizaciones de silicona son tan pequeños en relación con la tolerancia de la máquina que realiza dichas canalizaciones que provoca grandes discrepancias entre los caudales suministrados, es decir, no puede asegurarse el caudal que cada tubo va a suministrar en cada cabezal, lo cual obliga a realizar una calibración de cada conjunto “cabezal + tubo” y realizar una recta de ajuste para cada canal, teniendo que repetirse el proceso en cada sustitución del tubo.

Cabe destacar que, debido al reducido diámetro del tubo, pequeñas deposiciones de partículas sólidas afectarán al caudal suministrado por el mismo lo que obliga a calibraciones cercanas en el tiempo o a un ajuste manual en función del caudal de salida obtenido en cada periodo de medida y la altura del líquido en el interior del digestor respecto a un punto de referencia fijo, teniendo así que variar los caudales para conseguir un estado estacionario o pseudoestacionario, pues las pequeñas variaciones en los caudales serán despreciables respecto al volumen y tiempo de residencia hidráulico de la instalación.

#### **5.5.1.1.6 Cuadro de mandos**

En este cuadro se agrupan el resto de llaves y conexiones necesarias para el funcionamiento y purga de la instalación. Consiste en dos conexiones en “T” independientes y cinco llaves (figura 5.146).

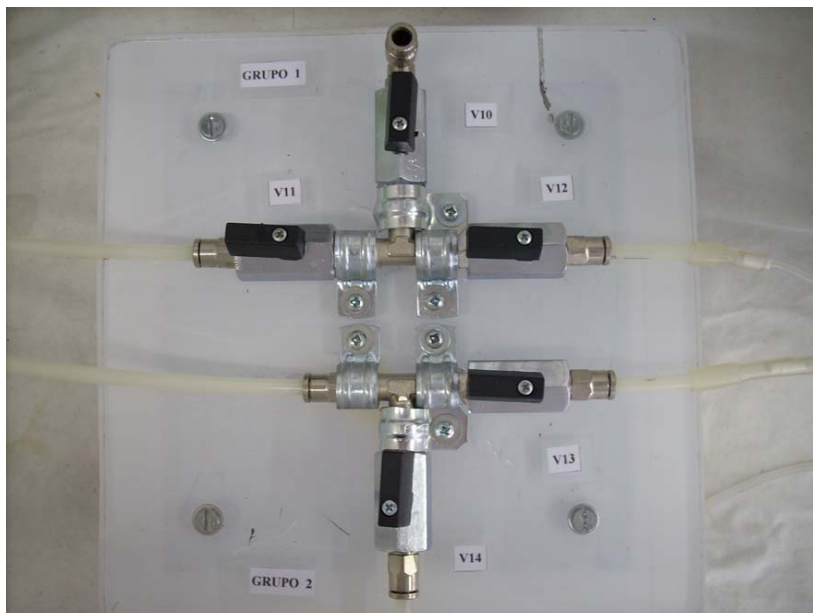


Figura 5.146. Cuadro de mandos de la instalación

#### Grupo 1: Grupo de purga

**V10** – *Llave de purga*: conectada a un racor inyectable para tubo de 6 mm con forma de codo permite el barrido de la instalación con un gas inerte que, en este estudio, ha sido nitrógeno. Se encuentra en mitad de la T para elegir mediante las llaves V11 y V12 qué parte de la instalación barrer.

**V11** – *Llave de salida de líquidos del digestor*: cuenta con un racor inyectable para tubos de 6 mm y controla la entrada de gas al de inertización por burbujeo desde el fondo.

**V12** – *Llave para purga del decantador*: controla que el gas inerte se dirija hacia el conjunto decantador más cierre hidráulico o no. Como se verá posteriormente la combinación de apertura o cierre de las válvulas V11 y V12 delimitarán que elemento de la instalación se desea purgar.

Grupo 2: Grupo de alimentación

**V13** – *Llave de entrada de alimentación fresca*: cuenta con un racor inyectable para tubos de 6 mm y controla la entrada de alimentación fresca procedente del depósito de alimentación mediante el canal 1 de la bomba peristáltica.

**V14** - *Llave de entrada de alimentación recirculada*: cuenta con un racor inyectable para tubos de 6 mm y controla la entrada de alimentación recirculada procedente del decantador mediante el canal 2 de la bomba peristáltica.

Ambas llaves se unen para que en el extremo libre de la T de este grupo, mediante un racor inyectable para tubos de 6 mm, la alimentación, mezcla de ambas se dirija al digester anaerobio y entre en él por la parte superior mediante goteo.

**5.5.1.1.7 Sistema de medida**

El sistema de medida consta de una serie de sondas que van introducidas en el reactor y unidas a un ordenador a través de un módulo de comunicación (figura 5.147)



Figura 5.147 Sistema de medida y registro digital.



Se dispone de 4 sondas de la marca Desin Instruments:

**S1**– *Sonda de Temperatura*: tipo PT100, conectada al transmisor de temperatura situado en el armario del módulo de comunicación para operar en modo de compensación automática de la temperatura, facilitando así la medida de la temperatura (en grados centígrados) y el correcto funcionamiento del conjunto sonda / transmisor de temperatura. Está conectada a un transmisor TM-3659/TPH (transmisor de temperatura).

**S2** – *Sonda de pH*: modelo M11-PT100, mide el pH del líquido en cuestión; puede operar a una temperatura fijada manualmente en su transmisor o conectada a una sonda de temperatura tipo PT100 compensar automáticamente las variaciones de la misma. Está conectada a un transmisor TM-3659/TPH (transmisor de pH).

**S3** – *Sonda de oxígeno*: modelo DO2-WW 1003-9475, facilita la medida en mg/l o, lo que es lo mismo, ppm de oxígeno disuelto en el líquido analizado. Está conectada a un transmisor TM-3659/TCO (transmisor de ppm O<sub>2</sub> – concentración).

**S4** – *Sonda de potencial redox*: modelo M11-ORP, facilita en mV el potencial redox del líquido analizado. Está conectada a un transmisor TM-3659/TRO (transmisor Redox).

Las sondas S2, S3 y S4 poseen un extremo roscado de tipo Whitworth de 3/4 de pulgada de diámetro externo y 14 hilos por pulgada de paso y se encuentran selladas a la tapa del decantador con un sellador de roscas plásticas. La sonda S1 se encuentra fijada mediante silicona a la tapa citada.

Como se ha indicado el sistema cuenta con tres transmisores, los cuales están conectados a un módulo de comunicación modelo DAS 8000, el cual se encarga de interpretar las señales eléctricas de las sondas y enviar los datos a un ordenador mediante una conexión de puerto Serie. Dicho ordenador cuenta con un software

PROASIS DAS para la interpretación de las señales del módulo de comunicaciones empleado.

### 5.5.1.2 Instalación B

Este sistema de tratamiento consta de un reactor anaerobio de mezcla completa dotado con un sistema de agitación variable, sondas de temperatura, pH, presión parcial de oxígeno y nivel a fin de controlar el proceso cuyo esquema aparece en la figura 5.148.

Adicionalmente cuenta con:

- Un panel de bombas peristálticas utilizadas para el suministro del influente y la evacuación del efluente así como para la toma de muestras en el interior del reactor y la recirculación de lodos.
- Un sedimentador con el fin de eliminar los sólidos suspendidos del efluente y recircular la biomasa al reactor.
- Conexiones hidráulicas necesarias para la interconexión de las unidades mencionadas y para mantener en funcionamiento el sistema tanto en flujo continuo como discontinuo.

Para el funcionamiento del sistema en discontinuo, se deshabilitan las bombas peristálticas de influente y efluente y el uso del sedimentador, mientras que para el funcionamiento en flujo continuo, se ponen en funcionamiento todas las unidades del sistema.

En la instalación se utilizó un reactor B. Braun Biostat B de la casa Sartorius debido a que presenta la ventaja de llevar una unidad de control digital acoplada a un programa de ordenador que permite controlar cada una de las variables del sistema

(temperatura, pH, agitación, oxígeno disuelto y caudal de bombas) y realizar la recolección de datos a intervalos de tiempo determinados.

Para una mejor comprensión de la instalación se van a detallarse los diferentes elementos que componen el sistema.

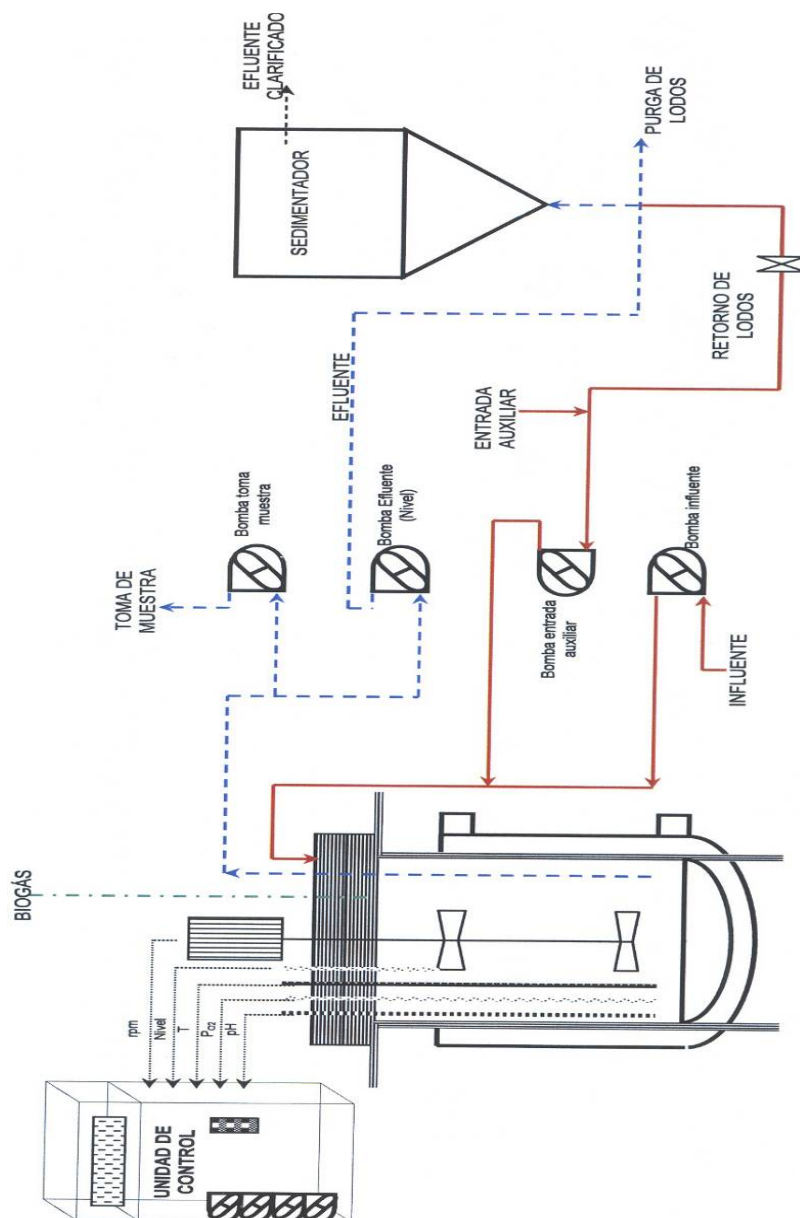


Figura 5.148. Esquema general de la planta B de tratamiento anaerobio.

### 5.5.1.2.1 Recipiente de reacción

El recipiente de reacción consta de un tanque cilíndrico de fondo cóncavo de 6.6 L con un diámetro interno de 160 mm, una altura de 345 mm y un volumen de trabajo de 5L que corresponde al volumen del recipiente que cubre la camisa de calentamiento. Está soportado sobre una estructura de acero, construido en vidrio de borosilicato, y recubierto por una camisa (también de vidrio) la cual mantiene la temperatura en el interior del reactor (figura 5.149).



Figura 5.149.- Reactor anaerobio

La tapa está construida en acero inoxidable y consta de entradas para la recogida de muestra, el suministro de aire y de sustrato, la adición de estabilizantes y la inserción de las sondas de pH, temperatura, nivel y oxígeno disuelto (figura 5.150). Su ajuste se realiza a una brida unida a la estructura de soporte por medio de tornillos de acero. A la cubierta también se encuentra unido el sistema de agitación, compuesto por un eje de dos impulsores de seis paletas cada uno, al cual se acopla en la parte superior un motor de velocidad variable (figura 5.151).

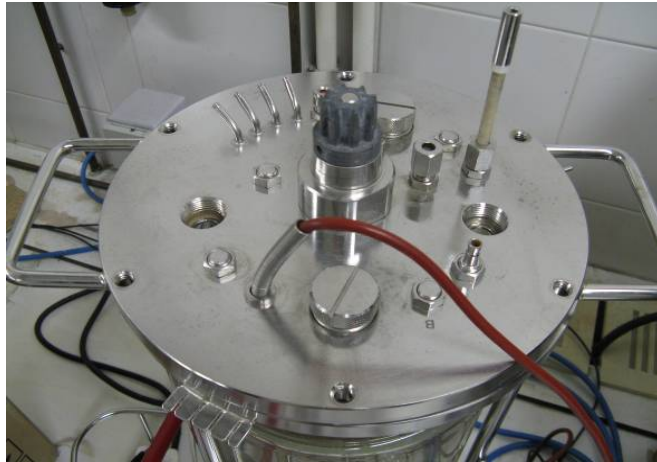


Figura 5.150. Tapa del reactor



Figura 5.151. Sistema de agitación

### 5.5.1.2.2 Unidad de control

La unidad de control contiene el sistema termostatado (resistencia, válvula solenoide y una bomba de circulación) y todas las instalaciones requeridas para el suministro de energía, agua, aire y la recogida de muestra (figura 5.152). En la parte superior se ubica una pantalla y un teclado desde los cuales se opera el sistema. Consta de un panel de cuatro bombas peristálticas que se utilizan para la recogida de muestras y la adición de sustrato y agentes estabilizantes; así como de un medidor de flujo para el control del suministro de aire.



Figura 5.152. Unidad de control

### 5.5.1.2.3 Sistema integrado de control digital

El sistema de medición y control integrado está en la unidad de control. Su operación se realiza por medio del teclado y la pantalla ubicados en la parte superior de la unidad de control (figura 5.152), y consiste en la medición y control de parámetros, la calibración de electrodos y bombas integradas, y la transferencia de señales hacia equipos externos como impresoras u ordenadores para el procesamiento de datos y el control remoto del sistema (figura 5.153). Las funciones estándar de medición y control son para la temperatura, espuma, nivel, suministro de sustrato, pH y presión parcial de oxígeno.



Figura 5.153. Sistema para procesamiento de datos y control remoto del sistema

### 5.5.1.2.4 Sedimentador

El sedimentador es un depósito tronco-cónico, realizado en metacrilato, con dos litros de capacidad conectado con el reactor mediante un circuito de entrada y otro de salida (recirculación). La conexión se realizó por medio de tubos de silicona (figura 5.154).

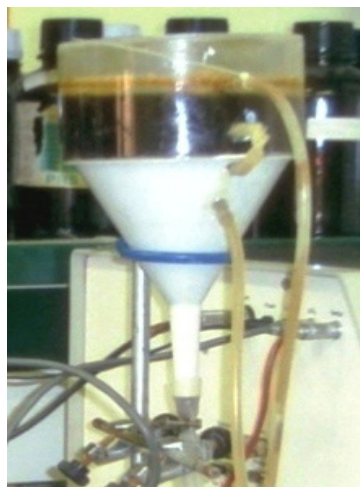


Figura 5.154. Sedimentador

En la figura 5.155 se puede ver una fotografía de la instalación completa.



Figura 5.155. Fotografía de la instalación B



### 5.5.2 Instalación para el proceso aerobio

La instalación para el tratamiento aerobio se ha diseñado y construido de manera análoga a la instalación A para el tratamiento anaerobio por lo que el material utilizado ha sido metacrilato de 3 mm de espesor para el reactor y el decantador. Al igual que en el caso del reactor anaerobio, se ha elegido este material por ser fácilmente modelable, permitir realizar juntas o uniones, ser transparente y resistente.

También se ha empleado para las canalizaciones teflón rígido de 6 mm de diámetro externo y 4 mm de interno con conexión mediante racores inyectables y un tramo del mismo material de diámetros externo e interno de 8 y 6 mm respectivamente. El encamisado y el resto de uniones se han realizado mediante tubos de silicona de diámetro adecuado.

Las demás piezas empleadas están elaboradas en latón niquelado, válido para las condiciones de operación de la instalación.

La instalación diseñada para el tratamiento anaerobio aparece en forma esquemática en la figura 5.156, y consta de un reactor aerobio, un decantador, un sistema de bombeo, un cuadro de mando y un sistema de medida. Al no ser necesaria la estanqueidad de la planta ya que no se trabaja en anaerobio sino en presencia de aire, el sistema de válvulas es mucho más reducido limitándose tan sólo a dos:

**V1** – Llave de recirculación de fangos

**V12**– Llave de purga de fangos

La descripción detallada de la planta aparece a continuación.

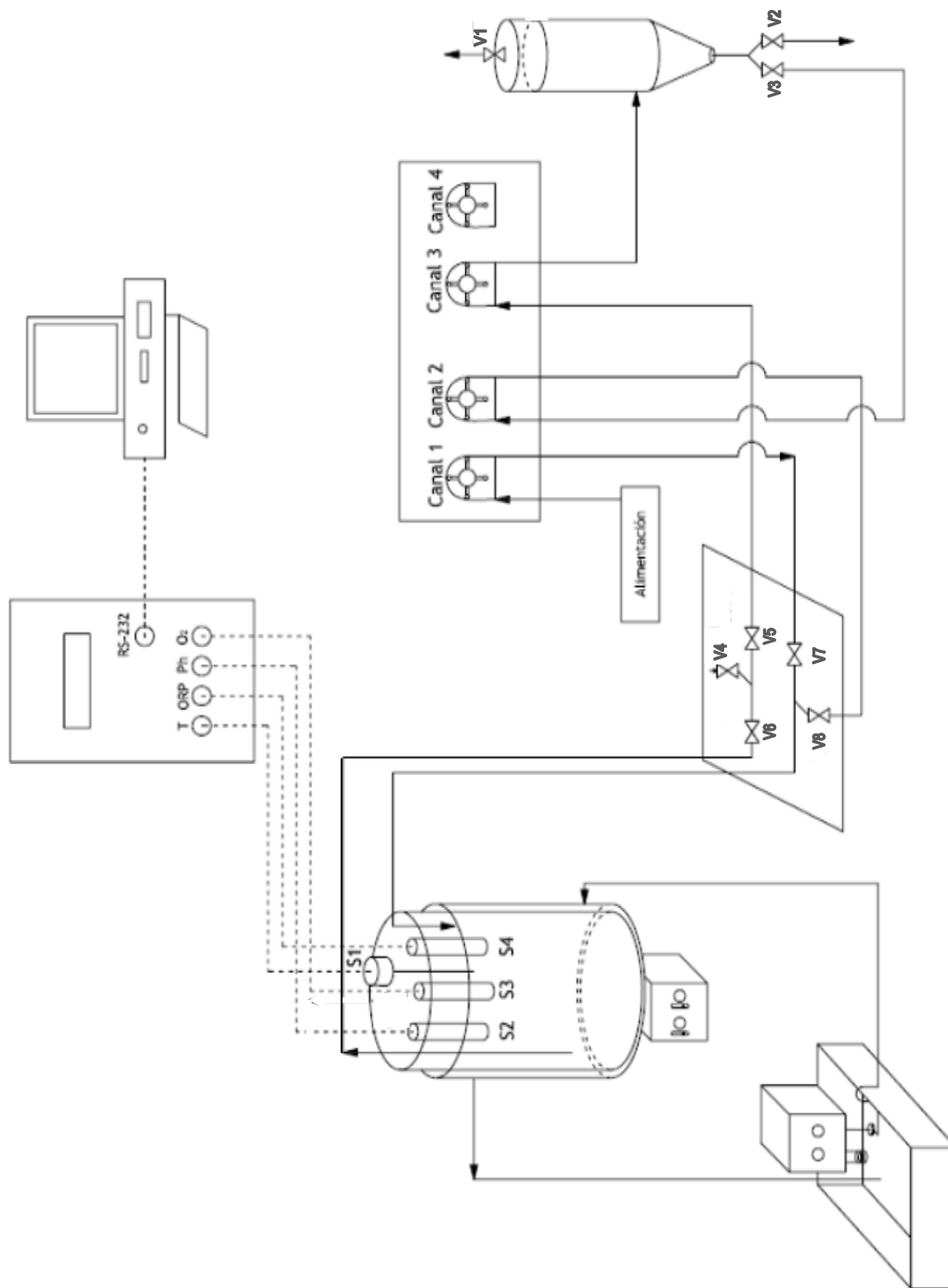


Figura 5.156. Esquema de la instalación para el tratamiento aerobio

### 5.5.2.1 Reactor aerobio

El reactor aerobio ha sido diseñado como un reactor de mezcla completa con agitación. Dicha agitación se lleva cabo mediante un seguidor magnético introducido en el equipo y un agitador magnético sobre el que va ajustado el reactor de modo que se consigue el control de la velocidad de giro del seguidor (figura 5-157).



Figura 5.157. Reactor aerobio

En este reactor, nuevamente, se llegó a la conclusión de que el factor determinante en la agitación es el tamaño del seguidor magnético, empleándose uno con una longitud aproximada de 4 cm. Debido al rozamiento generado en el giro del seguidor también fue necesario colocar una placa de cristal, de 4 mm de espesor, en el

fondo del equipo para evitar la degradación por fricción del metacrilato con el que está construido el equipo.

Las dimensiones del reactor propiamente dicho, realizado en tubo de metacrilato de 3mm de espesor, son 14,4 cm de diámetro interno y 33,5 cm de altura, con una altura mínima de carga de 22cm para asegurar que las cabezas de las sondas permanezcan sumergidas en el fluido. El tubo se encuentra sellado por su parte inferior a una placa circular que sostiene a su vez la camisa calefactora. La tapa superior (figura 5.158) consta de 3 cavidades roscadas para rosca Whitworth de 3/8 de pulgada de diámetro externo y 18 hilos por pulgada de paso para la entrada de la alimentación y la recirculación y la salida del efluente. Asimismo consta de cuatro perforaciones que permiten la introducción de las sondas de medida de temperatura, pH, oxígeno disuelto y potencial redox. En esta instalación, como el proceso es aerobio, no es preciso sellar la tapa del reactor. La aireación del reactor se lleva a cabo mediante inyección de aire en el mismo procedente de un compresor; el control de la cantidad de aire disuelto se realiza con un rotámetro en función del valor registrado por la sonda correspondiente.



Figura 5.158. Tapa del reactor aerobio

Para el control de la temperatura en el reactor se ha rodeado el mismo de una camisa de 2cm de espesor conectada a un termostato con sistema de impulsión que permite que el agua de calefacción entre por la parte inferior de la camisa y salga por la parte superior de la misma retornando al baño termostático (figura 5.159). Con el fin de minimizar la evaporación del agua y prevenir variaciones en la temperatura del mismo, dicho baño se encuentra cubierto de piezas de poliestireno. El control de la temperatura se hace manualmente a partir de la medida dada por la sonda de temperatura en el interior del reactor. Las discrepancias entre la señal marcada en el regulador del termostato y la temperatura en el interior del equipo son despreciables.



Figura 5.159. Sistema de control de temperatura

### 5.5.2.2 Decantador

El decantador (figura 5.160) es un depósito cilíndrico de dos litros de capacidad con forma troncocónica en el fondo por el que se realiza la retira de lodos depositados que son recirculados al reactor o extraídos de la instalación mediante un tubo conectado a una bifurcación por medio de una espiga desmontable de Whitworth

1/4 de pulgada y 19 hilos por pulgada de paso, estando las ramas de la bifurcación controladas por una llave Hoffmann.



Figura 5.160. Decantador del sistema aerobio

La entrada de la corriente procedente de la etapa de reacción se realiza por la parte baja del depósito extrayendo el efluente tratado por la parte superior. Las conexiones utilizadas son del tipo racor inyectable para tubos de 8mm y con rosca Whitworth 1/8 de pulgada y 28 hilos por pulgada de paso.

### **5.5.2.3 Sistema de bombeo y Sistema de medida**

Los sistemas de bombeo y de medida utilizados son idénticos a los empleados en la instalación A para el proceso anaerobio por lo que, para su descripción y

funcionamiento, nos remitimos al *Sistema de bombeo* y al *Sistema de medida* del apartado 5.5.1.1.

En la figura 5.161 se puede ver una fotografía de la instalación aerobia completa.



Figura 5.161. Fotografía de la instalación aerobia

## **5.6 TRATAMIENTO ANAEROBIO EN CONTINUO**

Con el fin de observar la influencia de un tratamiento anaerobio en continuo sobre las características del lixiviado se llevó a cabo un primer estudio a un tiempo de residencia hidráulico de 22 días en el que se utilizó un lixiviado similar al empleado en los estudios con el tratamiento aerobio discontinuo cuya DQO es inferior a la elegida para hacer el estudio global. Posteriormente y, visto el rendimiento del proceso en esas condiciones, se procedió a utilizar el lixiviado seleccionado con un contenido en materia orgánica mucho más elevado y trabajando a diferentes tiempos de residencia hidráulicos.

Dado que las características del lixiviado varían con cada partida utilizada, para cada una de ellas se hizo la caracterización correspondiente apareciendo la misma para cada uno de los estudios realizados.

### **5.6.1 Tiempo de Residencia Hidráulico de 22 días**

Con el fin de desarrollar una biomasa adaptada al influente de la planta, es decir, al lixiviado de la balsa de compostaje de Zamora, se mantuvo la planta en circuito cerrado con una alimentación de 7.625 mg O<sub>2</sub>/l de DQO.

En este estudio, se utilizó la instalación A descrita en el apartado anterior en la cual, para conseguir un circuito cerrado, se recirculó el efluente de salida al reactor, todo ello siempre en ausencia de oxígeno de manera que se asegure que los microorganismos que sobrevivan sean facultativos o anaerobios (figura 5.162). Éstos últimos son los que constituyen las poblaciones bacterianas encargadas de llevar a cabo la degradación en los procesos de digestión anaerobia.





Figura 5.162. Instalación anaerobia en fase de producción de biomasa

Como indicador del desarrollo de biomasa se ha utilizado la disminución del valor de la DQO. Se consideró finalizada la etapa de crecimiento de biomasa, cuando la DQO se redujo a valores tan bajos que podría haber una falta de sustrato para las bacterias lo que dañaría la población bacteriana.

Una vez alcanzadas las condiciones de biomasa deseadas se comenzó a trabajar con el sistema en abierto, es decir, alimentando el reactor con lixiviado fresco de manera continua y permitiendo la salida del efluente de la planta en lugar de su recirculación al reactor.

De acuerdo con lo indicado en el apartado 5.5 de Diseño de las instalaciones, la instalación utilizada cuenta con un sistema de toma de datos provisto de cuatro sondas las cuales tomarán cada dos horas los datos de temperatura, pH, oxígeno disuelto y potencial redox existentes dentro del reactor.

El procedimiento de puesta en marcha consistió en llenar aproximadamente unas tres cuartas partes del reactor (unos 4 l) con lixiviado procedente de la balsa de compostaje del CTR de Zamora ( $DQO = 7.625 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ). De este modo se consigue que las sondas de medida queden cubiertas por el lixiviado pero que haya espacio

para contener el biogás que pueda producirse. Una vez lleno el reactor se cerró, con sumo cuidado de no forzar el cierre pero con la seguridad de que no existan fugas. Asimismo se llenaron el decantador y el cierre hidráulico con lixiviado fresco y se cebaron las conducciones.

Hecho el llenado del circuito, se encendió el baño termostatado que alimenta la camisa calefactora y se fijó su temperatura en 35°C (condiciones mesófilas). La inertización del sistema se realizó mediante un barrido con nitrógeno del reactor, el decantador y el cierre hidráulico manteniendo las llaves de salida de gases abiertas y borboteando el gas durante un tiempo suficiente para conseguir la ausencia de oxígeno.

#### **5.6.1.1 Resultados en circuito cerrado**

Durante la etapa de crecimiento de biomasa se hizo un seguimiento de los parámetros medidos por las sondas así como de la DQO del efluente que, como se ha indicado, era recirculado al reactor.

Los resultados obtenidos por las sondas se muestran en las figuras 5.163-5.166. En algún momento las sondas pueden proporcionar medidas alteradas debido a la alta carga de sólidos con que cuenta la muestra a tratar, y que pueden depositarse sobre las membranas de dichas sondas.

Los datos proporcionados por las sondas (tabla I.1 del Anejo I) muestran que, durante el tiempo que tuvo lugar la experimentación, la temperatura se mantuvo a  $35 \pm 1$  °C (figura 5.163) y la concentración de oxígeno disuelto en torno a  $0,0 \pm 0,2$ mg O<sub>2</sub>/l (figura 5.164) si bien el potencial redox experimentó un aumento desde los -500mV para la muestra inicial hasta los 40mV finales (figura 5.165). Se observó un ligero aumento en el pH que ascendió de 7 a 8 unidades en 100 días (figura 5.166).

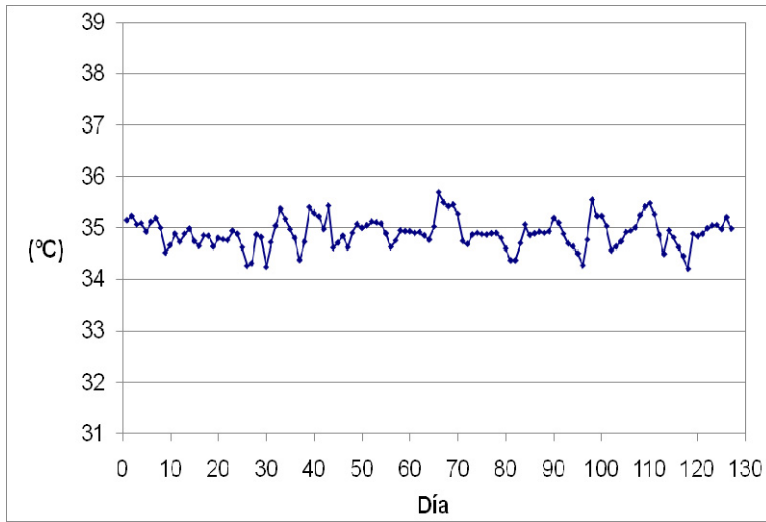


Figura 5.163. Evolución de la temperatura durante la fase de formación de biomasa para el proceso anaerobio

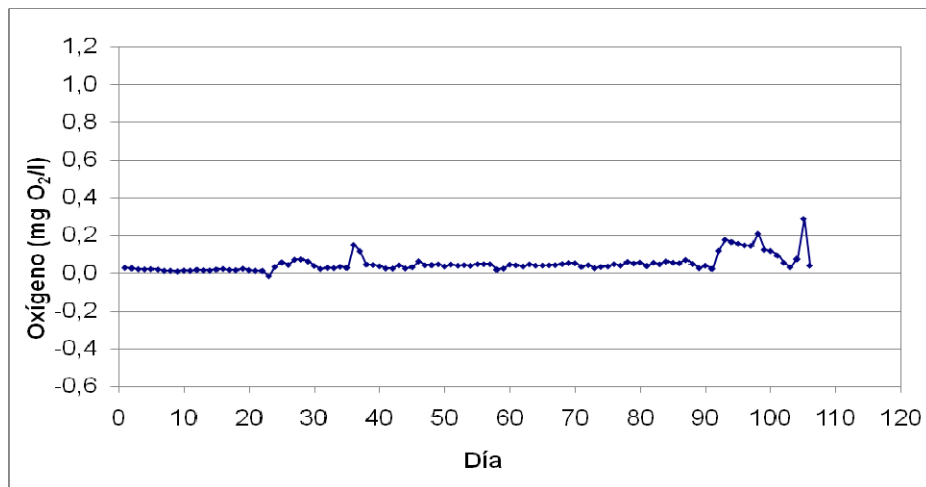


Figura 5.164. Evolución del oxígeno disuelto durante la fase de formación de biomasa para el proceso anaerobio

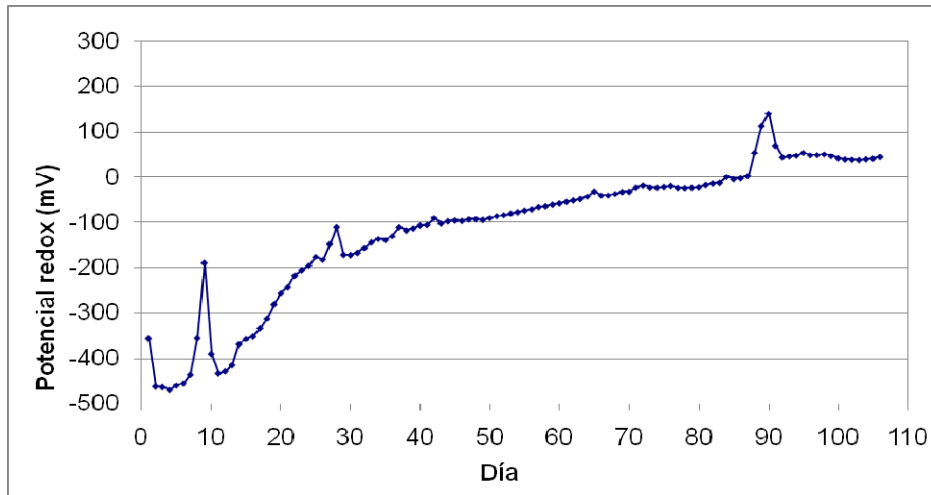


Figura 5.165. Evolución del potencial redox durante la fase de formación de biomasa para el proceso anaerobio

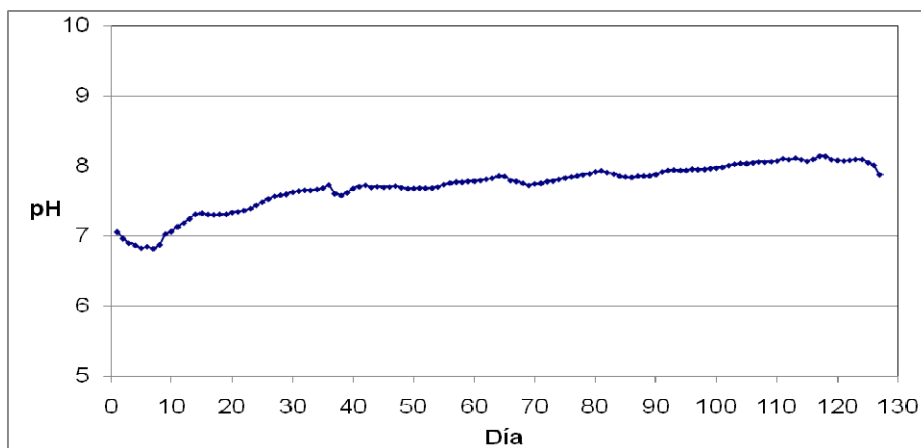


Figura 5.166. Evolución del pH durante la fase de formación de biomasa para el proceso anaerobio

Los resultados obtenidos para la DQO así como en porcentaje de eliminación alcanzado aparecen en la tabla 5.72.

Tabla 5.72. Valores de DQO en la fase de formación de biomasa

<b>Día</b>	<b>DQO (mgO<sub>2</sub>/l)</b>	<b>% DQO ELIMINADA</b>
0	7.625	
34	4.875	36,07
47	5.344	29,92
54	2.969	61,07
68	3.400	55,41
75	3.240	57,51
82	2.094	72,54
104	1.123	85,27
110	1.109	85,45
111	898	88,22

Como cabía esperar, la DQO experimentó una disminución al desarrollarse una población activa de bacterias que utilizan la materia orgánica como sustrato (figura 5.167) alcanzándose porcentajes de reducción de DQO elevados (figura 5.168). Cuando se alcanzó un valor cercano al de la DQO refractaria obtenida en los estudios de biodegradabilidad (apartado 5.4.2), se dio por terminada la experimentación en circuito cerrado pasando a alimentar de manera continua del reactor.

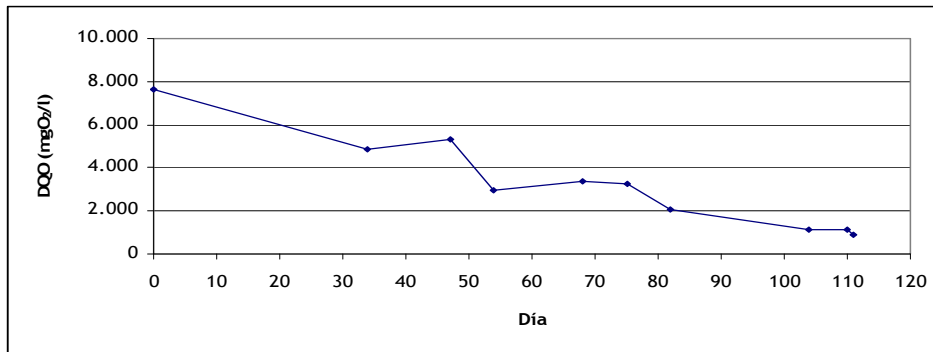


Figura 5.167. Evolución de la DQO durante la fase formación de biomasa en el sistema anaerobio

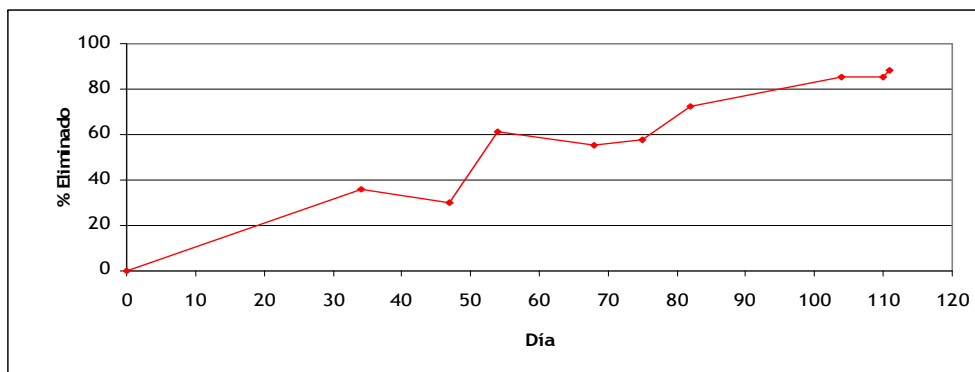


Figura 5.168. Porcentaje de DQO eliminado en función del tiempo durante la fase formación de biomasa en el sistema anaerobio

Para comprobar el desarrollo de bacterias se hizo una observación con microscopio óptico. En las fotos tomadas (figuras 5.169 y 5.170), no se aprecia una gran población de microorganismos pero esto se debe a que, para evitar la entrada de oxígeno en el sistema, la muestra no se tomó directamente del reactor sino que fue tomada a la salida del cierre hidráulico habiendo pasado previamente por el

decantador por lo que gran parte de la biomasa había decantado en el mismo y la muestra no representa exactamente la población en el digestor.

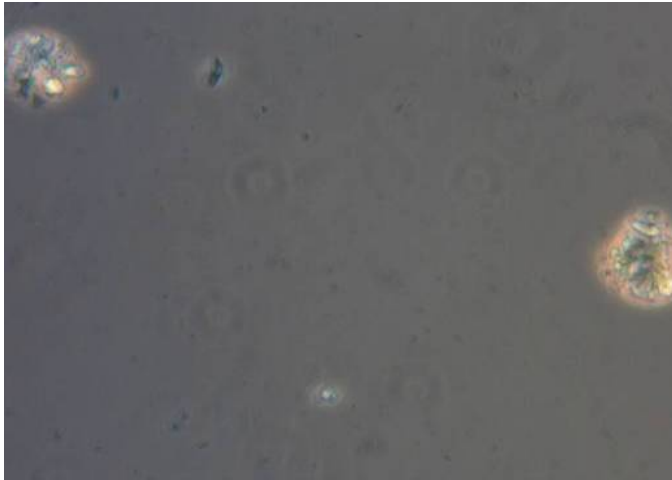


Figura 5.169. Fotografía del efluente al microscopio óptico 400 aumentos

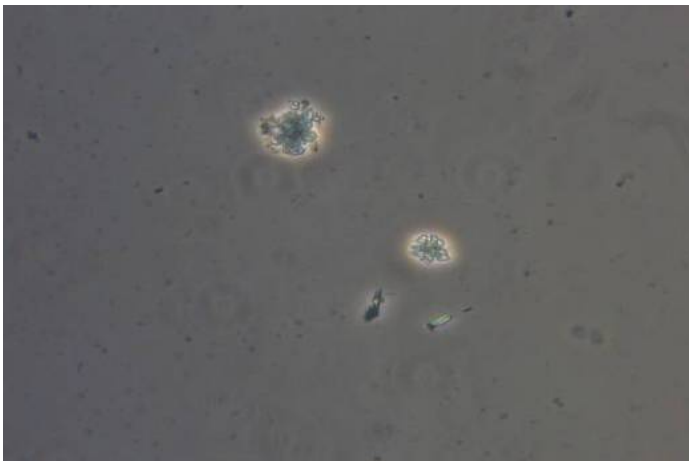


Figura 5.170. Fotografía del efluente al microscopio óptico 1000 aumentos

**5.6.1.2 Resultados en circuito abierto**

Una vez alcanzado el desarrollo de biomasa dentro del sistema, se procedió a abrir el circuito y a trabajar en continuo introduciendo como alimentación el lixiviado procedente de la balsa de compostaje de Zamora cuya caracterización aparece en las tablas 5.73 y 5.74.

Tabla 5.73. Características de la alimentación de la planta durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

	$\bar{x}$	s
STT (mg/l)	8.013	27
STV (mg/l)	3.394	40
SST (mg/l)	715	7
SSV (mg/l)	407	78
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	8.872	301
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	7.747	911
$\rho$ (g/l)	999,4	0,47
pH	7,46	0,02
N <sub>K</sub> (mg/l)	630,8	8,38
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	528,2	6,86
CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	9,17	0,02
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	50,5	0,31
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	24,8	0,16
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	1.094,1	4,27
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,0	-
TOC (mg/l)	2.562,0	5,30



	$\bar{x}$	s
TN (mg/l)	713,0	53
ALCALINIDAD (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	3.661	14
Ac. ACÉTICO (mg/l)	1.469,5	46,2
Ac. PROPIÓNICO (mg/l)	1.064,7	74,9
Ac. BUTÍRICO (mg/l)	729,0	19,0

Tabla 5.74. Análisis químico elemental de la alimentación de la planta durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Elemento	Concentración (ppm)	
	$\bar{x}$	s
Ca	77.549,8	540,1
Fe	1.304,5	68,1
K	194.617,1	4301,4
Mg	20.168,4	198,6
P	1.437,7	32,1
Cr	78,4	0,2
Ni	43,0	0,5
Cu	0,0	-
Zn	0,0	-
As	2,8	0,2
Cd	0,0	-
Hg	0,6	0,1
Pb	0,0	-

Las condiciones de operación fueron seguidas por las sondas introducidas en el reactor (tabla I.2 del Anejo I) a excepción del pH debido a que la membrana de la sonda de pH resultó dañada en la prueba anterior de formación de biomasa y no pudo utilizarse en esta ocasión. No obstante, el pH fue medido con un pH-metro portátil pero en el efluente de salida en lugar del reactor, con el fin de comprobar que no hay descensos bruscos en el mismo que pudieran inhibir la actividad bacteriana.

En las figuras 5.171, 5.172 y 5.173, correspondientes a los datos tomados por las sondas en el interior del reactor, se puede comprobar que la digestión tiene lugar en condiciones mesófilas y de ausencia de oxígeno. Como se muestra en las gráficas, la temperatura siempre se ha mantenido en torno a los 35°C (figura 5.171) y el oxígeno disuelto nunca superó 1mg O<sub>2</sub>/l (figura 5.173) aunque la subida experimentada en los últimos días y que corresponde a ese valor parece no ser muy real sino consecuencia de un ensuciamiento de la membrana de la sonda. El potencial redox se mantiene constante en torno a un valor de 50mV (figura 5.172).

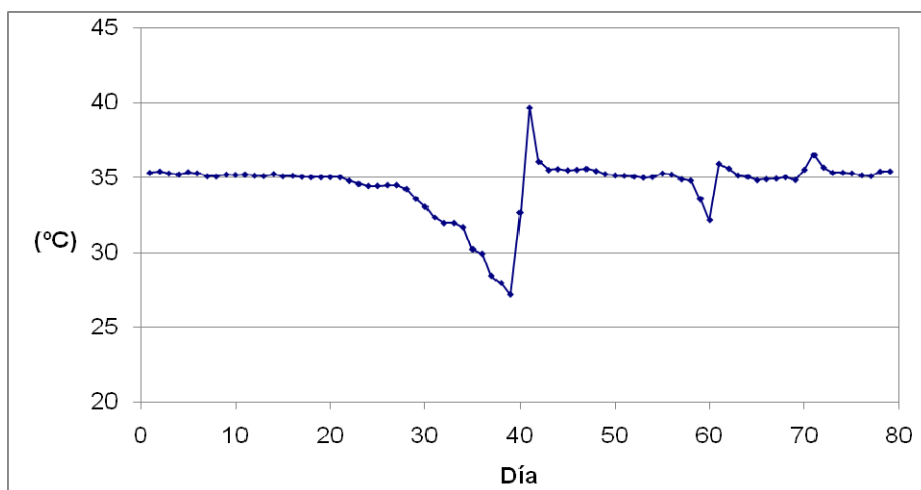


Figura 5.171. Evolución de la temperatura en el interior de reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

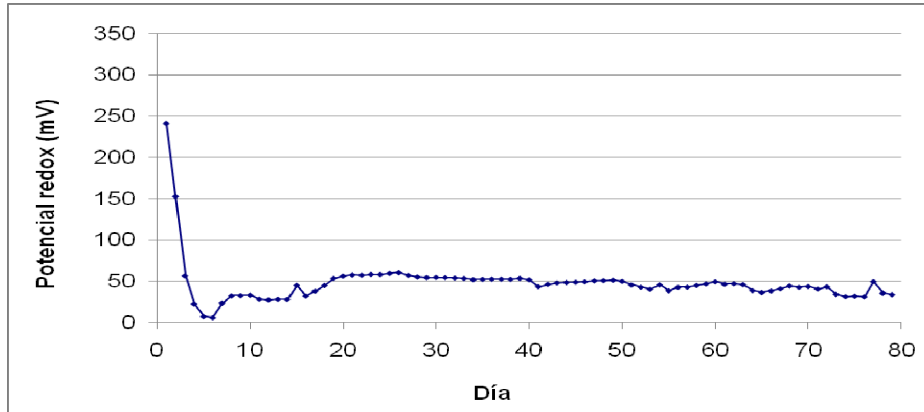


Figura 5.172. Evolución del potencial redox en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

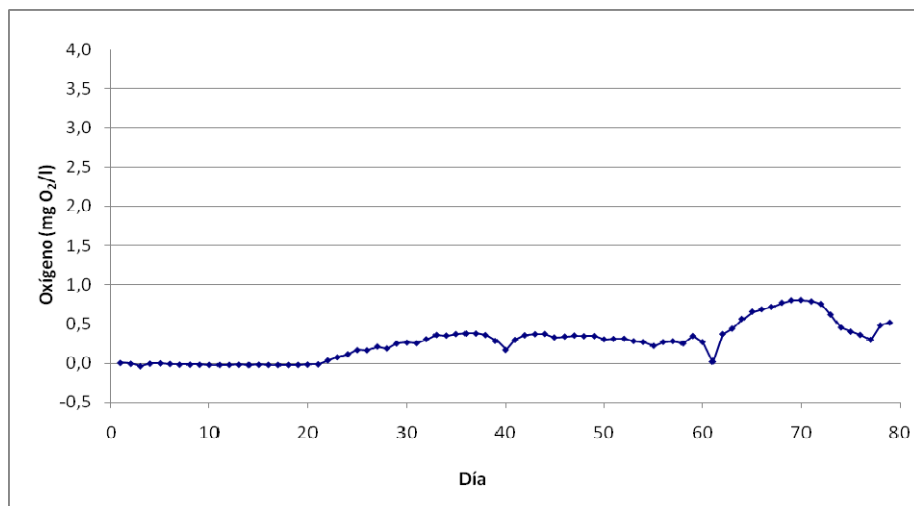


Figura 5.173. Evolución de la concentración de oxígeno en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Los datos de pH medidos con pH-metro en el efluente del sistema aparecen en la tabla 5.75.

Tabla 5.75. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	pH		DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
6	8,76	0,04	39	8,05	0,02
8	8,59	0,02	40	8,56	0,03
11	9,28	0,01	41	8,27	0,01
13	8,15	0,02	42	7,99	0,01
14	8,31	0,03	43	8,28	0,03
15	8,50	0,03	46	8,43	0,02
18	8,67	0,01	49	8,56	0,01
20	8,47	0,01	50	8,32	0,03
21	8,68	0,10	53	8,47	0,01
22	8,52	0,04	55	8,33	0,02
25	8,68	0,04	56	8,92	0,01
26	8,12	0,01	57	8,29	0,06
27	8,47	0,02	61	8,47	0,02
28	8,32	0,02	62	8,45	0,01
29	8,39	0,05	64	8,30	0,03
32	8,58	0,05	67	8,42	0,01
33	8,29	0,02	69	8,45	0,03
34	8,18	0,01	71	8,46	0,02
35	7,93	0,02	74	8,46	0,04

En la figura 5.174 se puede apreciar cómo el pH está en torno a 8,5 si bien se observan algunos valores más próximos a 8,0 que coinciden con un aumento en el contenido de ácidos grasos volátiles en la muestra como se verá más adelante.

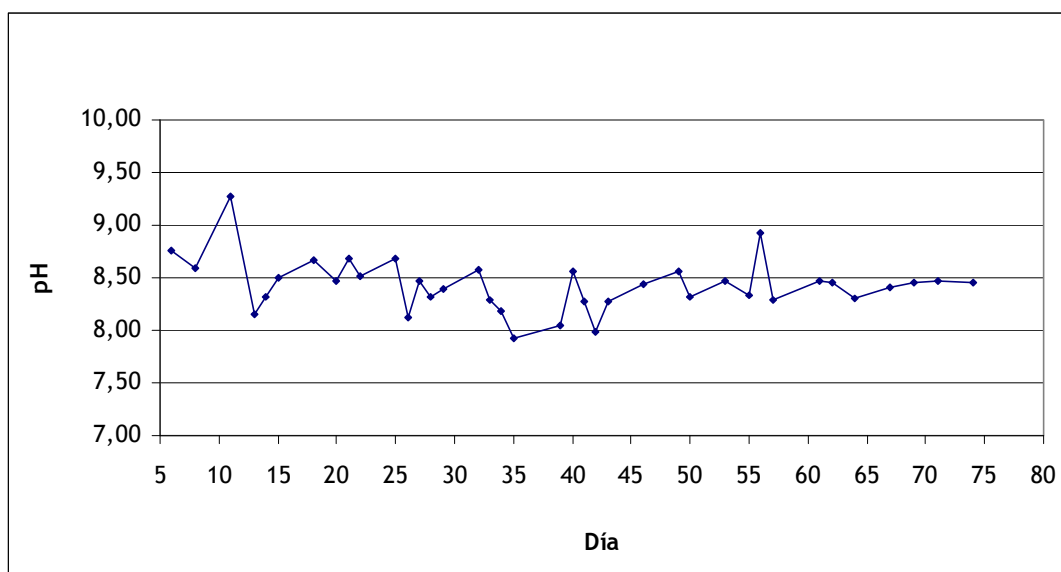


Figura 5.174. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Al contrario que durante el funcionamiento en circuito cerrado en el que sólo se midió la DQO, en el proceso en continuo se han analizado varios parámetros siguiendo los métodos descritos en la sección 4 de Métodos de Análisis:

- Sólido totales
- Sólidos en suspensión
- DQO
- Densidad
- Ácidos grasos volátiles
- Carbono orgánico total
- Nitrógeno ligado

- Amonio
- Aniones:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$
- Biogás

Todos los análisis se realizaron por triplicado, y los resultados obtenidos se muestran a continuación. A la vista de los resultados puede afirmarse que se ha producido la fermentación anaerobia del lixiviado de alta carga orgánica procedente de la balsa de compostaje de Zamora. La composición del efluente de la instalación ha sido analizada durante 80 días, observándose una disminución importante en la mayoría de los parámetros estudiados.

La eficacia del proceso de degradación anaerobio se basa en la reducción de la concentración de materia orgánica (tabla 5.76).

Tabla 5.76. DQO en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)	
	$\bar{x}$	s
5	1.149	75
6	962	27
8	1.237	0
11	1.049	0
13	1.774	0
15	2.115	66
18	2.568	403
20	2.624	138
22	2.156	128
25	1.731	94

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)	
	$\bar{x}$	s
27	2.893	86
29	1.737	85
32	1.740	13
34	3.049	141
39	2.037	94
41	1.949	152
43	2.899	226
46	1.993	113
50	2.318	211
53	924	19
55	1.637	455
57	1.749	66
61	1.762	185
62	1.187	131
64	849	13
67	1.099	40
69	1.868	1014
71	1.693	216
74	1.931	248

La planta se alimenta con un lixiviado de 8.872 mgO<sub>2</sub>/l y, tal y como muestra la figura 5.175, el efluente tiende a un valor de DQO de 2.000 mgO<sub>2</sub>/l. Se alcanza de

esta manera un porcentaje de eliminación del 80% para un tiempo de residencia hidráulico de 22 días.

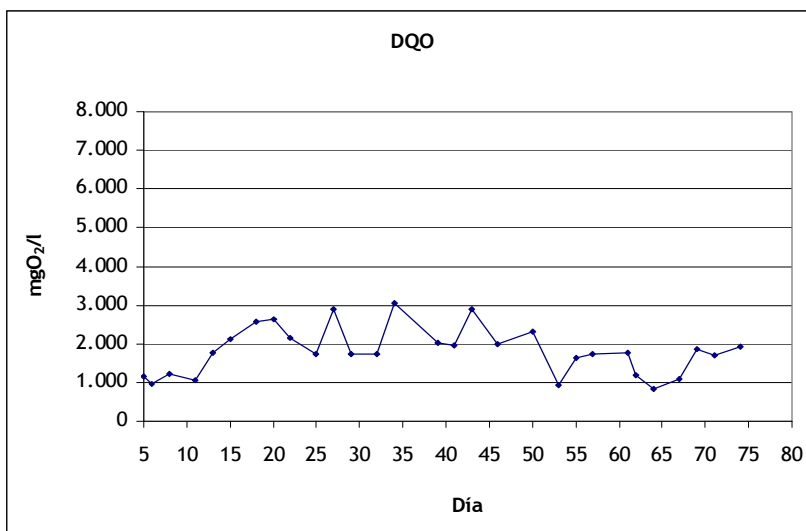


Figura 5.175. DQO del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Como es lógico, le ocurre lo mismo al parámetro TOC (Carbono Orgánico Total) que se reduce un 80%, desde 2.562 mg/l hasta 450mg/l aproximadamente (tabla 5.77 y figura 5.176).

Tabla 5.77. Carbono orgánico total y nitrógeno ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
5	275,90	0,65	55,50	0,04
6	248,50	0,27	285,60	0,18
8	285,60	0,10	363,80	0,25



DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
11	285,70	0,09	112,20	0,01
13	397,00	0,06	393,70	0,03
15	323,80	0,26	266,70	0,16
18	374,10	0,55	372,300	0,40
20	793,50	0,07	425,10	0,49
22	610,30	0,17	397,90	0,11
25	400,10	0,04	301,60	0,02
27	917,90	0,41	459,80	0,26
29	384,40	0,12	136,20	0,02
32	689,30	0,79	385,60	0,10
34	943,90	0,27	477,50	0,23
39	623,10	0,63	288,10	0,09
41	445,10	0,47	362,20	0,03
43	960,10	0,63	447,50	0,21
46	707,80	0,12	433,40	0,04
50	745,80	0,57	412,60	0,26
53	317,90	0,09	393,30	0,15
54	265,90	0,49	119,80	0,51
55	358,70	0,18	341,30	0,06
57	344,40	0,05	242,80	0,07
61	319,50	0,11	139,50	0,02
62	404,10	0,15	229,90	0,00
64	360,00	0,56	334,30	0,54

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
67	243,80	0,20	364,60	0,24
69	406,40	0,17	340,90	0,46
71	534,70	0,13	418,50	0,15
74	512,70	0,04	362,80	0,00

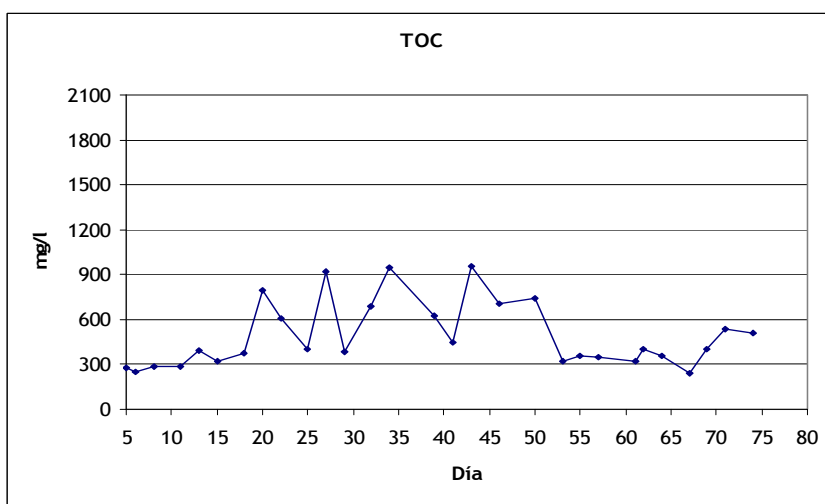


Figura 5.176. Carbono orgánico total en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Tanto el nitrógeno total (tabla 5.77) como el nitrógeno en forma amoniacal (tabla 5.78) tienen el mismo comportamiento: la concentración de ambos se ve reducida aproximadamente a la mitad. En el caso del nitrógeno total desde 713 mg/l hasta 350 mg/l (figura 5.177) y en forma amoniacal pasando de 528 a 300 mg/l (figura 5.178).

Tabla 5.78. Contenido en amonio del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
5	334	10,48
13	395	10,98
20	408	11,42
27	439	0,00
34	457	8,38
41	377	0,00
62	267	17,64
69	243	6,34

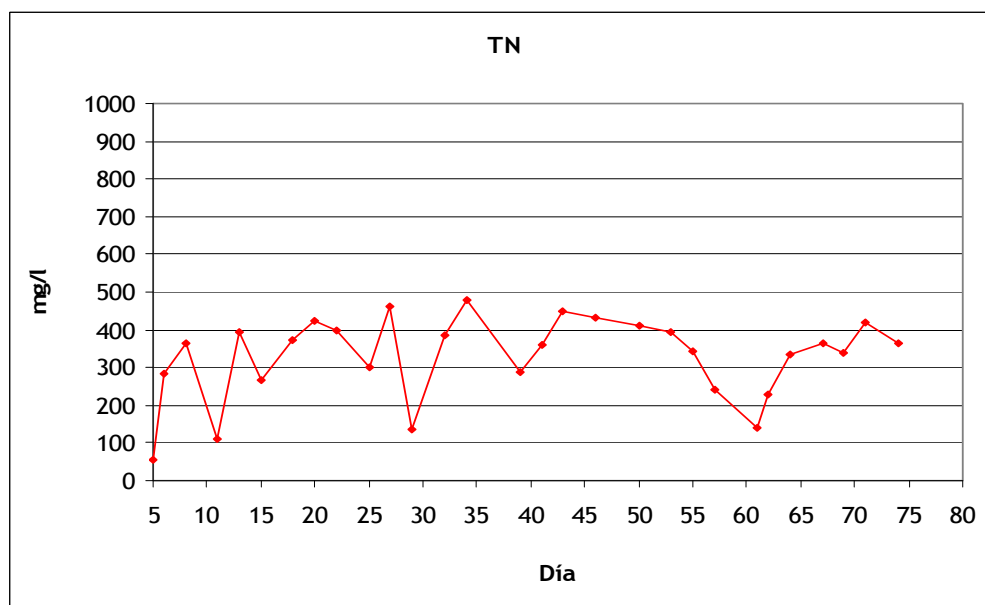


Figura 5.177. Nitrógeno total ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

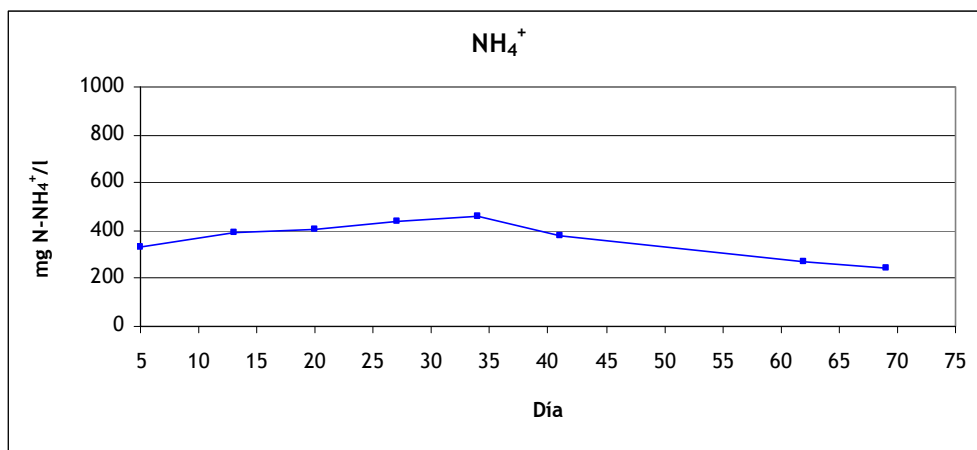


Figura 5.178. Amonio en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Esta disminución también se ve reflejada en el contenido en sólidos totales del efluente (tabla 5.79) pasando de un valor de 8.013 mg/l a 5.200 mg/l en el caso de los totales y de 3.394 mg/l hasta 1.400 mg/l en sólidos totales volátiles (figura 5.179).

Tabla 5.79. Sólidos totales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
5	5.187	101	1.373	0
8	5.040	106	1.360	106
11	4.825	104	999	0
13	5.182	93	1.214	54
15	4.238	77	476	119
18	4.560	342	344	321

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
20	5.667	0	1.560	40
22	5.424	8	1.628	6
25	5.311	37	1.379	90
27	5.840	90	1.713	119
29	6.567	87	3.133	102
32	5.695	80	1.696	80
34	5.920	6	1.840	0
39	5.949	0	1.521	0
41	5.280	83	1.467	66
43	5.941	39	1.809	29
46	5.364	58	1.545	36
50	5.524	61	1.729	40
53	5.027	6	1.440	3
55	4.769	15	1.279	29
57	4.927	101	1.485	0
61	5.236	7	1.576	90
62	5.613	46	1.987	23
64	4.148	724	1.161	140
67	4.533	23	1.053	61
69	4.797	139	857	114
71	5.600	40	1.560	69
74	6.737	95	1.476	113

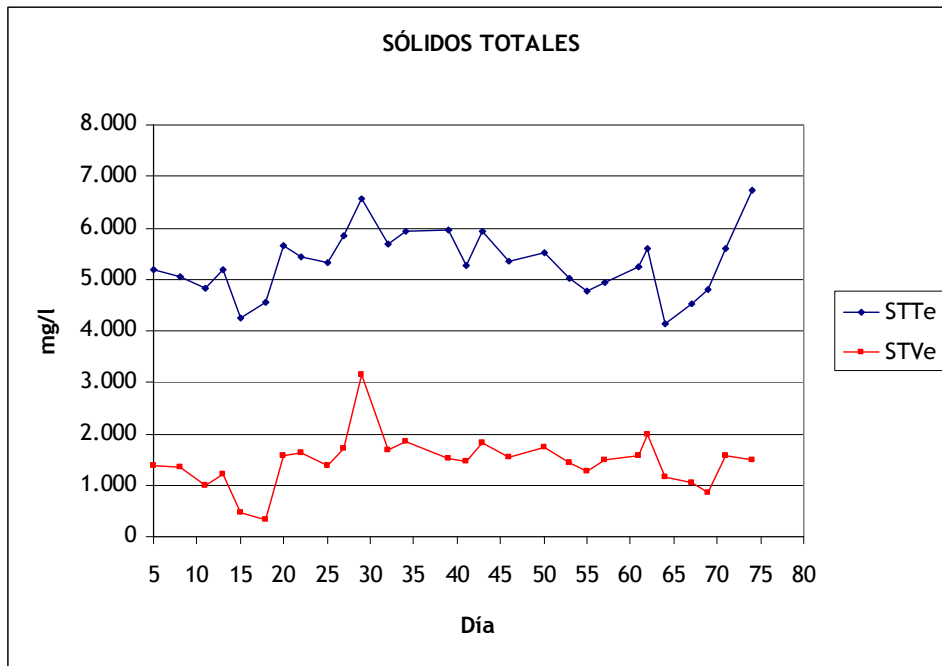


Figura 5.179. Sólidos totales totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

En el valor de los sólidos en suspensión en el efluente (tabla 5.80) no se aprecia una tendencia tan clara, más bien se trata de una gráfica con apariencia de dientes de sierra característica de un proceso biológico aunque, en términos absolutos se aprecia una disminución del 50% aproximadamente tanto en sólidos en suspensión totales como en volátiles (figura 5.180).

Tabla 5.80. Sólidos en suspensión en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
5	1.093	494	900	397
11	900	0	850	184
15	723	71	440	106
18	420	14	315	21
20	190	28	125	21
22	450	53	407	64
25	357	57	---	35
27	560	49	435	49
29	605	0	415	57
32	420	95	330	64
34	293	82	255	15
39	270	65	137	7
41	553	40	445	65
43	257	62	217	23
46	420	35	353	38
50	857	21	477	31
53	307	116	267	101
55	343	87	133	95
57	447	46	437	36
61	330	60	220	69

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
62	407	32	160	36
64	363	92	360	42
67	235	106	220	142
69	187	57	20	35
71	233	21	297	197
74	573	494	420	397

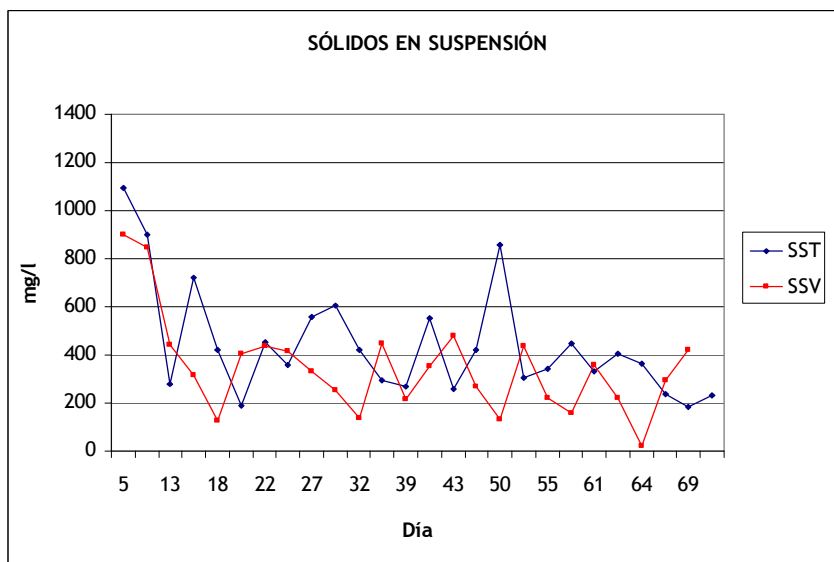


Figura 5.180. Sólidos en suspensión totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Los ácidos grasos volátiles desaparecen prácticamente en la salida del sistema (tabla 5.81 y figuras 5.181 y 5.182) lo que indica que el proceso se encuentra en las etapas finales de la degradación anaerobia correspondientes a la homoacetogénesis y la metanogénesis (Bastone *et. al.*, 2002).



Tabla 5.81. Ácidos grasos volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$
5	21,75	2,70	11,03	3,40	3,04	3,00	32,76
6	4,92	5,80	0,00	0,00	4,89	5,10	8,25
8	123,39	29,70	60,91	6,30	0,00	0,00	172,77
11	12,52	4,50	8,55	7,50	11,13	0,00	27,04
13	209,87	5,10	80,31	26,60	33,90	4,10	298,07
15	155,30	14,90	12,83	22,20	5,13	0,00	169,20
18	110,78	9,40	32,75	29,40	6,38	7,00	141,67
20	720,33	5,70	170,12	42,90	3,87	6,70	860,86
22	394,42	50,30	85,84	15,90	0,00	0,00	464,00
25	130,28	1,20	24,11	21,40	1,92	3,30	151,13
27	785,48	18,50	155,96	68,30	0,00	0,00	911,90
29	3,88	41,20	4,91	17,60	4,07	0,00	10,64
32	435,73	55,50	121,84	11,90	0,00	9,20	534,49
34	776,28	21,30	208,28	3,40	5,30	6,50	948,72
39	217,22	20,20	58,87	51,10	3,74	0,00	267,49
41	234,31	8,30	78,32	12,70	0,00	5,10	297,80
43	862,51	29,20	224,81	11,70	2,96	0,00	1046,77
46	526,40	37,40	126,26	27,60	0,00	3,00	628,75
50	578,50	30,80	114,83	4,00	1,72	0,00	672,76
53	121,62	17,60	21,74	10,10	0,00	0,00	139,24
55	67,70	2,80	11,60	4,70	0,00	4,00	77,10
57	17,99	2,70	10,81	3,40	9,08	3,00	32,95

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$
61	393,83	2,77	52,33	4,70	0,00	4,00	436,25
62	277,46	34,50	50,96	16,21	7,39	0,00	323,81
64	239,31	11,14	19,17	5,54	2,87	6,19	256,81
67	67,57	6,41	8,88	0,40	0,00	4,97	74,77
69	284,46	8,63	11,87	3,13	0,00	0,00	294,07
71	347,41	20,59	59,77	4,02	1,62	0,00	396,96
74	229,29	14,16	26,88	15,83	0,00	2,80	251,08

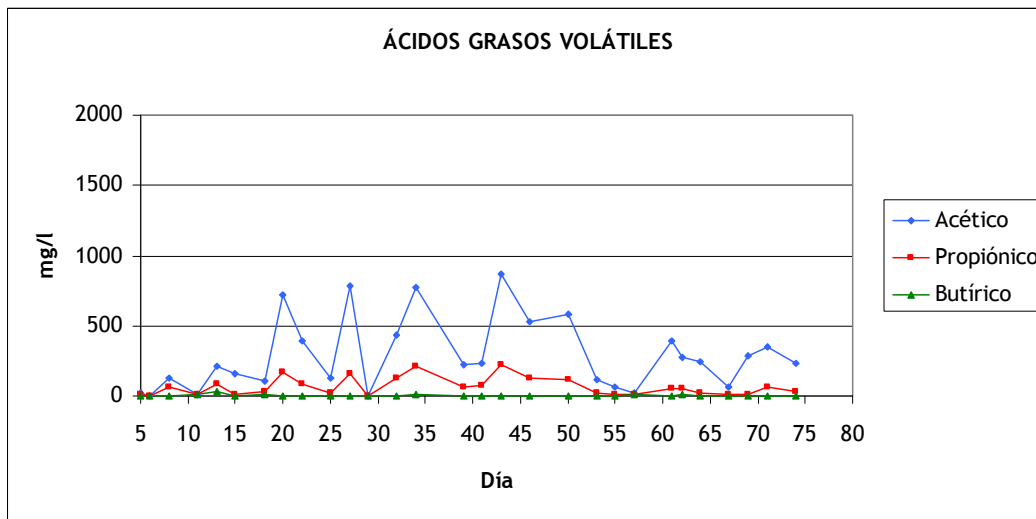


Figura 5.181. Ácidos grasos volátiles individuales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

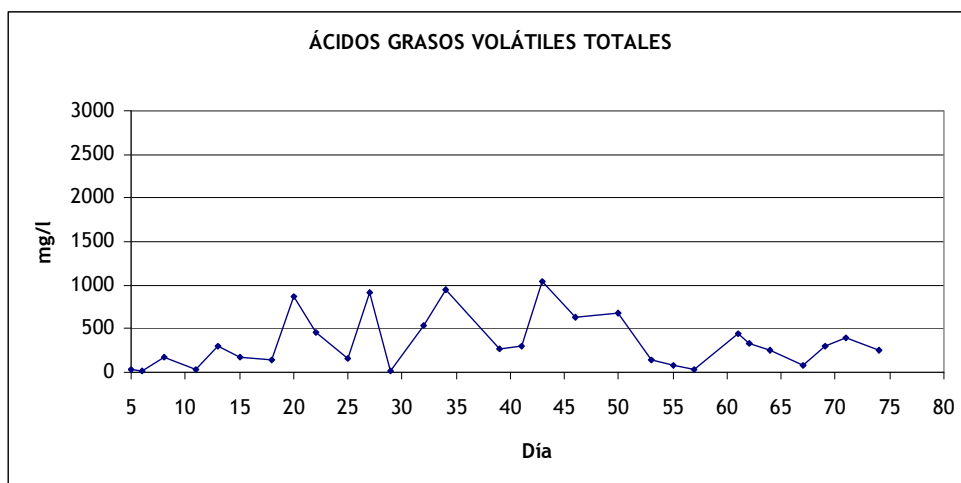


Figura 5.182. Ácidos grasos volátiles totales durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Los datos obtenidos en el análisis de aniones en el efluente aparecen en la tabla 5.82.

Tabla 5.82. Aniones en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)		SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	
	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s
0	1094,1	4,27	50,5	0,31	0,0	0,0	0,0	0,00	24,8	0,16
6	1206,5	5,56	102,1	2,94	3,5	0,2	65,7	11,98	0,0	0,00
8	1159,0	31,76	143,1	16,04	0,0	0,0	5,1	0,53	0,0	0,00
11	1349,7	19,62	73,6	0,77	0,0	0,0	81,4	19,52	0,0	0,00
13	1147,1	31,82	147,5	6,44	0,0	0,0	5,8	0,67	0,0	0,00
15	1282,7	13,91	95,7	4,48	0,0	0,0	43,2	4,94	0,0	0,00
18	1199,3	55,07	115,0	42,20	0,0	0,0	22,2	16,17	0,0	0,00
20	1153,4	14,75	164,7	16,66	0,0	0,0	3,5	0,22	15,0	0,29

APROVECHAMIENTO INTEGRAL DE LIXIVIADOS

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)		SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
22	1129,5	22,81	123,5	2,57	0,0	0,0	3,2	0,41	0,0	0,00
25	1215,9	10,64	122,4	4,89	0,0	0,0	1,3	0,00	0,0	0,00
27	1337,9	5,58	118,7	0,18	0,0	0,0	7,2	0,25	23,0	10,17
29	1358,4	16,73	89,4	0,72	0,0	0,0	41,8	0,37	0,0	0,00
32	1273,8	4,61	112,0	9,28	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00
34	1209,4	3,75	127,9	0,57	0,0	0,0	0,0	0,00	11,2	0,02
39	1437,5	0,11	131,0	4,03	0,0	0,0	0,0	0,00	4,9	0,00
41	1215,7	51,50	112,4	21,24	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00
43	1167,2	20,35	96,7	1,69	0,0	0,0	0,0	0,00	13,8	1,11
46	1133,4	29,99	91,0	3,65	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00
50	1002,2	12,10	75,5	10,88	3,8	0,0	0,0	0,00	21,0	5,24
53	1025,8	62,58	115,6	6,93	0,0	0,0	0,0	0,00	7,1	0,00
55	1288,0	9,50	88,3	1,08	27,9	20,5	0,0	0,00	27,3	8,52
57	1316,9	5,13	79,6	0,82	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00
61	1145,5	7,39	88,4	13,70	0,0	0,0	0,0	0,00	13,7	0,39
62	1113,7	25,55	81,0	10,63	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00
64	1005,8	6,59	100,4	15,55	3,9	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00
67	1016,5	17,08	87,6	5,12	4,7	7,23	0,0	0,00	5,5	0,00
69	1158,2	6,56	123,0	12,87	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,00
71	1281,5	11,97	131,7	12,48	0,0	0,0	0,0	0,00	17,1	0,38
74	1955,2	13,40	97,3	26,22	0,0	0,0	0,0	0,00	17,3	0,53

Si bien el último valor del anión cloruro sufre una subida inusual, esto parece ser debido a un problema en la muestra a analizar por lo que ese dato no ha sido considerado. Analizando el comportamiento del cloro en el resto de las muestras se aprecia que se mantiene en el orden de dicho parámetro a la entrada (figura 5.183).

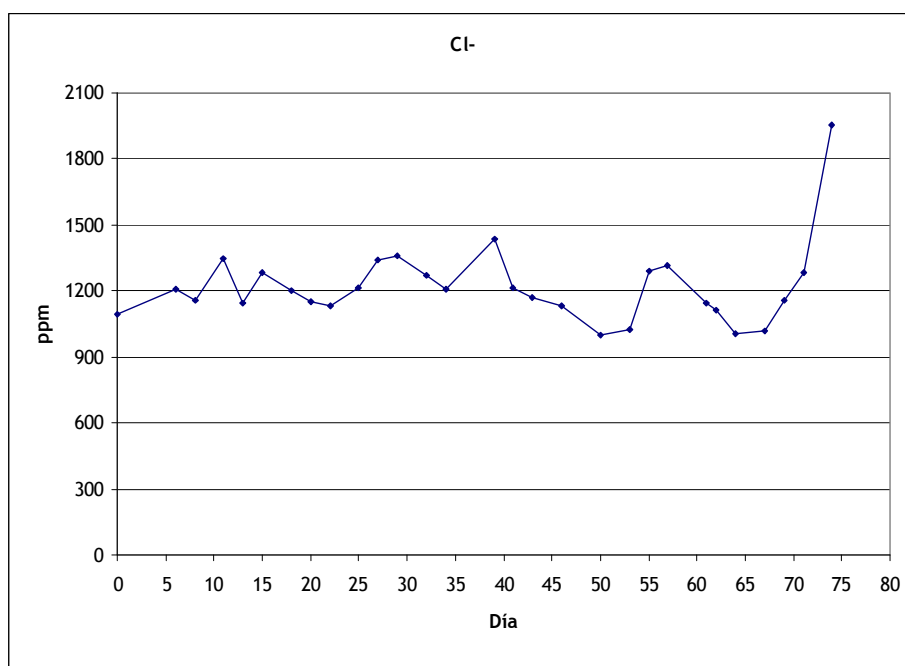


Figura 5.183. Cloruro en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

En el caso del fosfato se observa una disminución de un 60% (figura 5.184) clara consecuencia de la formación de biomasa que necesita fósforo como nutriente (Metcalf y Eddy, 2000). Llama la atención el incremento en la concentración de nitritos del efluente, siendo el único parámetro con un mayor valor en la salida (figura 5.184). La presencia de nitritos es propia de procesos anaerobios (Madigan *et al.*, 2003), por lo que confirma las condiciones de ausencia de oxígeno en la instalación. Sin embargo, como ya se ha indicado, la medida mediante cromatografía iónica de la

concentración de nitritos puede verse alterada por la presencia de carbonatos (ver sección 4. 2.15), por lo que puede no representar el valor real de concentración.

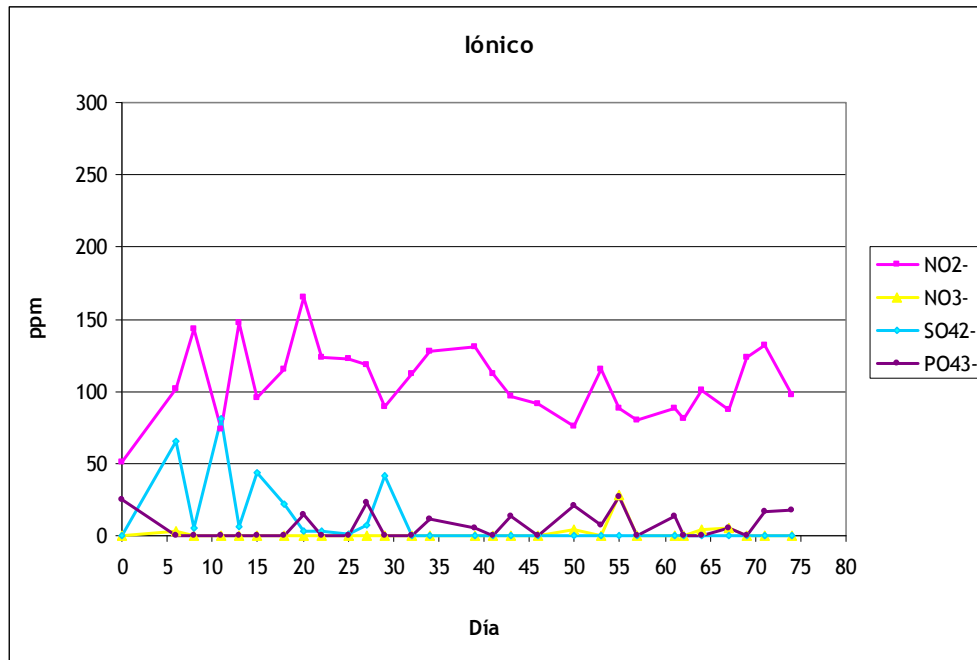


Figura 5.184. Resto de aniones en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

Como cabía esperar, no se ha observado variación significativa en la densidad (tabla 5.83) ya que su valor es prácticamente el del agua que es el componente mayoritario tanto del influente como del efluente (figura 5.185).

Tabla 5.83. Densidad del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
5	988,20	2,27
8	985,32	2,43
11	984,67	2,28
13	992,47	1,95
15	963,42	2,23
18	989,76	0,00
20	972,28	0,40
22	982,84	1,40
25	989,10	4,23
27	989,24	7,49
29	976,13	2,96
32	977,62	4,74
34	985,27	4,60
39	980,80	2,08
41	992,09	0,05
43	991,42	6,74
46	985,35	0,14
50	979,40	2,75
53	987,52	0,02
55	978,32	0,26
57	983,39	2,27

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
61	988,53	3,08
62	973,35	3,26
64	985,65	3,44
67	981,81	2,91
69	992,76	2,82
71	989,68	3,08
74	988,39	2,28

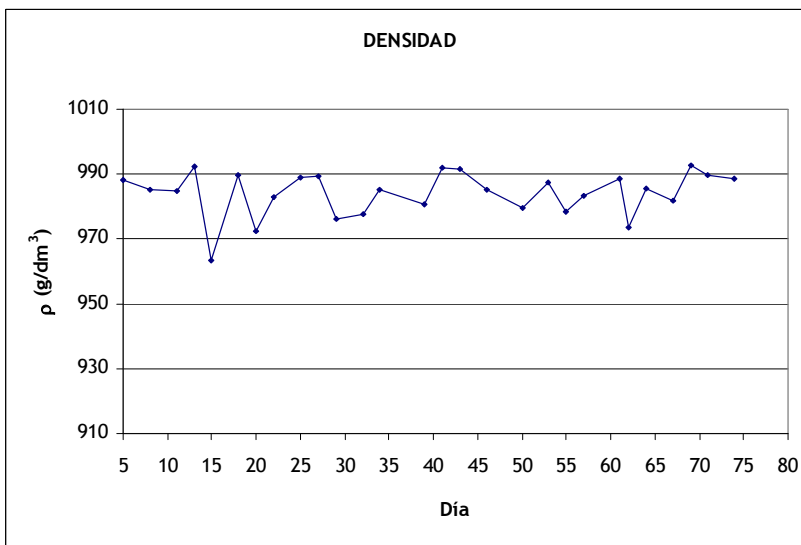


Figura 5.185. Densidad del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 22 días



Con el fin de confirmar la producción o no de metano durante el proceso, el gas producido en el reactor se analizó mediante cromatografía de gases. Los resultados obtenidos (en la figura 5.186 aparece un cromatograma representativo de las muestras analizadas) indicaron la presencia de ese compuesto.

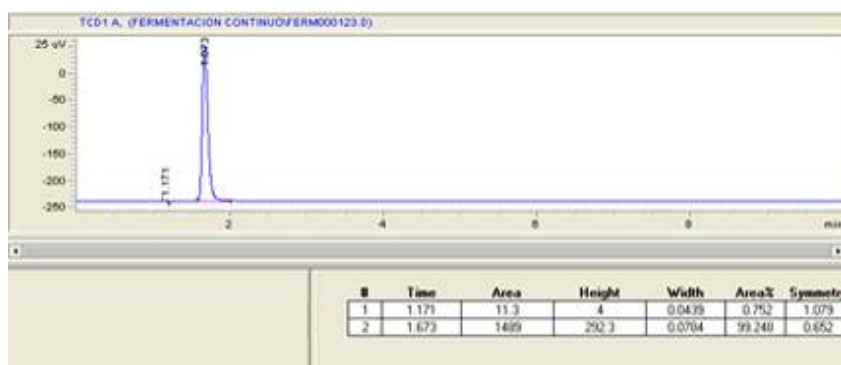


Figura 5.186. Determinación de metano en el gas extraído del reactor anaerobio para tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 22 días.

### 5.6.2 Tiempo de Residencia Hidráulico de 12,4 días

Con el fin de evitar el problema observado en la instalación A que impedía la toma de muestra para analizar la biomasa presente en el reactor sin romper la estanqueidad del sistema, a partir de aquí todas las experiencias en anaerobio se realizaron en la instalación B que permitía la toma de muestra directa del reactor sin la introducción de oxígeno en dicho sistema.

Para desarrollar la biomasa en este reactor, se siguió el mismo procedimiento utilizado en la instalación A. Es decir, se mantuvo la instalación en circuito cerrado hasta conseguir una disminución de la DQO del 70 %, momento en el que se procedió a trabajar en circuito abierto. Se consideró tiempo cero el momento en el que se abrió el circuito.

La alimentación introducida para este tiempo de residencia procedió de la balsa de compostaje de Zamora y su caracterización aparece en la tabla 5.84.

Tabla 5.84. Características de la alimentación de la planta durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

	$\bar{x}$	s
STT (mg/l)	9.473	42
STV (mg/l)	4.053	31
SST (mg/l)	1.737	125
SSV (mg/l)	800	70
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	14.741	274
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	6.633	81
ρ (g/l)	1.120	0,06
pH	7,37	0,02
N <sub>K</sub>	1244,2	3,86
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	1.310,4	25,24
CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	11,10	0,07
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	192,8	0,14
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	1.110,1	57,22
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
TOC (mg/l)	3.335,0	0,505
TN (mg/l)	709.3	0,983
ALCALINIDAD (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	2573	28

	$\bar{x}$	s
Ac. ACÉTICO (mg/l)	2.983,3	53,5
Ac. PROPIÓNICO (mg/l)	151,6	5,4
Ac. BUTÍRICO (mg/l)	3.694,3	48,2

Las condiciones de operación fueron seguidas por las sondas introducidas en el reactor y los datos tomados (tabla I.3 del Anejo I) aparecen en las figuras 5.187 y 5.188. No aparecen los datos relativos a la medida de oxígeno disuelto porque se trabajó siempre en ausencia del mismo y el valor fue cero por lo que se ha considerado que no era necesario incluir una gráfica al respecto. Tampoco aparecen datos del potencial redox porque en la instalación B no existe sonda para medida de ese parámetro. Los datos correspondientes a la temperatura (figura 5.187) demuestran que se ha mantenido constante en torno a los 35 grados y dado que se ha trabajado en ausencia de oxígeno, las condiciones resultan favorables para el desarrollo de las bacterias metanogénicas.

En el caso del pH, si bien siempre ha sido básico (figura 5.188), se ha producido una alteración externa que ha provocado una subida entre los días 40 y 60 que afectará al funcionamiento de la instalación como se verá más adelante.

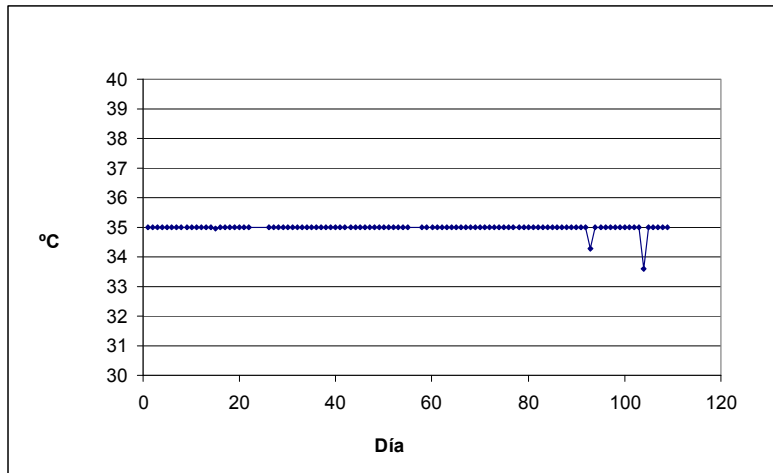


Figura 5.187. Evolución de la temperatura en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

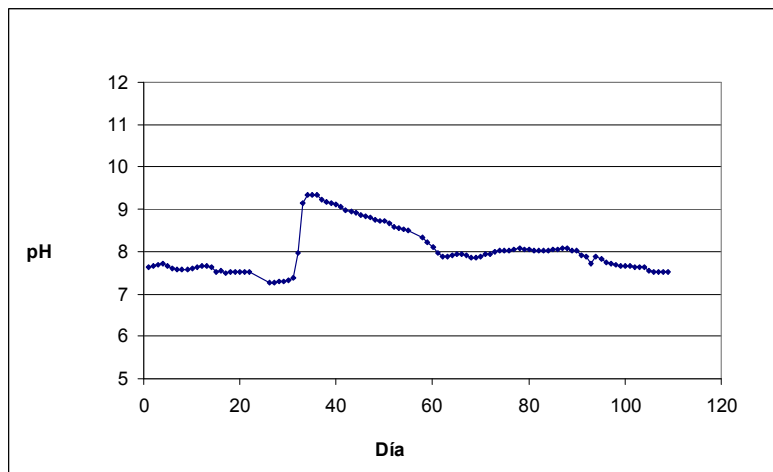


Figura 5.188. Evolución de la concentración de oxígeno en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Además del pH medido con la sonda en el interior del reactor, se ha medido también el pH del efluente de la planta mediante un pH-metro. Los datos aparecen en la tabla 5.85.

Tabla 5.85. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
11	8,27	0,02
13	8,13	0,01
15	8,07	0,05
18	8,32	0,02
20	8,43	0,02
22	8,37	0,06
25	8,41	0,03
27	8,49	0,02
32	8,26	0,02
34	8,35	0,02
36	8,45	0,03
39	8,49	0,01
41	8,45	0,02
43	8,67	0,02
46	8,44	0,02
48	8,42	0,01
50	8,37	0,02
53	8,33	0,03
55	8,28	0,02
57	8,23	0,02
60	8,19	0,02

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
62	8,40	0,03
64	8,51	0,02
67	8,49	0,00
69	8,45	0,02
71	8,32	0,02
74	8,52	0,00
76	8,02	0,01
78	8,46	0,01
81	7,96	0,01
83	8,17	0,01
85	8,86	0,01
88	8,01	0,01
90	8,55	0,02
92	8,03	0,00
95	8,46	0,00
97	8,30	0,02
99	8,18	0,02
102	8,03	0,02
104	8,07	0,02
106	8,37	0,01
109	8,20	0,02

En la figura 5.189 se puede apreciar cómo el pH del efluente está habitualmente entre 8,0 y 8,5 experimentando menos oscilaciones que el pH medido en el interior del reactor. Este comportamiento es lógico teniendo en cuenta que, a la salida de la instalación, el efluente está estabilizado mientras que, dentro del reactor, tienen lugar las reacciones biológicas que conllevan variaciones de pH.

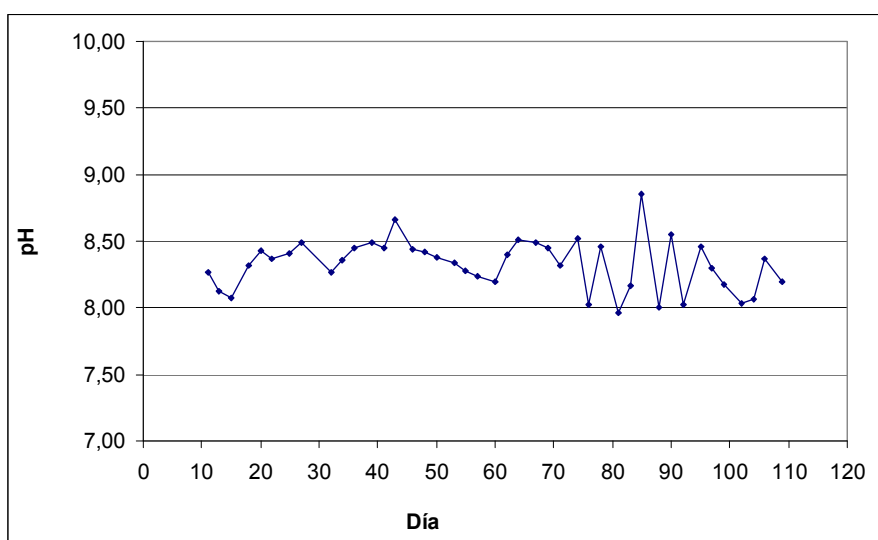


Figura 5.189. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Para el tiempo de residencia hidráulico de 12,4 días se han analizado, por triplicado, los mismos parámetros que para el de 22 días en continuo pero además se ha medido la cantidad de biomasa en el reactor y se ha determinado la cantidad de metano producida.

La cantidad de biomasa (tabla 5.86) para este tiempo de residencia ha tenido un valor medio de 630 mg/l con las oscilaciones habituales en este tipo de procesos en el que hay desarrollo de microorganismos (figura 5.190).

Tabla 5.86. Biomasa presente en el reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
22	790	0
25	900	566
27	420	127
34	630	191
36	867	208
39	433	0
41	633	0
43	343	0
46	647	508
48	140	20
50	733	431
53	293	0
55	420	14
57	413	81
60	647	14
62	780	53
64	480	14
67	487	151
69	540	120
74	1240	92
76	807	42

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
78	733	114
81	1207	221
83	480	178
85	807	186
88	687	223
90	713	42
92	793	133
95	727	0
99	767	70
102	567	0
104	620	125
106	413	64
109	260	53

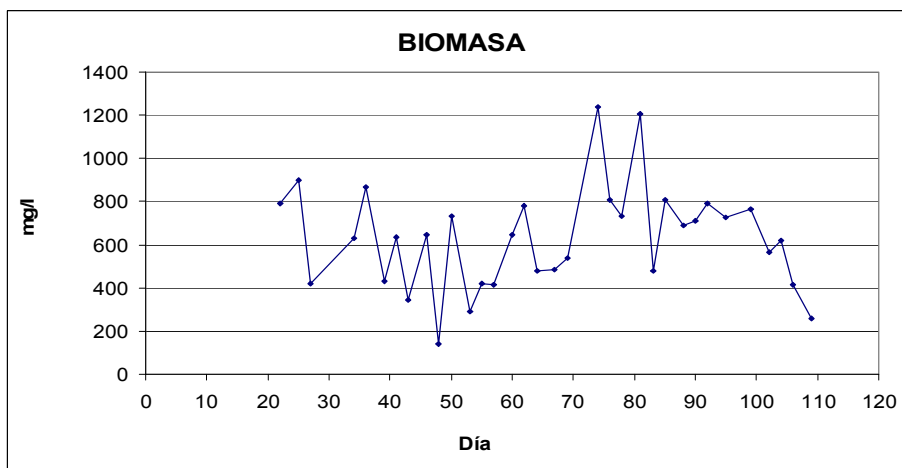


Figura 5.190. Contenido de biomasa en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días



Los resultados de la concentración de materia orgánica expresada como DQO junto con el porcentaje de eliminación conseguido aparecen en la tabla 5.87.

Tabla 5.87. DQO en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
11	6216	1059	57,83	3195	288	49,55
13	5427	2102	63,19	1408	216	77,76
15	819	14	94,44	1919	57	69,70
18	1450	416	90,16	1429	231	77,43
20	1334	180	90,95	1142	207	81,97
22	1040	37	92,94	1053	20	83,37
25	1295	100	91,21	1043	89	83,54
27	1730	113	88,26	1465	154	76,87
32	1345	94	90,88	1381	102	78,19
34	1321	198	91,04	1410	329	77,74
36	1577	6	89,30	1522	73	75,97
39	1597	117	89,16	1402	33	77,86
41	2799	256	81,01	2191	105	65,40
43	3533	216	76,03	3101	66	51,04
46	4992	554	66,13	2549	260	59,75
48	3643	274	75,29	3273	56	48,32
50	3944	28	73,25	1887	24	70,20
53	3236	186	78,04	3174	514	49,88

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
55	3934	367	73,31	3018	222	52,35
57	3109	11	78,91	2210	68	65,10
60	4174	141	71,68	3064	400	51,61
62	2382	44	83,84	1674	166	73,57
64	3450	137	76,60	2648	87	58,19
67	2015	11	86,33	1387	409	78,09
69	2127	152	85,57	1325	133	79,08
71	2283	154	84,51	1986	381	68,63
74	1700	300	88,47	1273	301	79,90
76	1153	127	92,18	1242	346	80,40
78	1629	130	88,95	1246	31	80,33
81	993	43	93,26	2899	11	54,22
83	1774	0	87,96	1772	154	72,02
85	1621	75	89,00	1548	82	75,56
88	1420	11	90,36	1371	94	78,35
90	1420	101	90,36	1358	277	78,56
92	1379	31	90,65	1272	0	79,92
95	1415	65	90,40	1360	158	78,52
97	1425	64	90,33	1298	55	79,51
99	1543	69	89,53	1454	86	77,04
102	1578	6	89,30	1350	67	78,68
104	1501	67	89,82	1285	36	79,71
106	1204	55	91,83	1061	46	83,25

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{X}$	s		$\bar{X}$	s	
109	1524	161	89,66	1175	55	81,44

Al igual que para el tiempo de residencia de 22 días, la DQO presentó una clara disminución con el transcurso del tiempo (figuras 5.175 y 5.176).

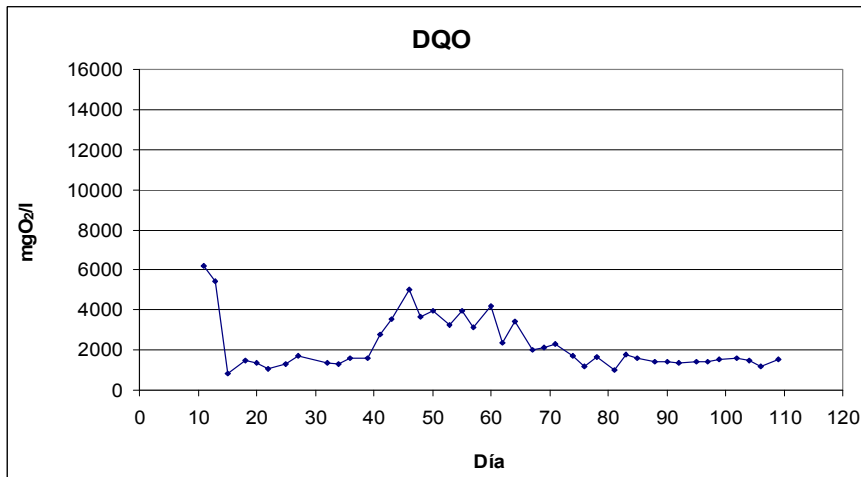


Figura 5.191. DQO del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

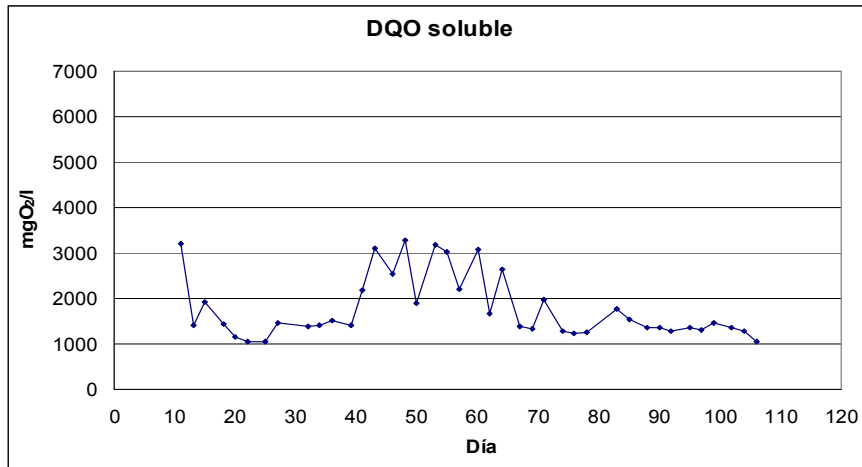


Figura 5.192. DQO soluble del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Las gráficas de la DQO y de la DQO soluble se han representado en una escala de 0 a 16.000 mg/l y de 0 a 7.000 mg/l, respectivamente, para que se puede apreciar la reducción experimentada ya que la alimentación presentaba unos valores 14.741 mg/l y 6.633 mg/l para la DQO y la DQO soluble respectivamente.

Con la finalidad de poder apreciar con mayor facilidad la eliminación obtenida se ha representado el porcentaje de reducción de DQO (figura 5.193) de DQO soluble (figura 5.178)

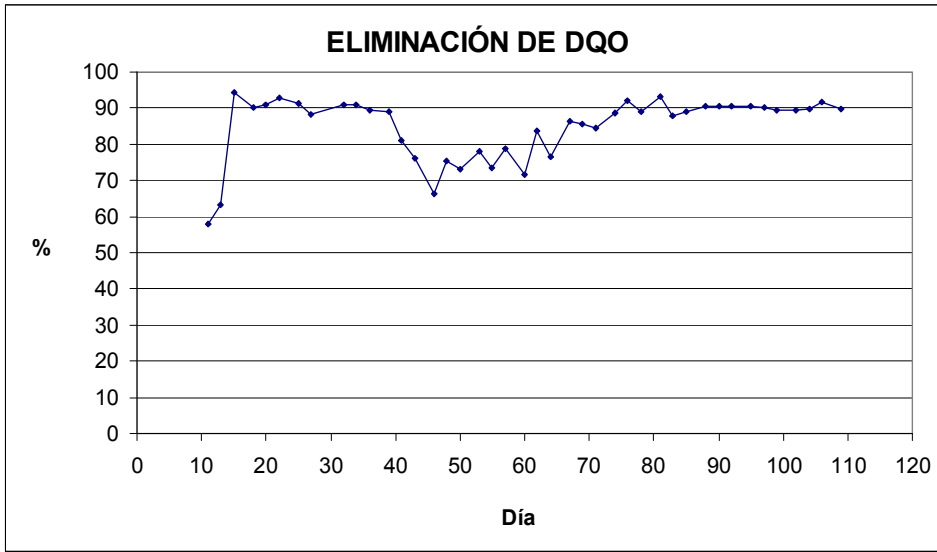


Figura 5.193. Porcentaje de DQO eliminada en función del tiempo durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

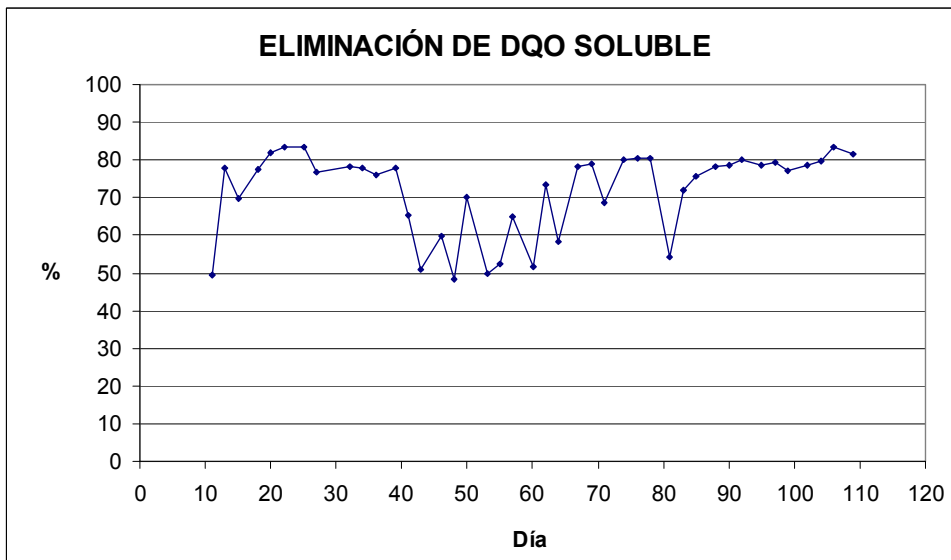


Figura 5.194. Porcentaje de DQO soluble eliminada en función del tiempo durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

En las figuras 5.193 y 5.194, además del elevado porcentaje de eliminación alcanzado (alrededor del 90 % para la DQO y del 80 % para la DQO soluble), se puede observar lo sensible que es el sistema a cualquier variación experimentada en el medio. Se puede observar cómo, a partir del día 40, hay una disminución en la eliminación consecuencia de la variación observada en el pH y el sistema no se recupera hasta que el pH vuelve a los valores habituales entre 8.0 y 8.5.

Como era previsible, este comportamiento aparece también en el Carbono Orgánico Total (TOC) que se reduce un 87%, desde 3.335,0 mg/l hasta 420mg/l aproximadamente (tabla 5.88 y figura 5.195).

Tabla 5.88. Carbono orgánico total y nitrógeno ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	TOC (mg/l)		DÍA	TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
11	1574	0,19	11	565,50	0,59
13	1488	0,13	13	546,90	0,36
15	1405	0,02	15	561,70	0,09
18	1349	0,07	18	537,90	0,06
20	1341	0,14	20	551,10	0,51
22	1352	0,93	22	546,50	0,10
25	1389	0,40	25	551,20	0,22
27	1308	0,17	27	502,30	0,04
32	1368	0,00	32	570,90	0,70
34	1219	0,56	34	541,80	0,27
36	1182	0,56	36	430,50	0,59
39	1340	0,21	39	576,70	0,91
41	1490	0,00	41	550,40	0,09
43	1490	0,26	43	537,60	0,15
46	1271	0,43	46	434,90	0,16
48	1643	0,35	48	542,80	0,79
50	1569	0,00	50	547,60	0,15
53	1855	0,50	53	558,70	0,74
55	2032	0,00	55	558,10	0,46
57	1784	0,73	57	530,10	0,00
60	2041	0,63	60	557,00	0,65
62	1499	0,00	62	513,40	0,84

DÍA	TOC (mg/l)		DÍA	TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
64	1585	0,61	67	528,20	0,93
67	1561	2,43	69	513,40	0,22
69	1416	0,51	71	669,10	0,43
71	716	0,35	74	504,80	0,39
74	588	0,03	76	677,80	0,17
76	533	0,34	78	562,60	1,67
78	454	0,00	81	681,90	0,11
81	461	0,24	83	685,30	0,39
83	477	0,10	88	677,70	1,14
85	464	0,15	90	503,90	0,20
88	376	0,06	92	693,60	0,43
90	371	0,18	95	635,30	0,31
92	399	0,02	97	646,90	0,25
95	365	0,27	104	518,80	0,90
97	404	0,22	106	512,50	0,92
			109	531,40	0,73



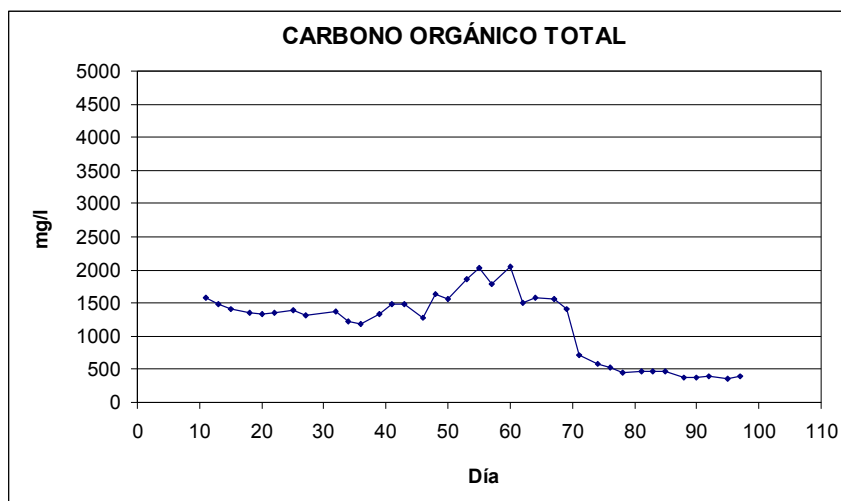


Figura 5.195. Carbono orgánico total en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

El nitrógeno total, TN (tabla 5.88), y el nitrógeno en forma amoniacal,  $\text{N-NH}_4^+$  (tabla 5.89), también presentan una tendencia a la disminución. En el caso del nitrógeno total desde 709 mg/l hasta 601 mg/l (figura 5.196) y en forma amoniacal pasando de 1310 a 818 mg/l (figura 5.197). Las variaciones detectadas se deben a los diferentes momentos de los procesos de nitrificación y desnitrificación. Los procesos de nitrificación son provocados por la acción de las bacterias de los géneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* y *Nitrobacter* (Madigan *et. al.*, 1999). Los procesos de desnitrificación son provocados por la acción de las bacterias de los géneros *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Alcaligenes*, *Thiobacillus* y *Bacillus*, entre otros (Madigan *et. al.*, 2003). Las variaciones dependen del tipo y cantidad de cada una de las poblaciones de este tipo de bacterias en cada momento.

Tabla 5.89. Contenido en amonio del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
13	664.53	17,11
15	1032.27	176,41
18	744.80	0,00
20	694.40	0,00
22	644.00	0,00
25	627.20	0,00
27	616.00	11,20
32	500.27	17,11
34	455.47	0,00
36	448.00	11,20
39	604.80	0,00
41	756.00	16,80
43	756.00	16,80
46	409.92	6,72
48	677.97	5,64
50	907.20	0,00
53	789.60	16,80
55	800.80	0,00
57	821.33	0,00
60	834.40	0,00

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
62	563.73	0,00
64	645.87	0,00
67	630.93	0,00
69	787.73	0,00
71	860.53	11,88
74	916.53	35,64
76	957.60	44,45
78	731.73	0,00
81	821.33	0,00
83	896.00	25,66
85	1030.40	0,00
88	884.80	0,00
90	560.00	11,20
92	907.20	16,80
95	804.53	53,22
97	761.60	0,00
99	862.40	25,66
102	879.20	0,00
104	795.20	0,00
106	728.00	0,00
109	789.60	0,00

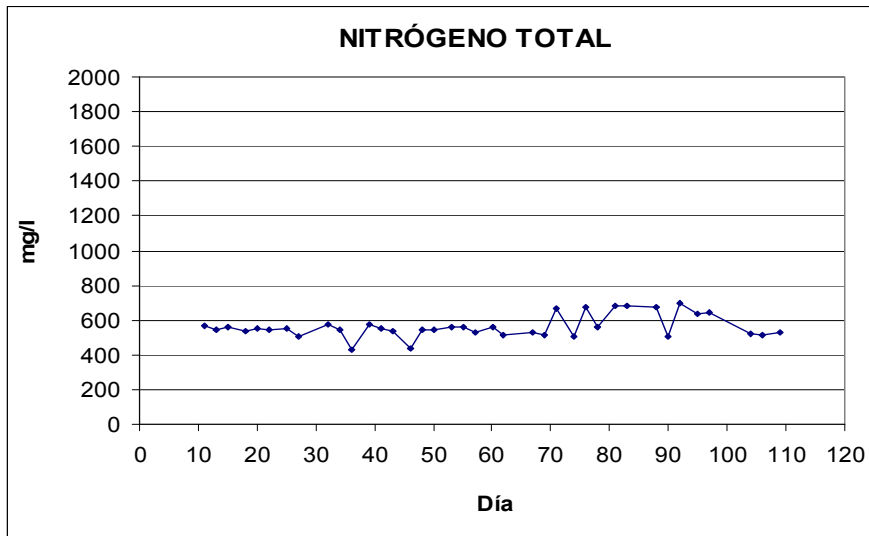


Figura 5.196. Nitrógeno total ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

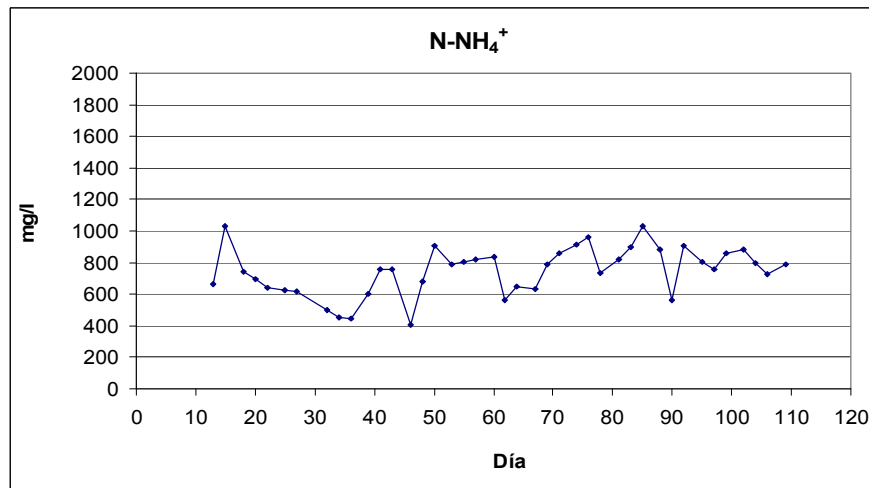


Figura 5.197. Amonio en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

La eficacia del proceso también se puede observar en la disminución en el contenido en sólidos totales del efluente (tabla 5.90) que pasan de un valor de 9.473 mg/l a un valor medio de 5.400 mg/l en el caso de los totales y de 4.053 mg/l hasta un valor medio de 1.213 mg/l en sólidos totales volátiles (figura 5.198) al estabilizarse la planta.

Tabla 5.90. Sólidos totales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
11	4845	376	1541	79
13	4693	61	1120	40
15	4600	0	933	61
18	4627	180	693	129
20	5080	0	1053	0
22	4797	91	1273	14
25	4400	57	1020	85
27	5900	141	1160	0
32	4620	28	920	57
34	4605	3	659	0
36	5613	61	973	83
39	4643	34	1056	29
41	5267	61	1427	0
43	5356	94	1544	84
46	6027	0	1680	0
50	6223	20	2493	537

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
53	6232	204	1967	206
55	6493	0	1720	0
60	6840	0	2347	0
62	5925	88	1512	108
67	7830	444	2557	379
69	5711	106	1911	101
71	5560	205	1533	191
74	6851	3	2632	99
76	6079	174	1607	197
78	5520	61	1293	40
81	5347	0	1000	101
83	5347	0	1253	0
85	5507	200	987	200
88	5200	0	800	0
90	5222	61	1311	0
92	5333	61	760	446
95	5133	83	3707	64
97	5127	0	927	0
99	7333	80	920	122
102	5600	0	1227	31
104	5113	139	933	67
106	4911	0	1000	64
109	4907	40	867	0

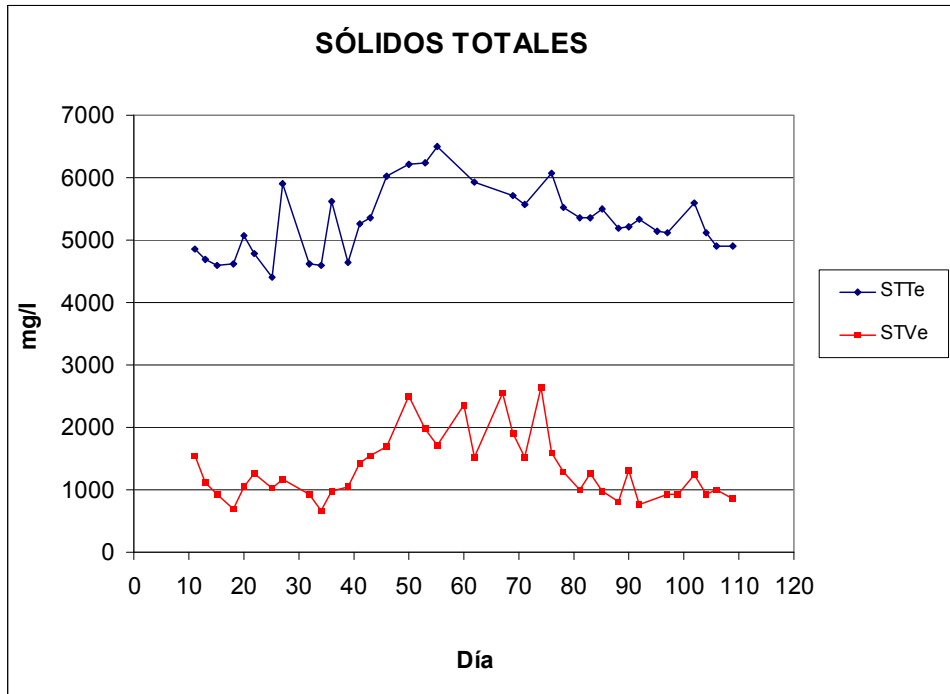


Figura 5.198. Sólidos totales totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

En el valor de los sólidos en suspensión en el efluente (tabla 5.91) se aprecia la alteración producida por la modificación de pH a partir del día 40 que se tradujo en un aumento de los sólidos en suspensión consecuencia de una peor decantación del efluente. Una vez alcanzado el estado estacionario en la instalación, sí que se observa una notable disminución tanto en los sólidos en suspensión totales, que pasan de 1.737 mg/l en el influente a 262 mg/l en el efluente (85 % de reducción), como en los sólidos en suspensión volátiles, que disminuyen desde 800 mg/l en la alimentación a 170 mg/l en el producto final (79 % de reducción) (figura 5.199).

Tabla 5.91. Sólidos en suspensión en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
11	883	247	417	120
13	417	50	293	91
15	223	83	53	117
20	430	87	157	0
22	370	26	350	40
25	300	141	250	71
27	255	49	165	21
32	750	71	300	141
36	533	153	67	0
39	197	31	170	20
41	477	31	330	90
43	340	87	327	7
46	750	0	643	57
48	160	70	137	7
50	660	251	560	242
53	950	96	923	108
55	1107	383	760	271
57	1013	42	700	111
60	1013	381	600	57
64	507	0	333	110
67	720	80	620	80



DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
69	700	144	420	197
71	820	0	393	162
74	887	76	667	163
76	713	76	273	90
78	457	71	317	60
81	433	59	290	111
83	430	14	310	92
85	67	0	20	0
88	373	162	280	120
90	220	20	20	0
92	137	35	107	51
95	137	15	67	0
99	533	40	330	44
102	150	10	118	28
104	73	16	13	44
106	102	18	145	18
109	291	9	189	5

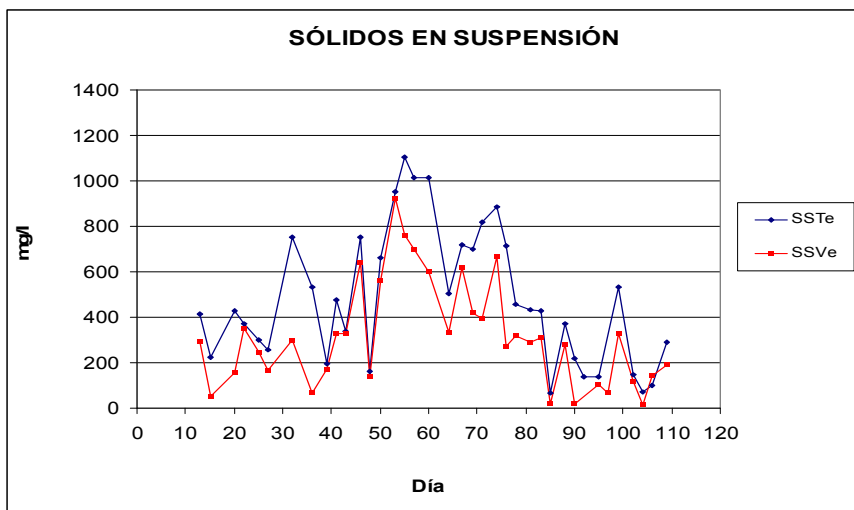


Figura 5.199. Sólidos en suspensión totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Al igual que para el TRH de 22 días, los ácidos grasos volátiles desaparecen prácticamente en la salida del sistema (tabla 5.92 y figuras 5.200 y 5.201) lo que indica que el proceso se encuentra en las etapas finales de la degradación anaerobia correspondientes a la homoacetogénesis y la metanogénesis (Bastone *et. al.*, 2002).

Tabla 5.92. Ácidos grasos volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	$\bar{X}$	s	
11	63,52	13,80	8,85	8,00	5,88	7,30	74,70
13	13,55	1,70	0,00	0,00	0,00	0,00	13,55
15	3,54	4,20	3,44	3,20	7,92	6,90	11,73
18	11,53	12,40	0,00	0,00	1,58	0,00	12,61

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	
20	7,39	8,60	4,18	3,60	5,55	0,80	14,56
22	5,44	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	5,44
25	6,91	7,20	0,00	0,00	0,00	0,00	6,91
27	7,70	7,80	0,00	0,00	0,00	0,00	7,70
32	6,38	0,70	0,00	0,00	1,00	0,00	7,06
34	6,24	5,40	0,00	0,00	1,07	0,00	6,96
36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
39	78,49	13,70	0,00	0,00	0,00	0,00	78,49
41	231,49	6,20	0,00	0,00	18,42	22,80	244,04
43	298,32	18,80	15,82	2,20	23,50	0,10	327,16
46	12,16	3,10	0,00	0,00	2,06	0,00	13,56
48	424,35	35,40	12,62	11,00	25,32	0,00	451,83
50	295,94	29,90	0,00	0,00	9,82	5,70	302,63
53	786,67	47,00	47,87	1,10	6,16	0,00	829,68
55	825,07	39,80	35,80	25,70	0,00	0,00	854,09
57	411,64	22,20	9,17	1,70	0,00	0,00	419,07
60	1278,26	30,70	90,63	14,40	2,04	0,00	1353,11
62	176,66	0,10	42,99	11,90	0,00	0,00	211,51
64	891,13	140,40	1,50	0,00	0,00	0,00	892,35
67	409,69	23,10	31,95	1,80	0,00	0,00	435,59
69	138,32	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	138,32
71	533,83	14,80	14,28	14,00	0,00	0,00	545,41
74	0,00	0,00	3,50	0,00	7,65	8,40	8,06

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	
76	105,82	42,90	0,00	0,00	0,00	0,00	105,82
78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
81	0,00	0,00	0,00	0,00	3,27	2,90	2,23
83	37,44	15,60	0,57	0,00	2,87	0,00	39,85
85	17,94	7,80	14,79	0,00	0,00	0,00	29,93
88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
90	3,15	0,00	6,84	0,00	10,76	9,60	16,03
92	11,77	1,10	1,50	0,00	0,00	0,00	12,98
95	0,00	0,00	1,63	0,00	3,83	0,90	3,94
97	5,58	0,00	4,95	6,90	4,59	0,00	12,72
99	12,07	5,90	0,00	0,00	2,60	0,00	13,84
102	9,86	2,00	0,00	0,00	4,00	3,50	12,58
104	3,22	0,00	3,73	0,00	7,50	0,00	11,36
106	2,11	0,00	6,43	0,00	0,38	0,00	7,58
109	3,93	3,80	5,51	5,30	1,33	0,00	9,30

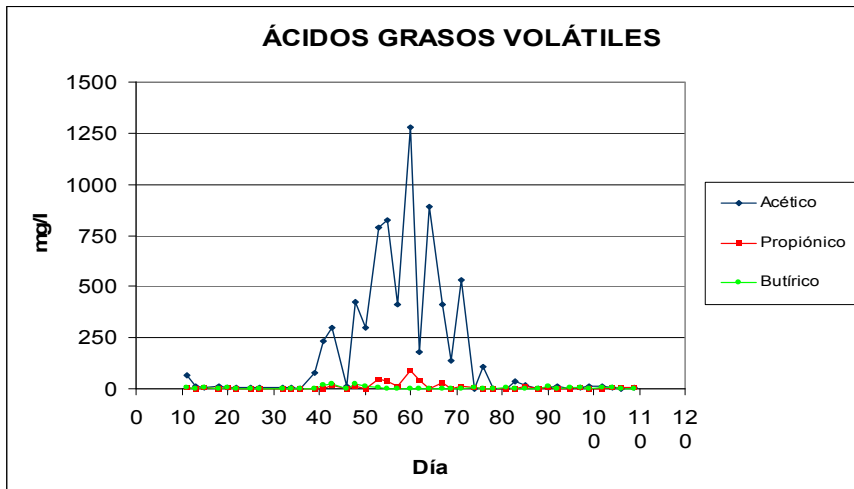


Figura 5.200. Ácidos grasos volátiles individuales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

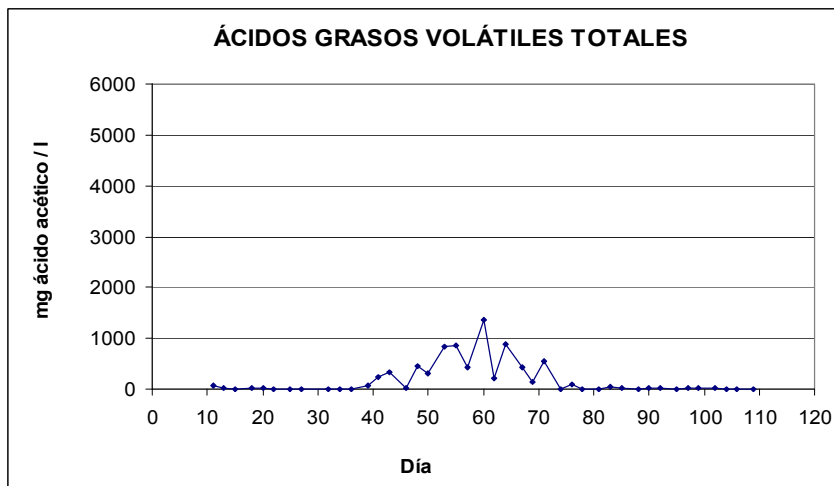


Figura 5.201. Ácidos grasos volátiles totales durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Los datos obtenidos en el análisis de aniones en el efluente aparecen en la tabla 5.93. A partir de aquí, en los estudios no aparecen los resultados de los análisis

de los iones sulfato, nitrato y fosfato porque, al analizar los resultados, se ha comprobado que había un error en la detección llevada a cabo por el cromatógrafo iónico y eran incorrectos.

Tabla 5.93. Aniones en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
13	988,64	2,95	37,00	0,44
15	943,04	0,35	8,46	0,08
18	957,21	0,02	41,41	0,11
20	975,58	8,24	55,85	1,68
22	908,10	16,68	92,04	32,37
25	987,25	19,11	128,82	26,43
27	1212,81	22,08	106,54	10,60
32	995,45	12,97	112,07	19,93
36	1209,87	10,64	97,10	0,60
39	965,00	1,05	120,22	9,35
41	967,57	8,61	77,18	2,85
43	1005,49	28,99	84,02	0,36
46	1182,90	11,89	89,85	1,32
48	1101,59	42,47	148,56	65,99
50	930,57	13,99	52,73	12,55
53	1031,23	77,72	48,73	16,99
55	1237,82	9,15	118,51	12,56
57	1229,70	1,31	72,45	9,96

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
60	1096,44	23,56	100,05	39,54
64	1141,42	0,16	29,42	4,48
67	1521,41	19,47	75,76	41,09
69	1107,87	18,19	56,06	1,36
71	1051,55	12,40	100,63	0,29
74	1021,45	22,95	326,73	2,81
76	684,21	35,88	70,63	2,81
78	1019,86	15,58	97,48	7,45
81	657,46	22,12	80,32	40,18
83	447,24	23,05	140,49	3,23
85	1097,28	13,16	173,13	3,69
88	912,07	7,47	182,30	3,93
90	880,02	38,97	192,64	43,05
92	937,31	11,66	197,40	1,59
95	940,70	32,29	154,47	5,47
97	962,74	38,86	158,89	51,89
99	1072,82	40,73	184,87	9,42
102	1016,34	24,74	167,63	26,37
104	1063,67	5,70	215,56	1,16
106	720,61	24,08	151,45	29,42
109	1062,61	26,59	207,95	4,34

En el caso del cloruro, los valores han estado en torno al valor de entrada, no observándose una variación en el mismo (figura 5.202).

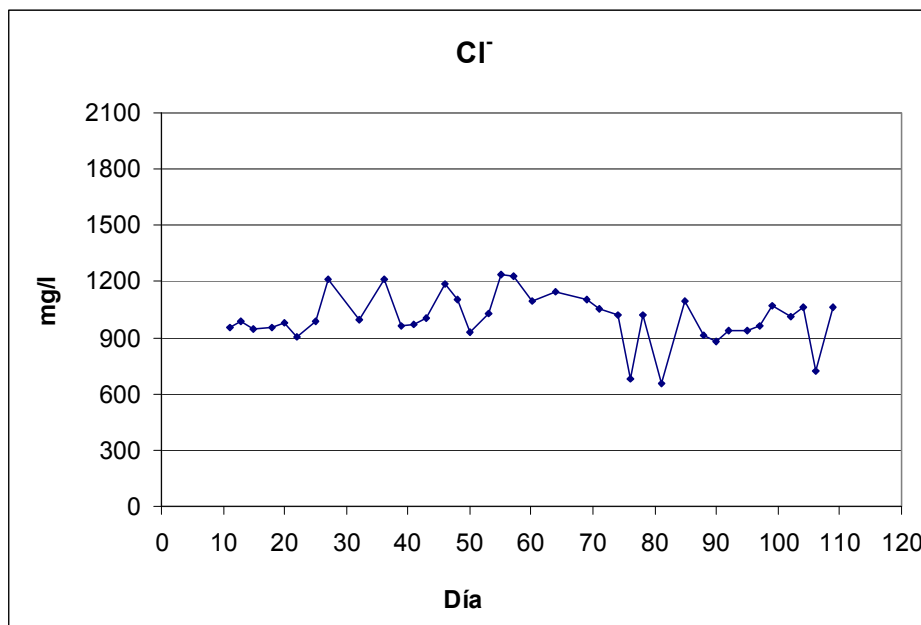


Figura 5.202. Cloruro en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

En el caso del nitrito, nuevamente se observa un incremento en la concentración detectada en el efluente (figura 5.203). Como ya se comentó anteriormente, es muy significativo que la concentración de nitritos sea muy superior a la de nitratos (nulos en todo el proceso) ya que demuestra la ausencia de oxígeno en el proceso (Madigan *et al.*, 2003). Sin embargo, como también se ha indicado ya, la medida mediante cromatografía iónica de la concentración de nitritos puede verse alterada por la presencia de carbonatos (ver sección 4. 2.15), por lo que puede no representar el valor real de concentración.



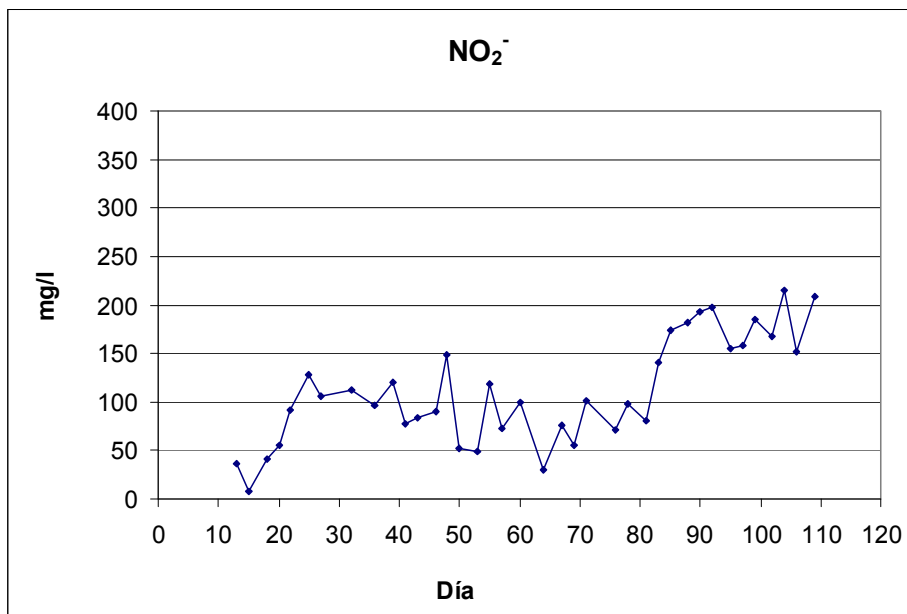


Figura 5.203. Nitrito en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Por el contrario, la densidad ha experimentado una cierta disminución (tabla 5.94 y figura 5.204) consecuencia de la eliminación de un elevado porcentaje de los sólidos presentes en el lixiviado.

Tabla 5.94. Densidad del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
11	988,51	1,63
13	991,13	1,51
15	988,43	0,34
18	985,16	2,87
20	982,12	6,52

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
22	981,63	12,47
25	988,46	5,23
27	990,74	7,67
32	993,67	4,60
34	962,79	3,32
36	977,28	5,73
39	986,79	0,01
41	985,92	4,24
43	986,58	6,29
46	987,93	1,72
50	983,70	0,22
53	984,72	5,09
55	978,57	0,14
60	986,24	5,43
62	982,55	0,74
67	955,23	8,79
69	975,04	3,73
71	978,27	4,24
74	989,57	4,35
76	986,69	4,18
78	983,11	1,46
81	984,84	0,37
83	988,96	1,64

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
85	977,73	11,55
88	918,87	5,45
90	971,00	3,44
92	986,67	0,34
95	958,67	1,79
97	982,86	2,56
99	959,21	1,70
102	974,43	1,35
104	979,93	0,57
106	964,18	5,83
109	982,89	6,88

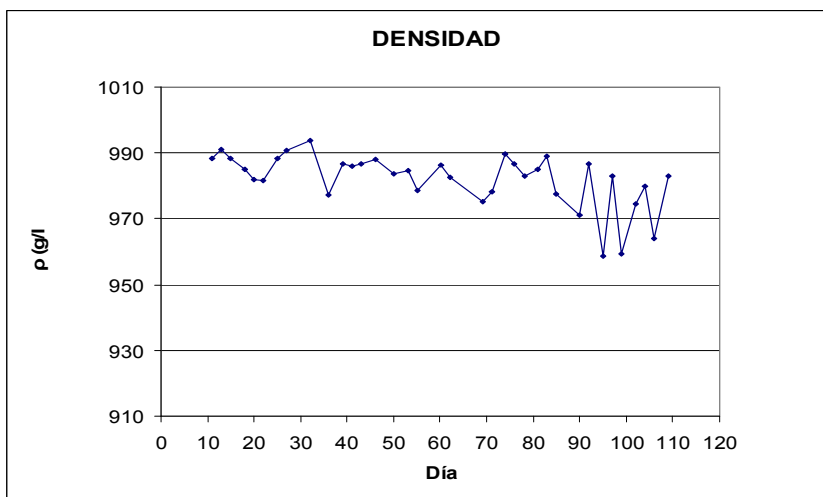


Figura 5.204. Densidad del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Además de los análisis de los parámetros indicados, se extrajeron periódicamente del reactor muestras gaseosas que se analizaron mediante cromatografía de gases para comprobar la presencia de metano en el biogás procedente de la fermentación anaerobia del reactor. Los cromatogramas obtenidos, uno de los cuales se muestra en la figura 5.205, confirmaron la presencia de ese compuesto.

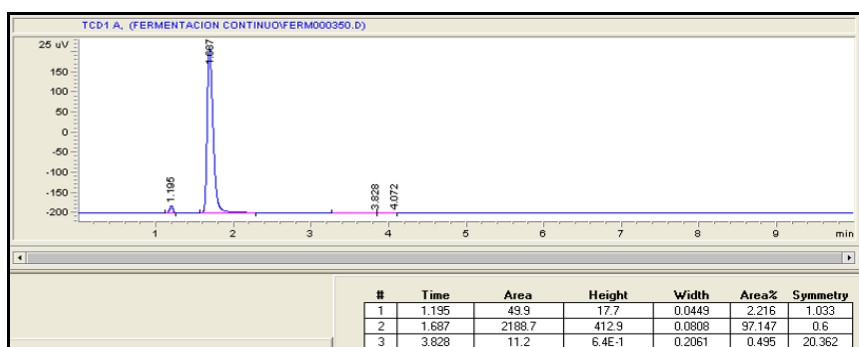


Figura 5.205. Metano presente en el gas extraído del reactor anaerobio para TRH = 12,4 días.

Dado que una de las finalidades buscadas en el tratamiento de los lixiviados es la producción de biogás, se determinó la cantidad de metano generada diariamente así como la cantidad acumulada durante el proceso. Las cantidades obtenidas (tabla III.1 del Anejo III) aparecen representadas en las figuras 5.206 y 5.207.

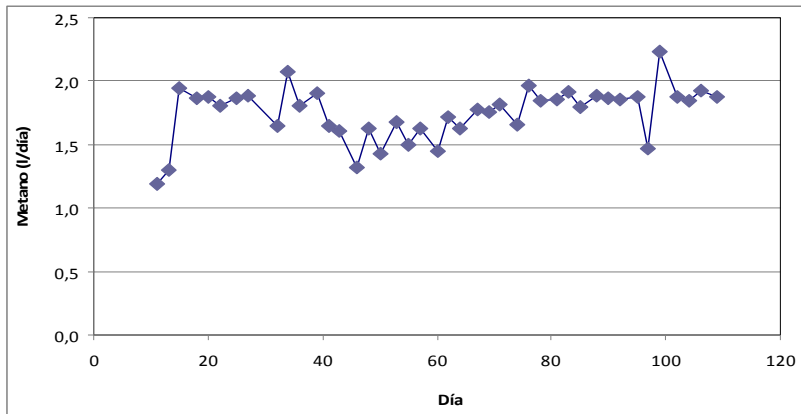


Figura 5.206. Cantidad de metano generado diariamente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

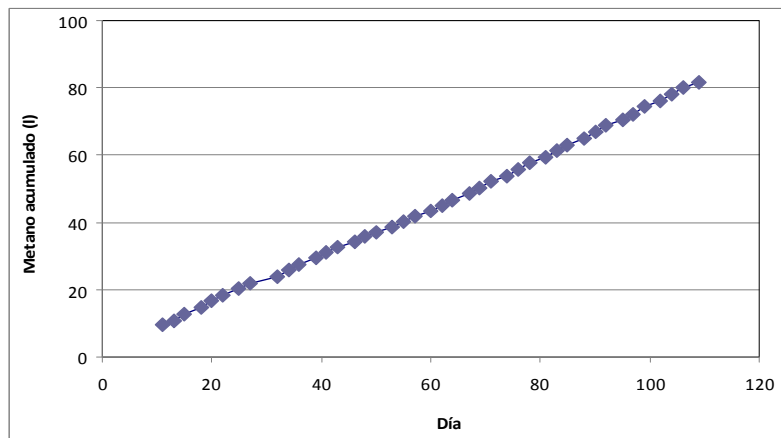


Figura 5.207. Cantidad de metano acumulado durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

Se puede observar una gran producción entre los días de operación 10 y 20 seguida de un periodo de estabilidad (figura 5.206). Sin embargo, durante los días 40-60 se aprecia una disminución en la cantidad de metano que vuelve a recuperarse transcurrido ese tiempo. Estos resultados son concordantes con los obtenidos para la DQO del efluente: durante los días 10-20 hay una disminución de la DQO debida a la

actividad bacteriana y, como consecuencia, hay una gran producción de metano lo que indica el desarrollo de bacterias metanogénicas; entre los días 20 y 40 se produce un aumento notable de la DQO debido, como ya se indicó, a una alteración del pH lo que se traduce en el lógico decrecimiento en la cantidad de metano; una vez estabilizada la planta, se vuelve a producir una reducción de la DQO y la producción de metano vuelve a aumentar alcanzando un valor que se mantiene más o menos constante a lo largo del tiempo.

La cantidad total de metano generado en los días de operación ha sido de unos 82 litros (figura 5.207).

Al igual que en el estudio llevado a cabo para un tiempo de residencia hidráulico de 22 días, en éste también se realizó una observación microscópica de muestras extraídas del reactor (5.208 y 5.209) apreciándose un elevado contenido en microorganismos que concuerda con la concentración de biomasa determinada y con la degradación de la materia orgánica producida.



Figura 5.208. Micrografía óptica de una muestra del reactor anaerobio para un tiempo de retención hidráulico de 12,4 días (100 aumentos)

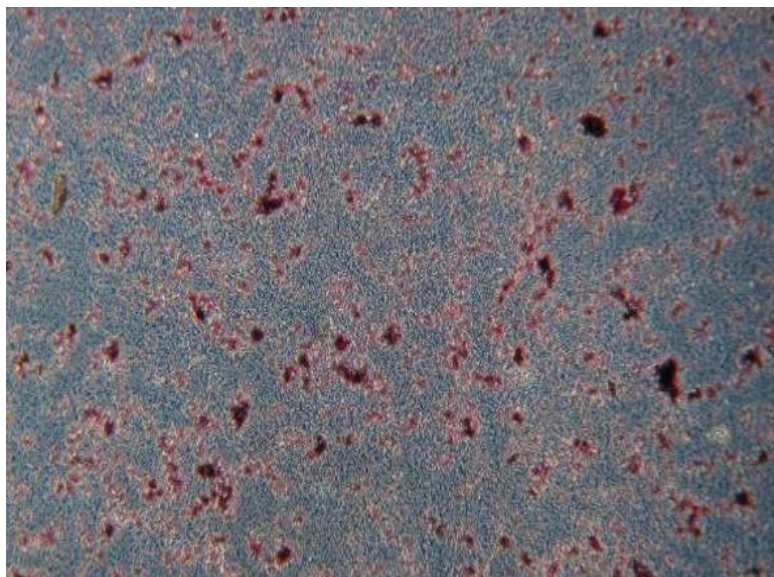


Figura 5.209. Micrografía óptica de una muestra del reactor anaerobio para un tiempo de retención hidráulico de 12,4 días (100 aumentos con tinción de Gram)

### 5.6.3 Tiempo de Residencia Hidráulico de 10 días

A partir de este tiempo, y dado que la biomasa ya se había desarrollado en el reactor, no fue necesario mantener la planta en circuito cerrado sino que se procedió, directamente, a cambiar el tiempo de residencia hidráulico trabajando en circuito abierto.

Al igual que en las demás experiencias, la alimentación introducida para este tiempo de residencia procedió de la balsa de compostaje de Zamora y su caracterización aparece en la tabla 5.95.

Tabla 5.95. Características de la alimentación de la planta durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

	$\bar{x}$	s
STT (mg/l)	13.095	45
STV (mg/l)	5.838	3
SST (mg/l)	1.267	90
SSV (mg/l)	773	121
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	15.565	614
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	10.070	87
$\rho$ (g/l)	1.120,5	0,06
pH	7,11	0,02
N <sub>K</sub>	1.174,01	9,7
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	966	11,15
CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	12,07	0,05
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	1.359,68	31,32
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
TOC (mg/l)	3.335	0,86
TN (mg/l)	709	0,249
ALCALINIDAD (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	5.686,88	150
Ac. ACÉTICO (mg/l)	2.930,34	515,1
Ac. PROPIÓNICO (mg/l)	2.906,35	294
Ac. BUTÍRICO (mg/l)	1.246,59	963,8



Las condiciones de operación fueron seguidas por las sondas introducidas en el reactor y los datos tomados (tabla I.4 del Anejo I) aparecen en las figuras 5.210 y 5.211. Se puede apreciar que no aparecen datos a partir del día 35. Éstos, aunque sí fueron medidos por las sondas, por un problema técnico no fueron grabados en el disco duro de la terminal de ordenador en el que se registraban las señales de las sondas. No obstante, el constante control mantenido en la instalación permite asegurar el correcto funcionamiento de la misma, siempre dentro de los límites fijados de temperatura alrededor de 35°C (figura 5.210) y ausencia de oxígeno disuelto (no se ha incluido la gráfica de éste por ocurrir, como en el caso anterior, que su valor fue constantemente cero). En relación con el pH, si bien se puede apreciar en la figura 5.211 una bajada, posteriormente se apreció una subida manteniéndose su valor siempre entre 7,5 y 8,5.

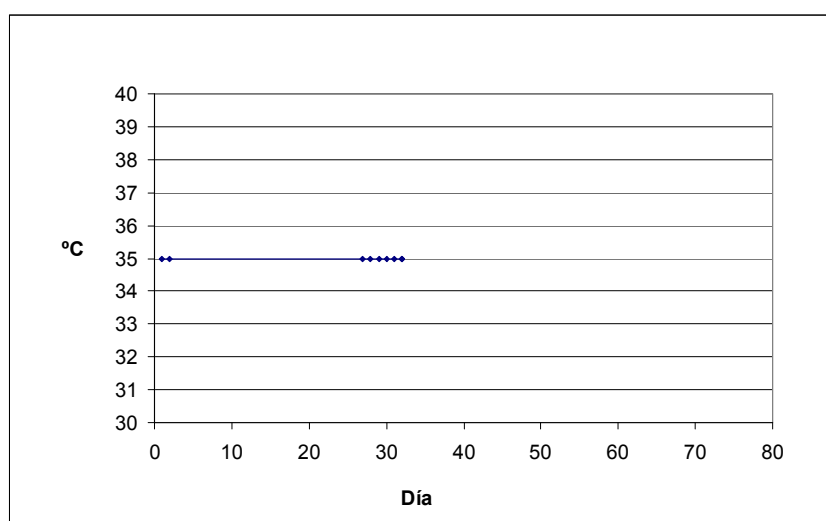


Figura 5.210. Evolución de la temperatura en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

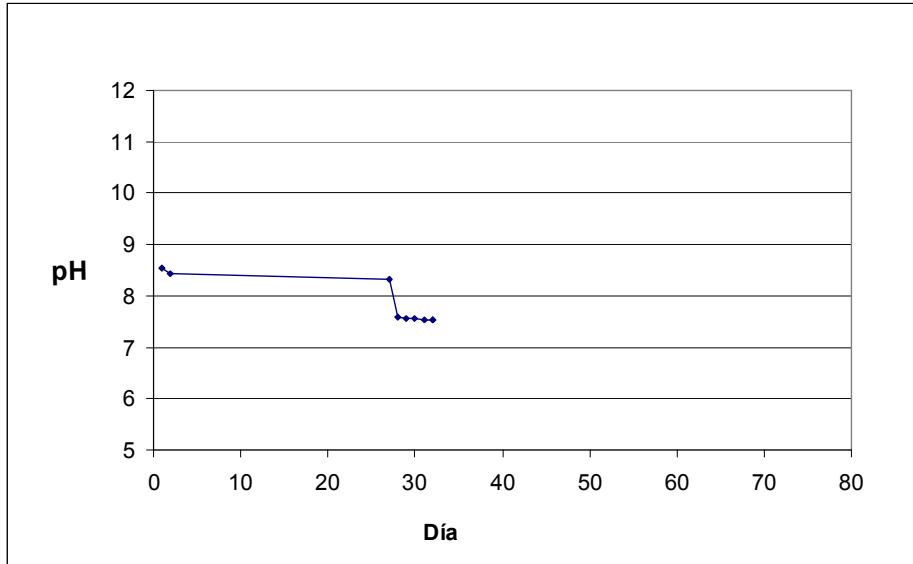


Figura 5.211. Evolución de la concentración de oxígeno en el interior del reactor para TRH = 10 días

Al igual que para los otros TRH, además del pH medido con la sonda en el interior del reactor, se ha medido también el pH del efluente de la planta mediante un pH-metro. Los datos aparecen en la tabla 5.96.

Tabla 5.96. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	pH		DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
4	8,42	0,01	39	8,47	0,02
6	8,60	0,02	41	8,61	0,02
8	8,70	0,01	46	8,05	0,02
11	8,65	0,01	49	8,58	0,02
13	8,49	0,02	53	8,20	0,02
15	8,82	0,01	55	8,42	0,02
18	8,73	0,02	57	8,56	0,02
20	8,51	0,02	60	8,61	0,01
22	8,59	0,02	62	8,62	0,01
25	8,32	0,02	64	8,45	0,02
27	8,66	0,01	67	8,56	0,01
29	8,51	0,02	69	8,37	0,01
32	8,60	0,01	71	8,39	0,02
34	8,64	0,01	74	8,39	0,02

En la figura 5.212 se puede apreciar cómo el pH del efluente está habitualmente alrededor de 8,5 experimentando menos oscilaciones que el pH medido en el interior del reactor. Como ya se indicó anteriormente, este comportamiento es lógico teniendo en cuenta que, a la salida de la instalación, el efluente está estabilizado mientras que, dentro del reactor, tienen lugar las reacciones biológicas que conllevan variaciones de pH.

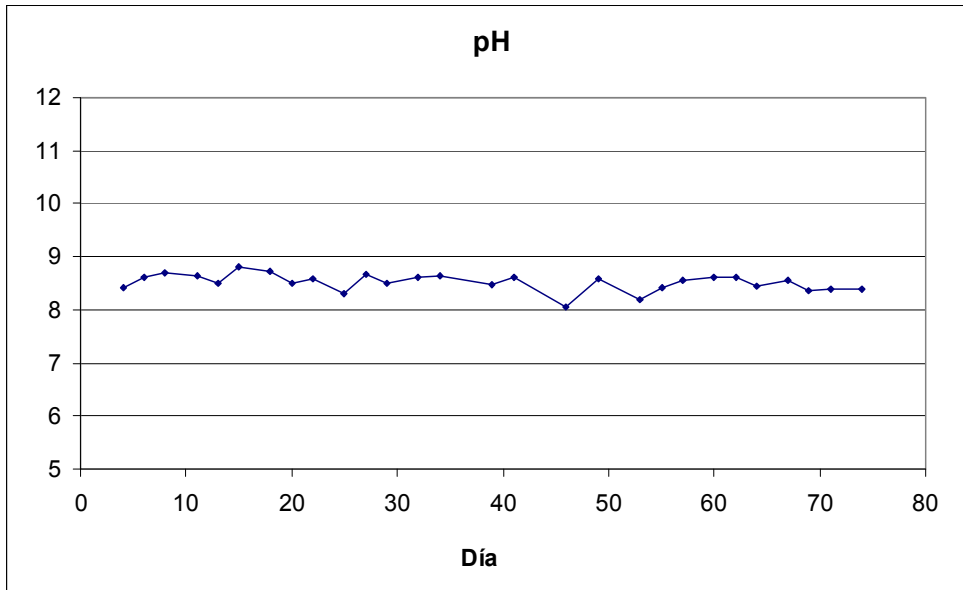


Figura 5.212. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

Para el tiempo de residencia hidráulico de 10 días se han analizado, por triplicado, los mismos parámetros que para el de 12,4 días en continuo.

La cantidad de biomasa (tabla 5.97) para este tiempo de residencia ha tenido un valor medio de 1449 mg/l ligeramente superior al alcanzado en el caso anterior pero siempre con las oscilaciones habituales en este tipo de procesos en el que hay desarrollo de microorganismos (figura 5.213).

Tabla 5.97. Biomasa presente en el reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
4	2024	362
6	1355	31
8	1725	153
11	2115	192
13	1701	189
15	1725	709
18	1389	61
20	1197	0
22	1531	42
25	989	130
27	1467	122
29	1533	50
32	1147	114
34	1313	321
39	1233	200
41	1033	0
46	1740	170
49	1413	494
53	1053	360
55	2493	162
57	700	269

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
60	1267	304
62	947	50
64	1107	14
67	1693	0
69	1773	230
71	1273	232
74	1633	42

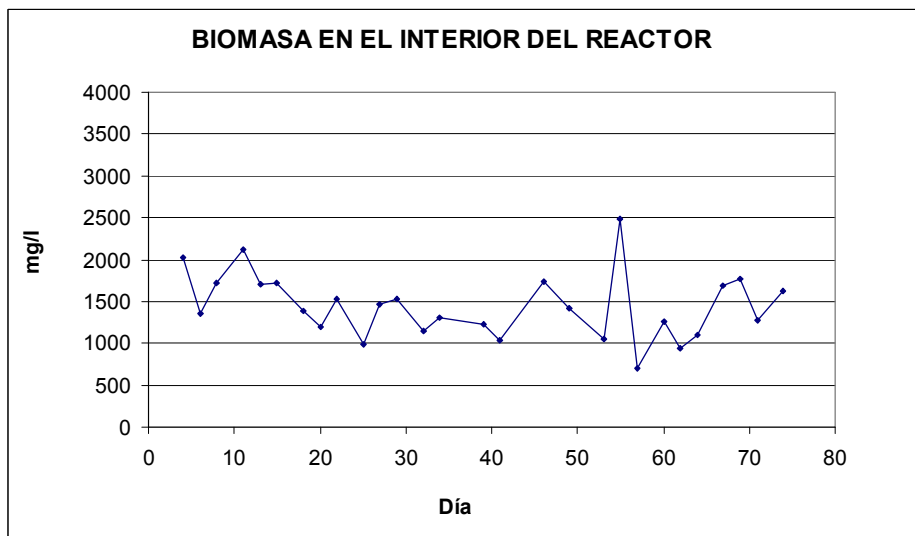


Figura 5.213. Contenido de biomasa en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

La DQO del efluente de la planta, junto con el porcentaje de eliminación conseguido, aparece en la tabla 5.98.

Tabla 5.98. DQO en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{X}$	s		$\bar{X}$	s	
4	8039	158	48,35	8039	158	20,17
6	7205	435	53,71	6216	98	38,27
8	6672	200	57,14	5135	207	49,01
11	4862	179	68,77	4940	170	50,94
13	6346	78	59,23	5422	23	46,16
15	6735	498	56,73	4839	118	51,94
18	5096	78	67,26	4133	60	58,96
20	4862	179	68,77	4471	39	55,60
22	2825	144	81,85	2130	113	78,85
25	6034	207	61,24	4771	60	52,63
27	2625	185	83,14	2356	152	76,61
29	2129	283	86,32	1660	151	83,52
32	2280	60	85,35	1867	104	81,46
34	2757	68	82,29	2099	68	79,16
39	2807	85	81,97	2143	133	78,72
41	1654	85	89,37	1372	95	86,38
46	2857	107	81,65	2105	89	79,10
49	2296	89	85,25	1923	60	80,90
53	2049	89	86,84	1810	78	82,02

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
55	2330	76	85,03	1810	76	82,02
57	2130	132	86,32	1616	132	83,95
60	1754	113	88,73	1679	66	83,33
62	2149	66	86,19	1704	123	83,08
64	1792	60	88,49	1510	66	85,01
67	2663	86	82,89	2710	47	73,09
69	2663	68	82,89	1917	89	80,96
71	2669	133	82,85	1980	125	80,34
74	2581	29	83,42	1879	66	81,34

Al igual que para los anteriores tiempos de residencia, la DQO presentó una clara disminución con el transcurso del tiempo (figuras 5.214 y 5.215).





Figura 5.214. DQO del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

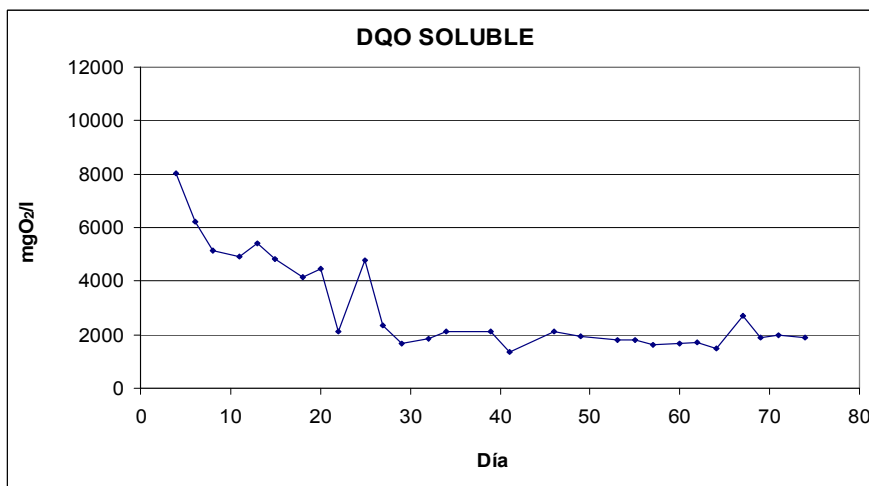


Figura 5.215. DQO soluble del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

La escala de las gráficas de la DQO y de la DQO soluble se han representado nuevamente a una escala tal que pueda apreciarse la reducción experimentada ya que la alimentación presentaba unos valores 15.565 mg/l y 10.070 mg/l para la DQO y la DQO soluble, respectivamente.

La eliminación obtenida puede observarse por medio del porcentaje de reducción de DQO de DQO soluble que se han representado en las figuras 5.216 y 5.217. La eliminación alcanzada para este tiempo de residencia hidráulico está comprendida, para ambos parámetros, entre el 80 y el 85 %.

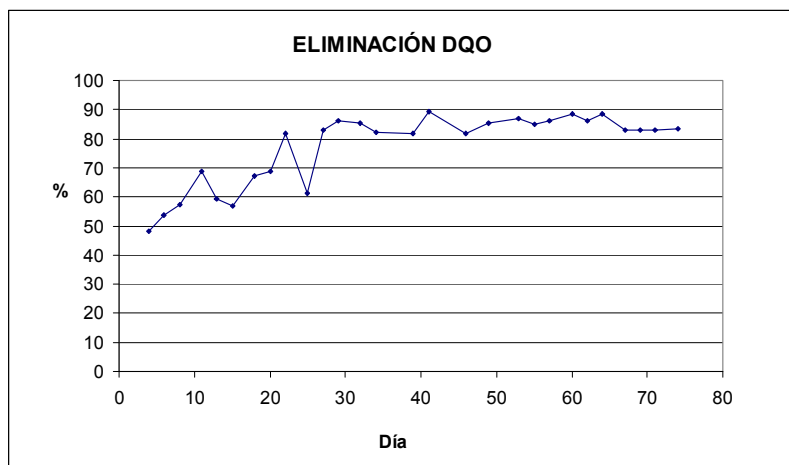


Figura 5.216. Porcentaje de DQO eliminada en función del tiempo durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

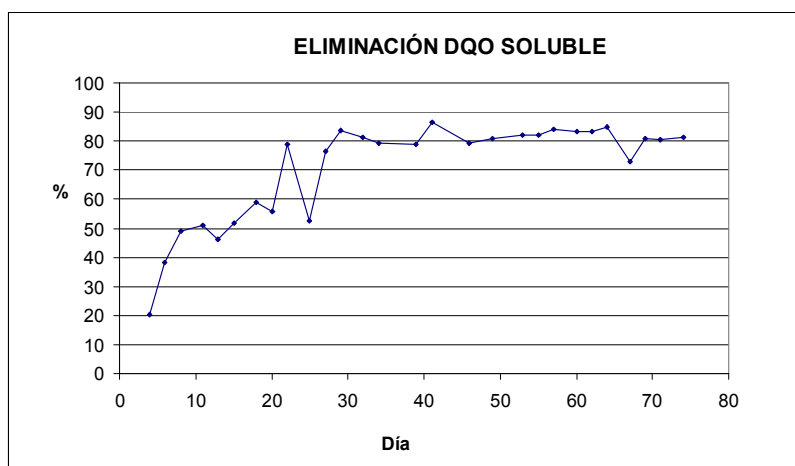


Figura 5.217. Porcentaje de DQO soluble eliminada en función del tiempo durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

Nuevamente, este comportamiento aparece también en el Carbono Orgánico Total que se reduce un 76 %, desde 3.335,0 mg/l hasta 800 mg/l aproximadamente (tabla 5.99 y figura 5.218).

Tabla 5.99. Carbono orgánico total y nitrógeno ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
4	1786	1,21	955,80	1,86
6	2059	0,74	1424,00	0,33
8	1777	0,24	1359,50	0,20
11	1577	0,06	1265,00	0,12
13	1382	0,16	1340,00	0,02
15	1138	0,14	985,90	0,05
18	1070	0,28	959,60	2,12
20	1062	0,10	880,10	1,44
22	1187	0,35	1296,00	0,28
25	1254	0,04	1304,00	0,06
27	1105	0,42	1313,00	0,01
29	880	0,43	952,00	1,52
32	851	1,03	989,00	0,81
34	1027	0,16	1266,50	0,02
39	802	0,02	988,50	1,65
41	764	0,17	952,50	2,69

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
46	836	0,22	956,10	1,17
49	801	0,89	903,50	0,67
53	825	0,24	918,10	0,60
55	790	0,09	896,50	1,33
57	774	0,10	947,50	1,21
60	765	0,05	898,30	2,20
62	765	0,87	837,80	2,24
64	787	0,06	871,30	1,17
67	775	0,18	845,30	0,91
69	786	1,25	905,90	1,06
74	958	0,51	907,70	2,43

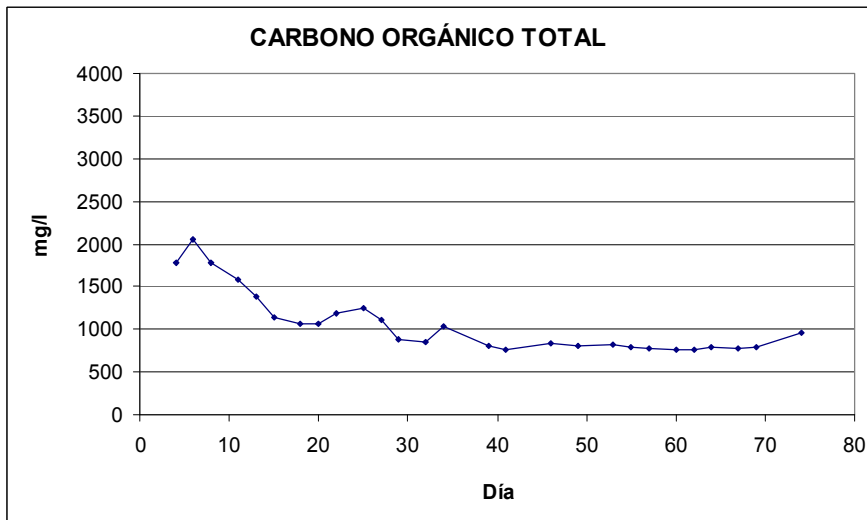


Figura 5.218. Carbono orgánico total en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

El nitrógeno total (tabla 5.99) experimenta, sin embargo, un incremento (figura 219), lo cual no es posible dado que no se están adicionando nutrientes nitrogenados a la planta. Este resultado anómalo sólo puede ser consecuencia de una medida incorrecta en el nitrógeno total de la alimentación.

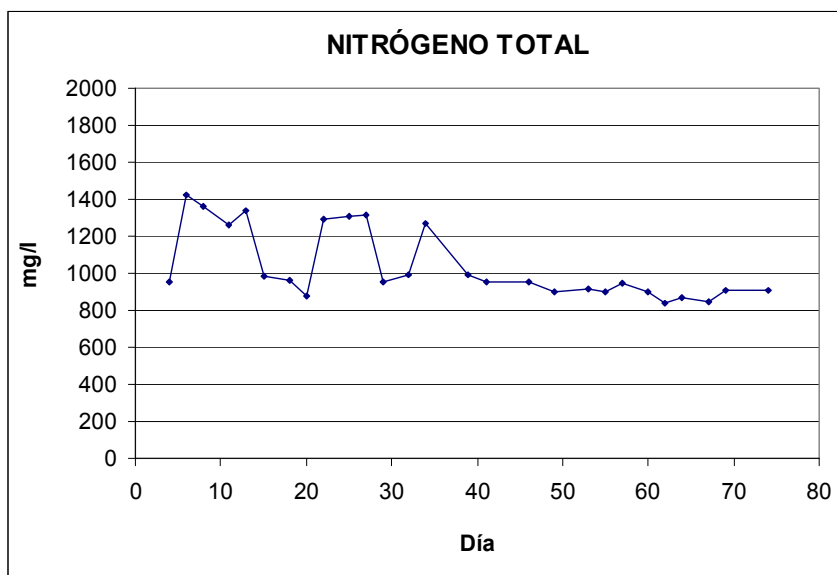


Figura 5.219. Nitrógeno total ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

Esto se ve confirmado por el hecho de que, en el nitrógeno en forma amoniacal,  $N-NH_4^+$  (tabla 5.100), sí que se aprecia la lógica tendencia a la disminución pasando de 966 a 773 mg/l (figura 5.220).

Tabla 5.100. Contenido en amonio del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
4	890,96	12,04
6	710,36	12,04
8	766,55	6,95
11	734,44	12,04
13	778,59	6,95
15	577,92	8,03
18	830,76	12,04
20	742,47	6,95
22	710,36	12,04
25	710,36	12,04
27	686,28	12,04
29	718,39	18,39
32	770,56	12,04
34	710,36	12,04
41	702,33	6,95
46	770,56	12,04
49	702,33	18,39
53	770,56	12,04
55	805,00	11,15
57	850,08	19,32
60	862,96	11,15

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
62	792,12	19,32
67	805,00	29,51
69	882,28	19,32
71	908,04	19,32
74	927,36	9,84

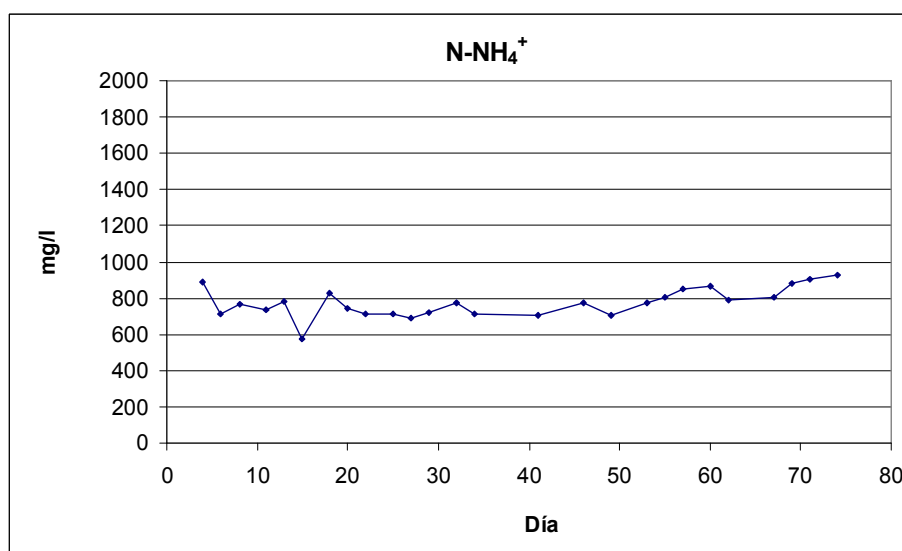


Figura 5.220. Amonio en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

La disminución en el contenido en sólidos totales del efluente también se ha detectado para este tiempo de residencia hidráulico (tabla 5.101) pasando de un valor de 13.095 mg/l a un valor medio de 7.574 mg/l en el caso de los totales y de 5.838

mg/l hasta un valor medio de 1.634 mg/l en sólidos totales volátiles (figura 5.221) al estabilizarse la planta.

Tabla 5.101. Sólidos totales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
8	12532	0	2717	61
11	11813	48	3160	30
13	10840	40	2893	83
15	10197	127	2549	0
18	9600	56	1667	92
20	10194	0	2667	0
22	9281	23	2033	79
25	9160	10	2080	14
27	8840	83	1929	61
29	8631	0	2016	83
32	8293	40	1987	0
34	8120	0	1907	40
39	7680	151	1240	0
41	7640	174	1800	40
46	8027	61	1720	78
49	7680	342	1800	360
53	7457	26	1223	127
55	8120	61	2120	0
57	7995	83	1860	101



DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
60	7493	0	1800	40
62	7213	40	1800	40
64	7520	26	1387	59
67	7240	80	1160	61
69	7180	284	1560	320
71	7240	0	1469	40
74	7693	61	1653	0

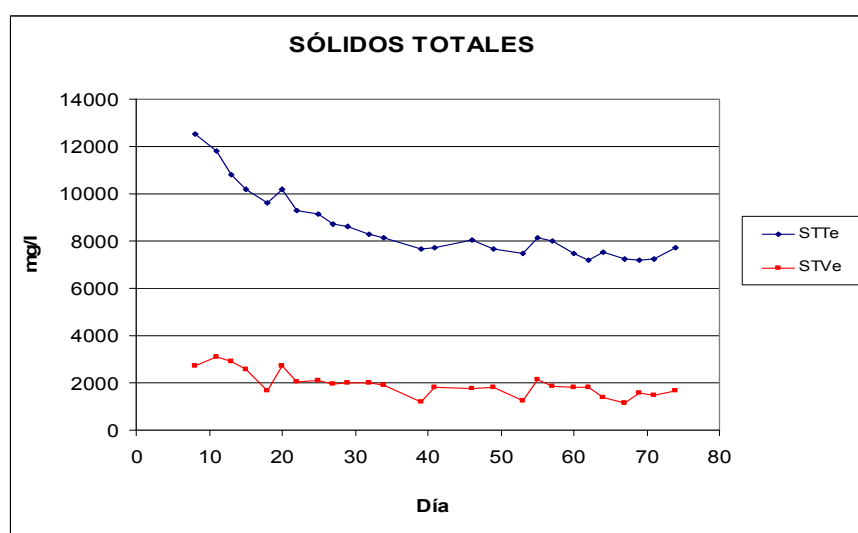


Figura 5.221. Sólidos totales totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

En el caso de los sólidos en suspensión en el efluente (tabla 5.102) la tendencia es la misma que para los sólidos totales: una vez alcanzado el estado estacionario en la instalación, los sólidos en suspensión totales pasan de 1.267 mg/l en el influente a 382 mg/l en el efluente (70 % de reducción), y los sólidos en

suspensión volátiles disminuyen desde 773 mg/l en la alimentación a 204 mg/l en el producto final (74 % de reducción) (figura 5.222).

Tabla 5.102. Sólidos en suspensión en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
4	1117	129	583	45
6	983	210	533	61
8	1033	93	550	89
11	1063	144	340	53
13	900	14	550	14
15	833	47	570	82
18	540	89	177	21
20	880	14	560	10
22	393	40	193	32
25	573	80	360	80
27	413	70	133	14
29	383	76	113	55
32	340	26	45	64
34	290	0	107	47
39	293	32	135	49
41	510	10	100	46
46	270	50	80	28
49	383	21		
53	390	36	307	38

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
55	393	45	187	55
57	393	21	260	36
60	417	21	203	81
62	300	14	217	7
64	373	60		
67	290	70	100	28
69	340	62	105	64
71	400	0	190	36
74	400	0	267	83

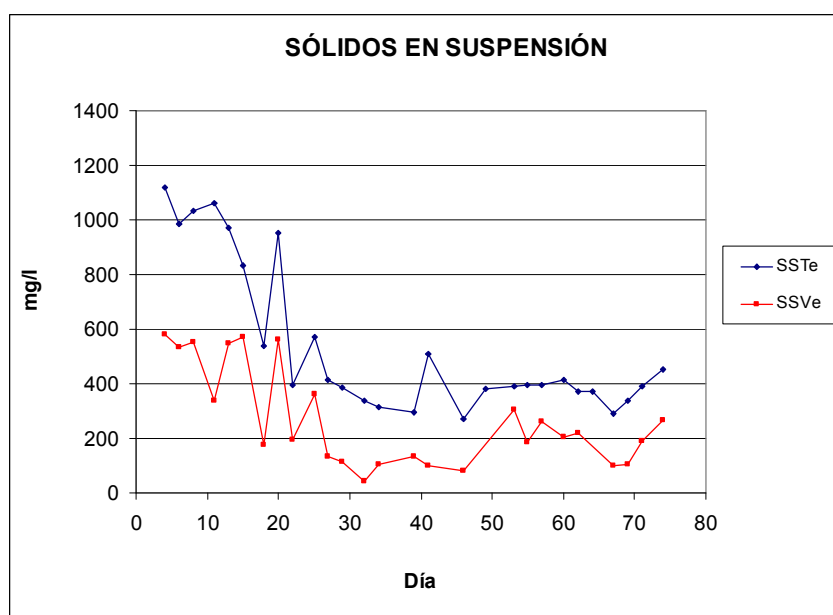


Figura 5.222. Sólidos en suspensión totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

Los ácidos grasos volátiles nuevamente desaparecen prácticamente en la salida del sistema (tabla 5.103 y figuras 5.223 y 5.224) lo que indica que el proceso se encuentra en las etapas finales de la degradación anaerobia correspondientes a la homoacetogénesis y la metanogénesis (Bastone *et. al.*, 2002).

Tabla 5.103. Ácidos grasos volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	
4	1408,68	389,00	851,71	251,80	65,37	4,30	2143,63
6	760,91	71,90	482,93	53,70	0,00	0,00	1152,37
8	470,96	3,10	257,22	0,00	0,00	0,00	679,46
11	25,68	8,40	0,00	0,00	0,00	0,00	25,68
13	160,80	78,10	19,59	3,10	0,00	0,00	176,69
15	13,72	4,60	0,00	0,00	0,00	0,00	13,72
18	0,00	0,00	2,11	0,90	0,00	0,00	1,71
20	31,88	7,00	0,00	0,00	0,00	0,00	31,88
22	8,21	4,90	0,00	0,00	0,00	0,00	8,21
25	27,46	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	27,46
27	18,49	13,50	19,83	18,40	0,00	0,00	34,57
29	7,59	3,40	0,00	0,00	0,00	0,00	7,59
32	0,00	0,00	4,12	0,60	0,00	0,00	3,34
34	5,80	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	5,80

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	
39	9,48	4,40	0,00	0,00	0,00	0,00	9,48
41	3,73	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	3,73
46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49	4,85	0,20	4,72	4,10	0,00	0,00	8,67
53	11,34	10,70	0,00	0,00	12,15	0,30	19,62
55	0,00	0,00	0,00	0,00	12,16	11,00	8,29
57	4,87	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	4,87
60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
62	0,00	0,00	4,81	1,40	0,00	0,00	3,90
64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
69	11,58	10,30	0,00	0,00	0,00	0,00	11,58
71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
74	20,51	0,80	0,00	0,00	47,82	58,00	53,10

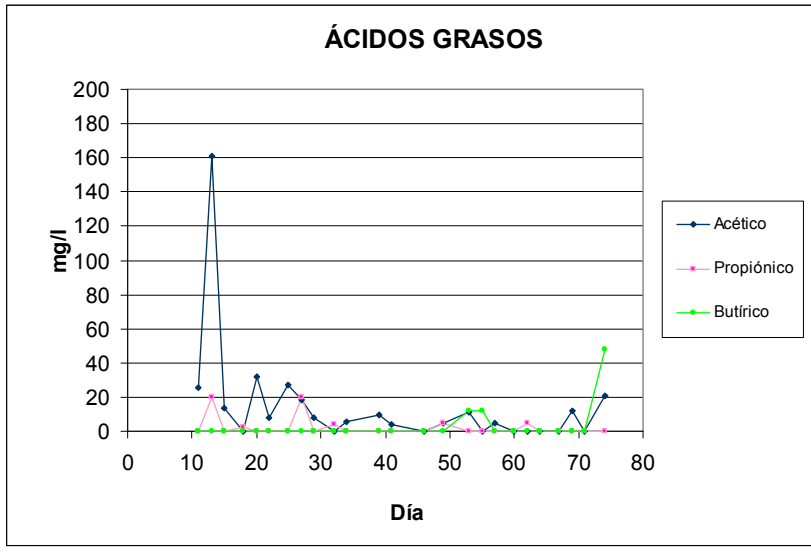


Figura 5.223. Ácidos grasos volátiles individuales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

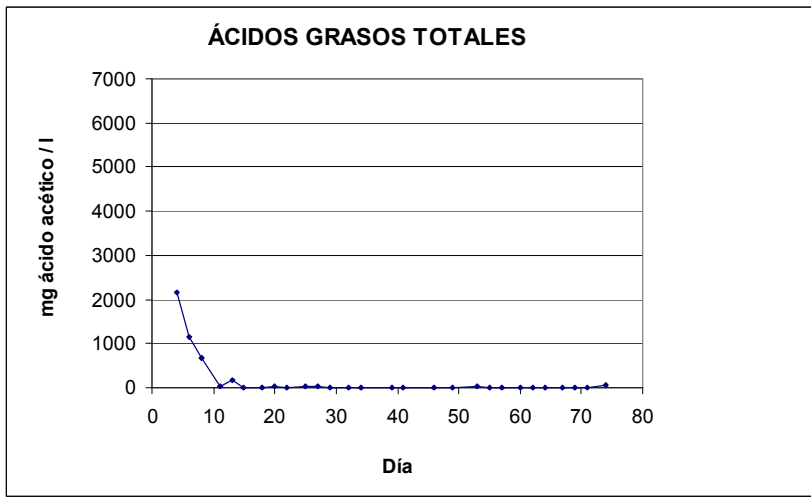


Figura 5.224. Ácidos grasos volátiles totales durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

Los datos obtenidos en el análisis de aniones en el efluente aparecen en la tabla 5.104.

Tabla 5.104. Aniones en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
4	2681,33	73,84	0,00	0,00
6	2556,62	105,93	0,00	0,00
11	2376,94	16,17	214,02	214,02
13	2379,14	14,66	328,00	328,00
15	2258,74	27,68	460,02	460,02
18	1805,67	38,10	281,02	281,02
20	2033,43	37,16	275,32	275,32
22	1891,37	27,88	318,57	318,57
25	1792,72	0,94	285,95	285,95
27	1756,47	54,64	354,07	354,07
29	1670,99	23,64	336,46	336,46
32	1355,34	54,05	243,12	243,12
34	1301,46	0,52	248,07	248,07
39	1267,06	46,27	225,69	225,69
41	1423,05	105,32	301,22	301,22
46	1284,49	57,45	196,46	196,46
49	1265,84	39,47	301,75	301,75
53	1387,85	2,76	311,09	311,09
55	1396,37	40,95	263,49	263,49
57	1490,37	2,06	300,78	300,78
60	1257,17	27,58	308,54	308,54

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
62	1149,56	72,93	217,61	217,61
64	1472,89	0,80	314,91	314,91
67	1349,43	10,07	326,48	326,48
69	1292,76	35,60	307,13	307,13
71	1215,38	38,38	281,13	281,13
74	1835,43	38,12	373,72	373,72

En el caso del cloruro, los datos iniciales tienen un valor ligeramente superior al de la alimentación lo cual no es lógico y puede deberse a errores en la medida del parámetro. El resto de los valores sí que resultan coherentes ya que han estado en torno al valor de entrada, no observándose una variación en el mismo (figura 5.225).

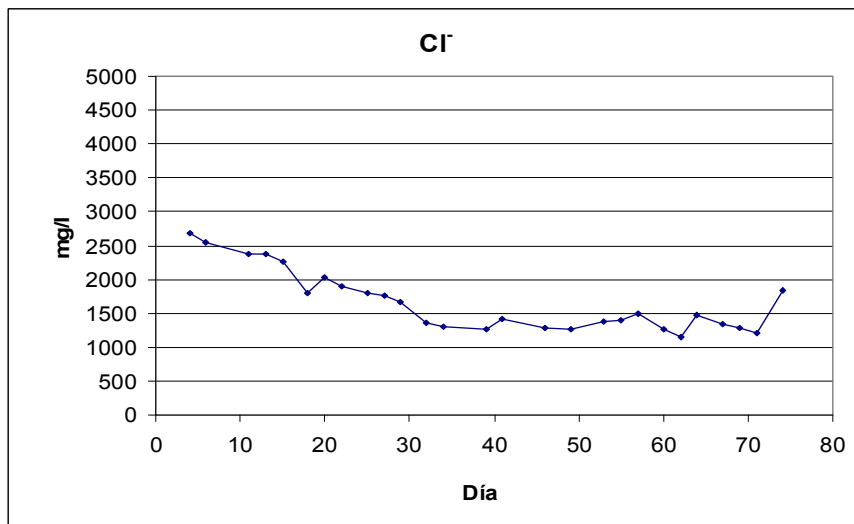


Figura 5.225. Cloruro en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días



En el caso del nitrito, la tendencia es la misma que en los casos anteriores (figura 5.226) y, por tanto, se justifica del mismo modo.

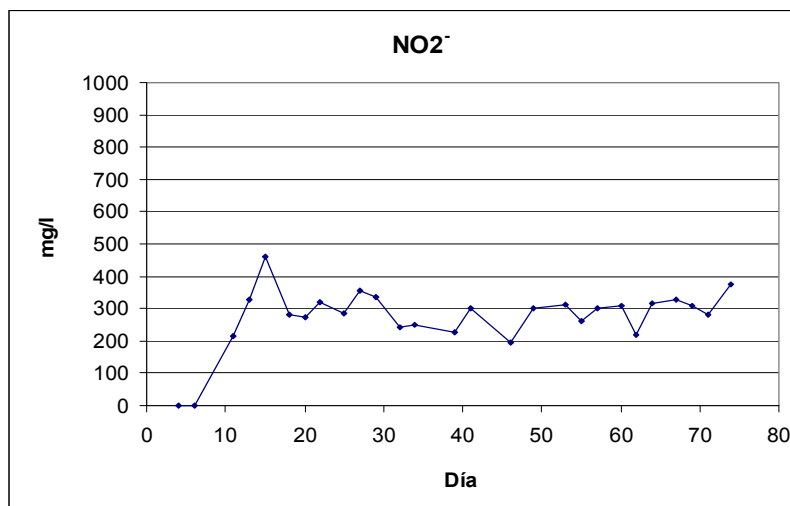


Figura 5.226. Nitrito en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

De igual modo, la densidad ha experimentado una cierta disminución (tabla 5.105 y figura 5.227) consecuencia de la eliminación de un elevado porcentaje de los sólidos presentes en el lixiviado.

Tabla 5.105. Densidad del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
8	984,71	0,10
11	970,68	0,28
13	972,73	1,07
15	994,07	0,65

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
18	992,84	1,13
20	996,33	0,24
22	994,46	1,12
25	986,77	1,95
27	986,85	0,00
29	987,45	1,29
32	981,77	0,80
34	993,51	1,15
39	991,49	1,39
41	987,97	1,05
46	992,03	1,37
49	990,15	0,03
53	981,19	0,06
55	991,09	1,68
57	992,21	0,13
60	990,79	0,00
62	990,79	0,00
64	993,64	1,90
67	992,31	1,21
69	989,85	0,06
71	989,79	1,86
74	991,13	0,06

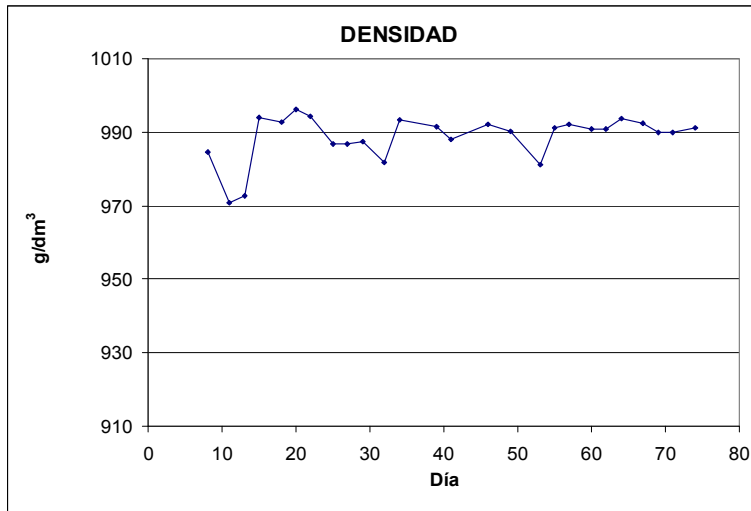


Figura 5.227. Densidad del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

Las muestras gaseosas extraídas periódicamente del reactor y analizadas por cromatografía permitieron comprobar la existencia de metano en el biogás. En la figura 5.228, se muestra, como ejemplo, uno de los cromatogramas obtenidos.

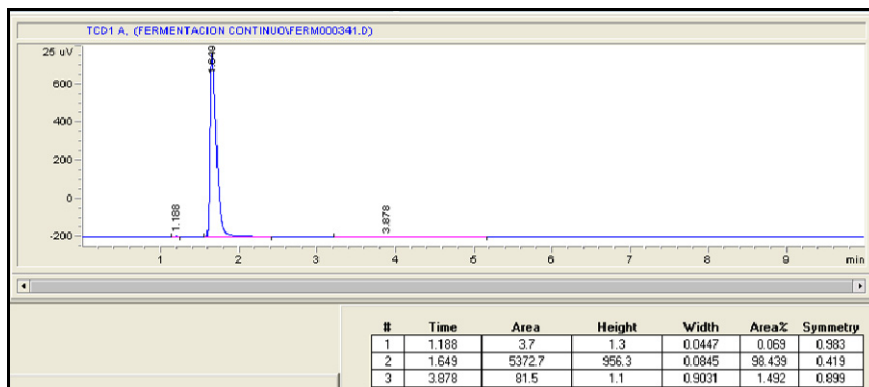


Figura 5.228. Metano presente en el gas extraído del reactor anaerobio para TRH = 10 días.

Las cantidades de metano diario y acumulado obtenidas para este tiempo de residencia hidráulico (tabla III. 2 del Anejo III) aparecen representadas en las figuras 5.229 y 5.230.

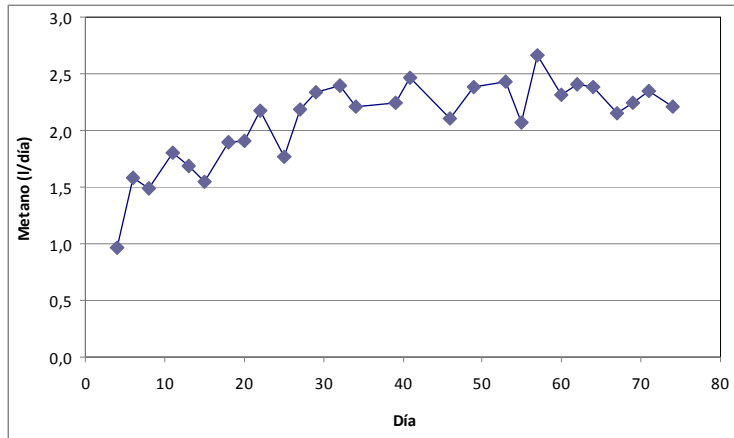


Figura 5.229. Cantidad de metano generado diariamente durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

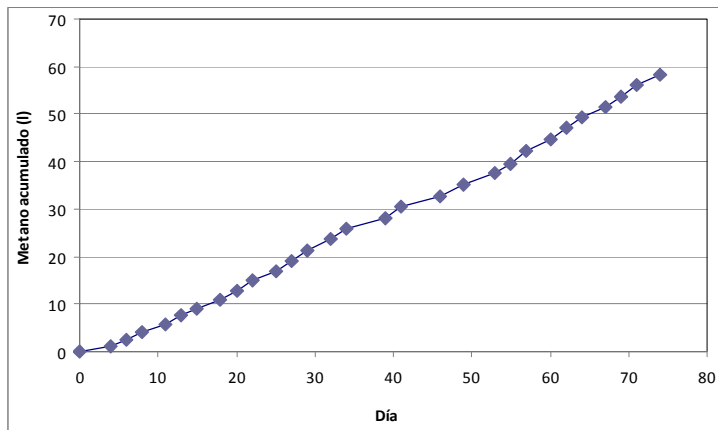


Figura 5.230. Cantidad de metano acumulado durante la experiencia anaerobia para TRH = 10 días

La gráfica de la cantidad de metano producida diariamente coincide con la correspondiente a la eliminación de la DQO (figuras 5.216 y 5.217): tiene una tendencia ascendente los primeros treinta días para mantenerse constante con posterioridad a ese tiempo. Esto es indicativo del proceso anaerobio donde la materia orgánica se transforma en metano, en los primeros días la transformación es menor pero, una vez alcanzado el estado estacionario, la producción de metano se mantiene constante.

La cantidad total de metano generado en los días de operación ha sido de unos 58 litros (figura 5.230).

El análisis mediante el microscopio de muestras extraídas del reactor (5.231 y 5.232) permitió observar un elevado contenido en microorganismos que concuerda con la concentración de biomasa determinada y con la degradación de la materia orgánica producida.

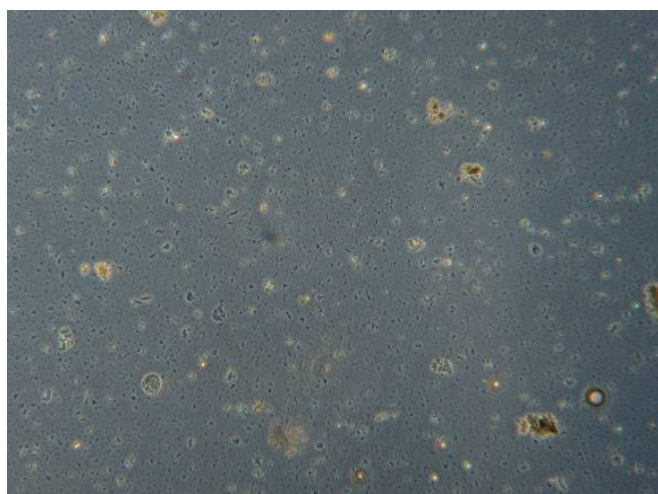


Figura 5.231. Micrografía óptica de una muestra del reactor anaerobio para un tiempo de retención hidráulico de 10 días (100 aumentos)

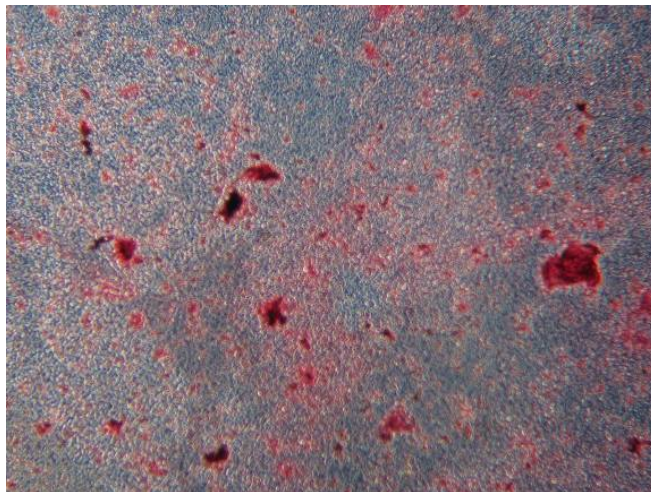


Figura 5.232. Micrografía óptica de una muestra del reactor anaerobio para un tiempo de retención hidráulico de 10 días (100 aumentos con tinción de Gram)

#### 5.6.4 Tiempo de Residencia Hidráulico de 5 días

La caracterización de la alimentación introducida para este tiempo de residencia, procedente de la balsa de compostaje de Zamora, se recoge en la tabla 5.106.

Tabla 5.106. Características de la alimentación de la planta durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

	$\bar{x}$	s
STT (mg/l)	8.530	154
STV (mg/l)	4.549	88
SST (mg/l)	1.620	92
SSV (mg/l)	1.240	40

	$\bar{x}$	s
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	15.062	262
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	9.685	165
ρ (g/l)	1.121,5	0,06
pH	7,27	0,01
N <sub>K</sub>	1.045,86	11,59
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	646,10	5,9
CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	8,64	0,1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	182,50	148,79
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	846,11	12,93
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
TOC (mg/l)	2.531,0	0,01
TN (mg/l)	562,20	0,722
ALCALINIDAD (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	4.362,5	55
Ac. ACÉTICO (mg/l)	295,74	33,7
Ac. PROPIÓNICO (mg/l)	1.020,1	28,6
Ac. BUTÍRICO (mg/l)	3.447,34	230

En las figuras 5.233 y 5.234 se reflejan los datos tomados con las sondas durante el proceso (tabla I.5 del Anejo I). Durante toda la experiencia se trabajó en ausencia de oxígeno (no se incluye gráfica por ello), con una temperatura constante

de 35°C (figura 5.233) y un pH entre 7,5 y 8,0 que alcanzó valores de 8,5 al estabilizarse la planta (figura 5.234).

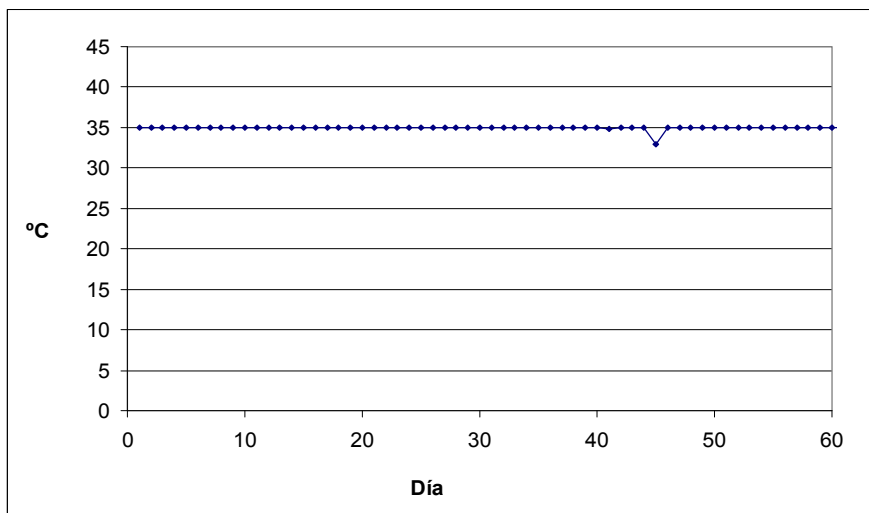


Figura 5.233. Evolución de la temperatura en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

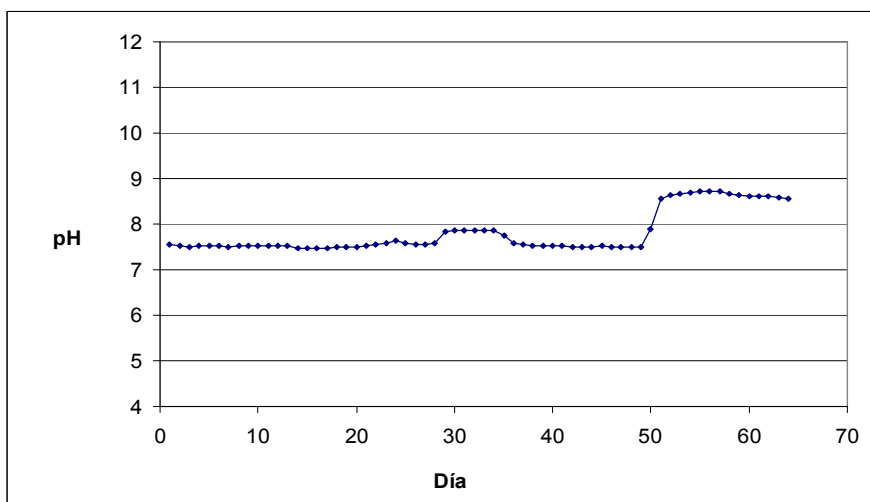




Figura 5.234. Evolución de la concentración de oxígeno en el interior del reactor para TRH = 5 días

Como en las experiencias realizadas para los otros TRH, además del pH medido con la sonda en el interior del reactor, se ha medido también el pH del efluente de la planta mediante un pH-metro. Los datos aparecen en la tabla 5.107 y se representan en la figura 5.235 donde se observa como oscilan en torno al valor de 8,5.

Tabla 5.107. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	pH		DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
1	8,17	0,01	38	8,53	0,02
3	8,59	0,01	41	8,57	0,03
6	9,12	0,01	43	8,30	0,04
8	8,85	0,01	45	8,72	0,02
10	8,67	0,02	48	7,91	0,02
13	9,09	0,01	50	8,83	0,03
16	8,83	0,02	52	8,66	0,02
24	8,80	0,02	55	7,71	0,02
29	8,68	0,03	57	8,54	0,02
31	8,51	0,02	59	8,63	0,02
34	8,64	0,03	62	8,52	0,02
36	8,53	0,02	64	8,56	0,01

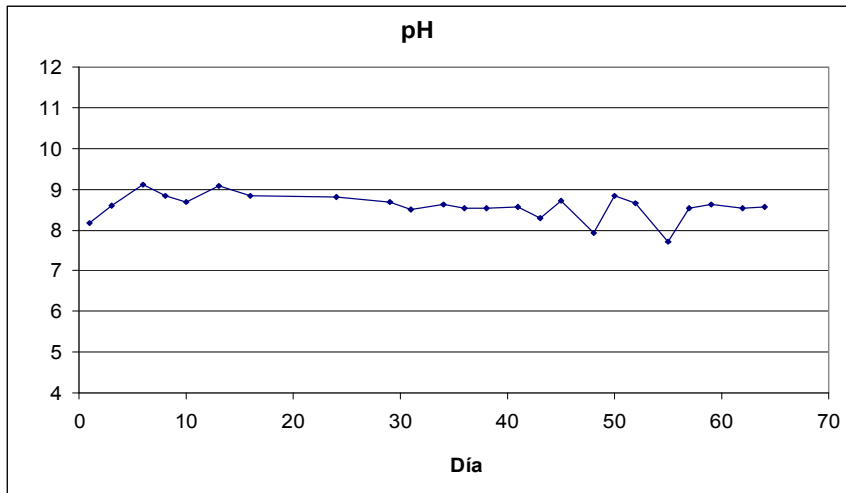


Figura 5.235. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

Los parámetros determinados, por triplicado, para este tiempo de residencia hidráulico son los mismos que los analizados para los tiempos de 12,4 y 10 días.

La biomasa para este tiempo de residencia (tabla 5.108) ha tenido un valor medio de 541 mg/l pero siempre con las oscilaciones habituales en este tipo de procesos en el que hay desarrollo de microorganismos (figura 5.236).

Tabla 5.108. Biomasa presente en el reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
1	353	375
3	790	14
6	550	14
8	740	0
10	547	81
13	360	0
16	460	72
24	240	0
29	680	178
31	820	20
34	1333	153
36	1100	240
38	733	150
41	467	31
43	220	53
45	220	140
48	220	0
50	847	277
52	713	336

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
55	567	28
57	300	120
59	453	95
62	100	0
64	173	50

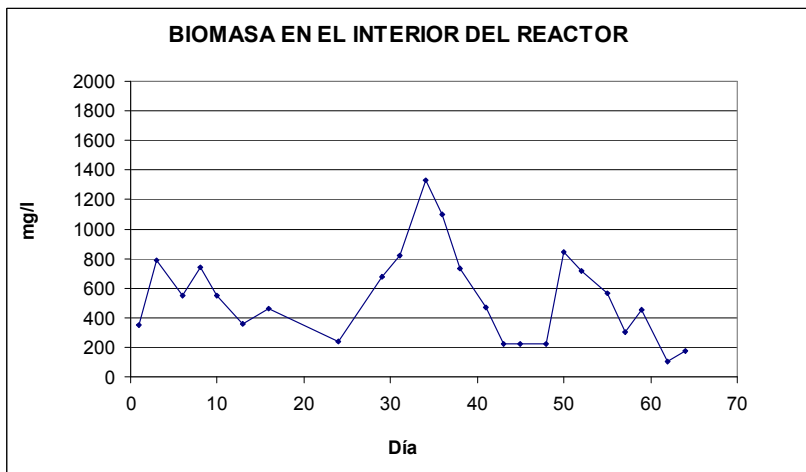


Figura 5.236. Contenido de biomasa en el interior del reactor durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

La tabla 5.109 muestra los valores de la DQO del efluente de la planta, así como el porcentaje de eliminación conseguido.

Tabla 5.109. DQO en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
1	1668	279	88,93	1228	78	87,33
3	1405	102	90,67	1368	127	85,87
6	1459	81	90,31	1425	49	85,28
8	1386	0	90,80	1379	6	85,77
10	680	20	95,49	604	20	93,76
13	1295	32	91,40	998	16	89,69
16	1217	12	91,92	1061	39	89,05
19	980	48	93,49	817	24	91,56
24	742	33	95,07	3226	327	66,69
29	1308	34	91,31	1316	77	86,41
31	2252	174	85,05	2018	237	79,17
34	2110	185	85,99	1936	60	80,01
36	2242	227	85,12	2158	157	77,72
38	1158	95	92,31	1143	208	88,20
41	1394	11	90,74	1306	20	86,52
43	1298	32	91,38	1327	93	86,30
45	1178	73	92,18	1045	55	89,21
48	971	31	93,55	1144	118	88,19
50	1558	8	89,65	1355	98	86,01
52	1449	85	90,38	1274	12	86,84
55	1351	6	91,03	1371	111	85,85
57	1350	114	91,04	1173	58	87,89

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
59	653	31	95,66	630	33	93,50
62	1730	22	88,51	1675	55	82,70
64	1064	31	92,94	962	48	90,07

La disminución de la DQO con el transcurso del tiempo (figuras 5.237 y 5.238) fue notable. Cabe destacar que, en este caso, no se observó una disminución progresiva sino que, desde el primer momento, se consiguió el mínimo valor para la DQO. Esto se debe a que el cambio de tiempo de residencia hidráulico se ha llevado a cabo después de un largo periodo de estabilización de la planta en el que la DQO del efluente era ya muy baja.

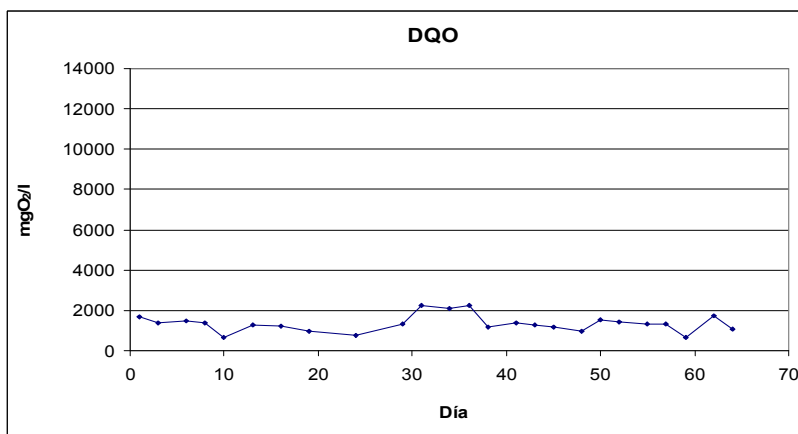


Figura 5.237. DQO del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

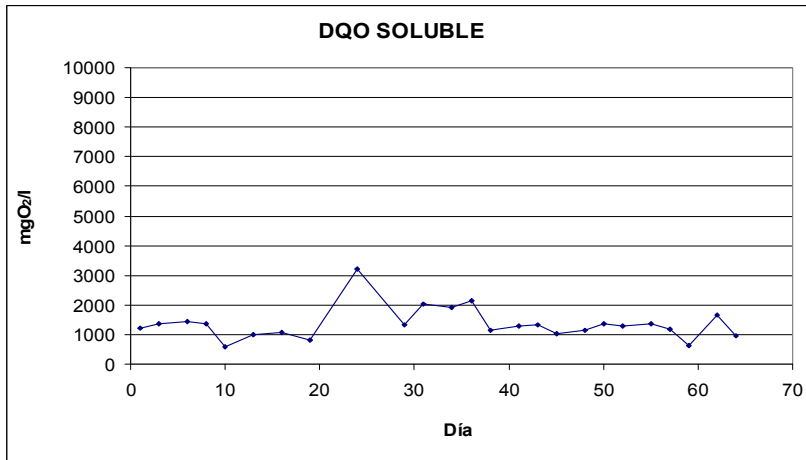


Figura 5.238. DQO soluble del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

De nuevo, la escala de las gráficas de la DQO y de la DQO soluble se han representado a una escala tal que pueda apreciarse la reducción experimentada ya que la alimentación presentaba unos valores 15.062 mg/l y 9.685 mg/l para la DQO y la DQO soluble, respectivamente.

En las figuras 5.239 y 5.240 puede observarse la eliminación de materia orgánica por medio del porcentaje de reducción de DQO de DQO soluble. La eliminación alcanzada para este tiempo de residencia hidráulico está comprendida, para ambos parámetros, entre el 91 y el 87 %.

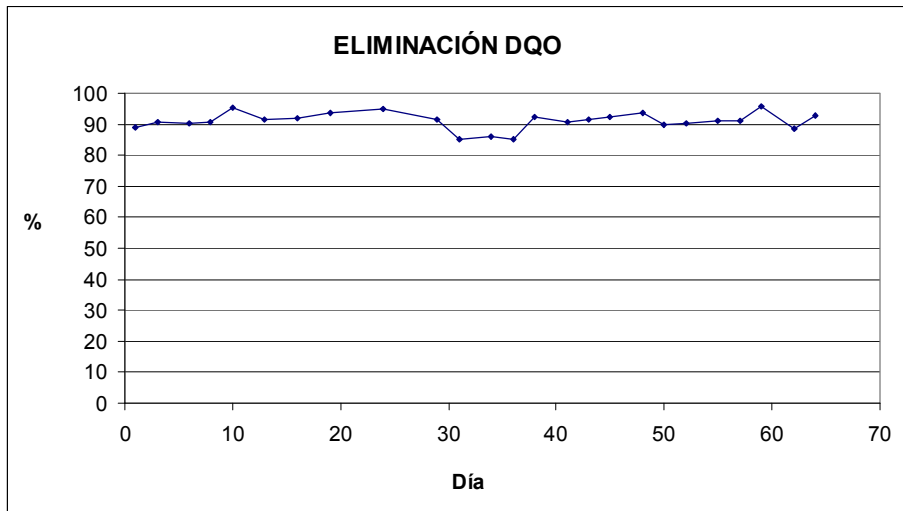


Figura 5.239. Porcentaje de DQO eliminada en función del tiempo durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

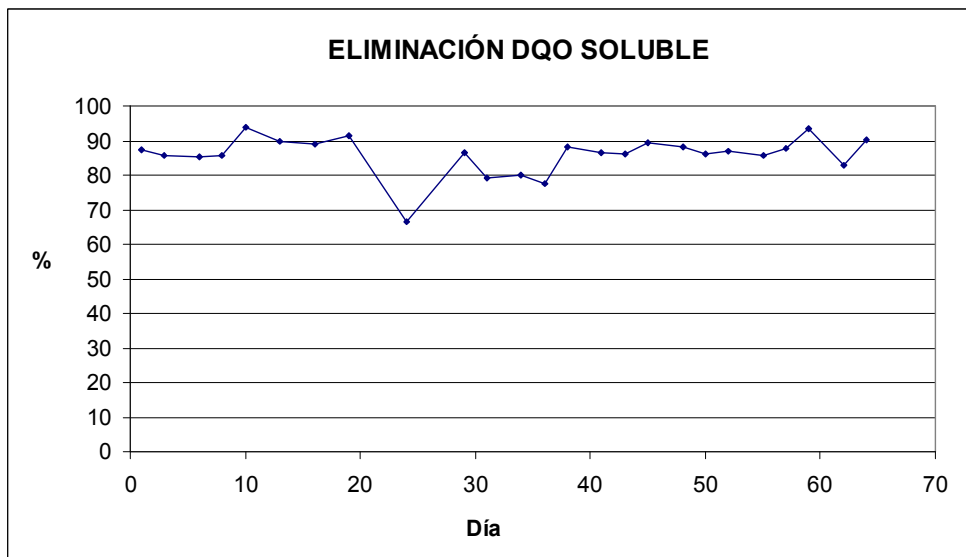


Figura 5.240. Porcentaje de DQO soluble eliminada en función del tiempo durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días



El comportamiento observado en la DQO aparece también en el Carbono Orgánico Total que se reduce un 82 %, desde 2.531 mg/l hasta 465mg/l aproximadamente (tabla 5.110 y figura 5.241).

Tabla 5.110. Carbono orgánico total y nitrógeno ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
1	1344,0	0,21	528,3	0,48
3	1183,0	0,08	453,7	0,53
6	373,7	0,26	316,7	0,24
8	766,0	0,02	464,5	0,84
10	942,0	0,12	1011,5	0,47
13	992,5	0,42	822,5	0,01
16	1096,5	0,08	769,0	0,01
24	348,8	0,31	872,9	0,27
29	317,6	0,15	528,7	0,57
31	296,3	0,27	547,6	0,35
34	442,4	0,26	522,0	0,42
36	296,4	0,02	531,7	0,74
38	280,2	0,29	487,5	0,15
41	285,8	0,34	500,7	0,25
43	314,2	0,42	518,0	0,54
45	308,7	0,21	380,0	0,03
48	742,7	3,06	572,6	0,21
50	318,4	0,09	264,2	0,04

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
52	318,0	0,10	315,0	0,18
55	279,7	0,01	485,0	0,17
57	322,2	0,22	489,3	0,23
59	953,4	2,84	543,4	0,57
62	400,7	0,12	224,9	0,43
64	1074,0	0,91	450,7	0,61

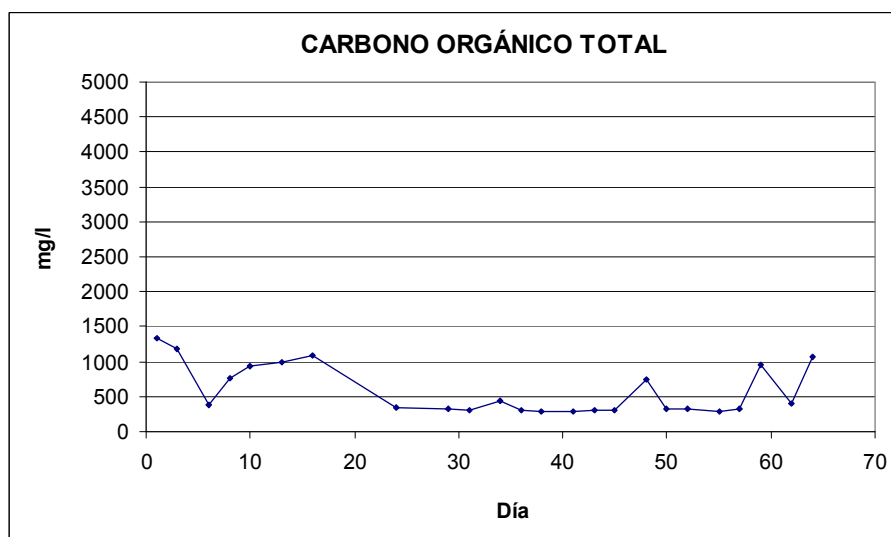


Figura 5.241. Carbono orgánico total en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

El nitrógeno total (tabla 5.110), y el nitrógeno en forma amoniacal,  $N-NH_4^+$  (tabla 5.111), también presentan una tendencia a la disminución. En el caso del nitrógeno total desde 562 mg/l hasta 436 mg/l (figura 5.242) y en forma amoniacal pasando de 646 a 493 mg/l (figura 5.243). Como ya se ha indicado anteriormente, las

variaciones detectadas se deben a los diferentes momentos de los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Tabla 5.111. Contenido en amonio del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
1	800,80	9,70
3	739,20	0,00
6	268,80	6,72
8	436,80	7,92
10	630,09	6,95
13	311,43	2,78
19	635,41	19,67
21	596,77	7,44
24	656,88	12,88
29	545,07	23,31
31	604,80	29,63
34	498,03	19,67
36	586,13	28,19
38	548,80	11,20
41	369,60	6,72
43	494,48	15,61
45	197,12	1,94
48	422,74	4,63
50	85,12	0,97

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
52	122,45	1,29
55	69,44	2,57
57	694,40	25,66
59	481,60	6,02
62	907,20	16,80
64	612,27	6,47

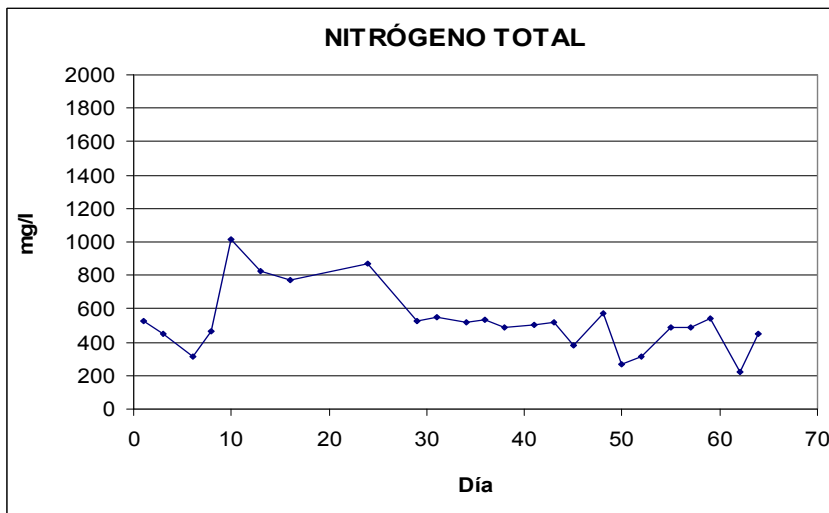


Figura 5.242. Nitrógeno total ligado en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

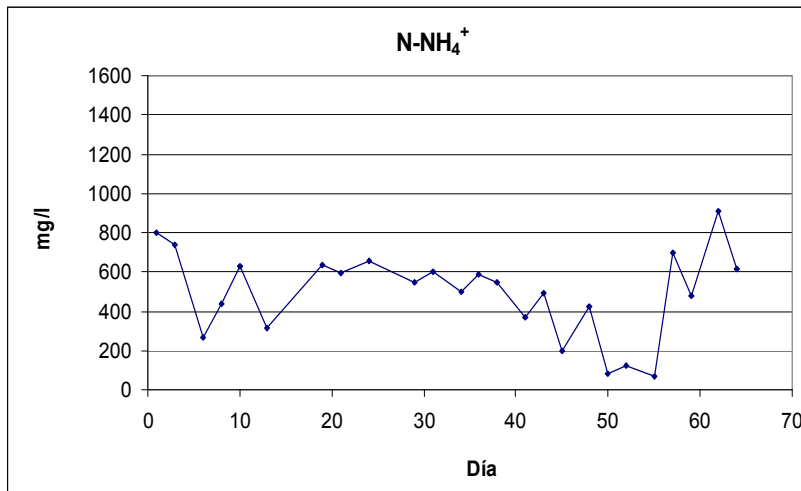


Figura 5.243. Amonio en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

La subida que se observa al final de la gráfica del amonio (figura 5.243) no puede corresponder a un aumento real del mismo sino más bien a algún problema operativo en su determinación.

También para los sólidos totales del efluente se ha observado disminución desde el primer momento de operación (tabla 5.112) disminuyendo desde los 8.530 mg/l a los 4.800 mg/l los sólidos totales y desde los 4.549 mg/l a los 980 mg/l los sólidos totales volátiles (figura 244).

Tabla 5.112. Sólidos totales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
1	5213	122	1187	83
3	4793	0	900	20
6	5933	0	1300	100

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
8	5073	50	860	72
10	4885	48	989	26
13	4907	0	960	40
16	4455	72	717	33
24	4403	47	761	0
29	4687	31	920	0
31	4553	0	993	42
34	4600	0	960	0
36	4647	42	1047	83
38	4553	76	987	64
41	5013	61	933	0
43	4653	0	1040	80
45	5091	91	1061	0
48	4452	23	912	37
50	4489	0	756	0
52	5233	0	1533	208
55	4480	40	960	40
57	4653	61	973	42
59	4753	60	767	31

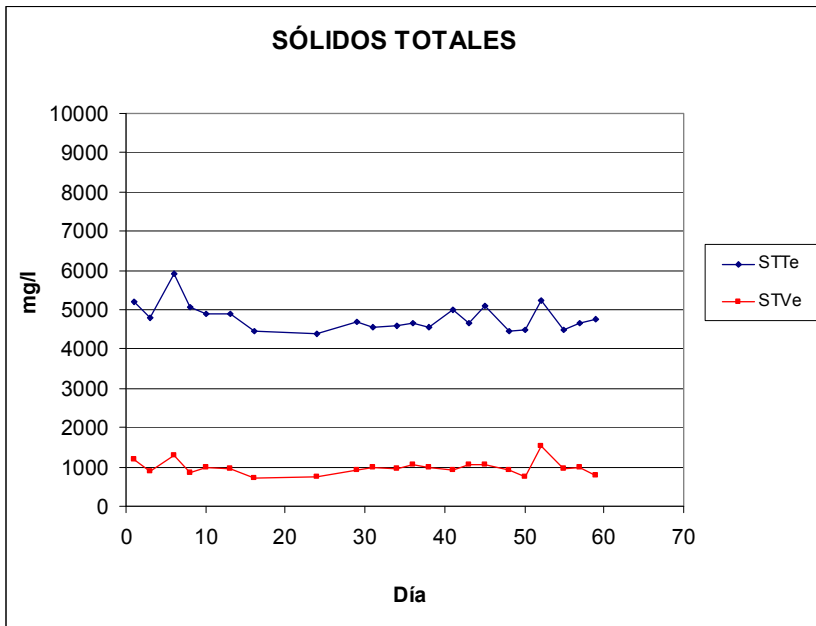


Figura 5.244. Sólidos totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

Los sólidos en suspensión en el efluente (tabla 5.113) presentan la misma tendencia que los sólidos totales: desde el primer momento, los sólidos en suspensión totales pasan de 1.620 mg/l en el influente a valores en torno a 150 mg/l en el efluente (91 % de reducción), y los sólidos en suspensión volátiles disminuyen desde 1.240 mg/l en la alimentación a 94 mg/l en el producto final (92 % de reducción) (figura 5.245).

Tabla 5.113. Sólidos en suspensión en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
3	167	24	140	0
6	267	122	170	99
8	120	27	47	18
10	330	148	155	106
13	180	46	150	53
16	130	20	35	7
24	30	10	10	0
29	82	28	27	38
31	300	46	270	46
34	140	87	70	42
36	193	20	87	19
38	187	0	90	5
41	131	17	43	5
43	169	14	144	25
45	133	15	25	21
48	133	31	120	0
50	60	0	13	114
52	220	57		
55	142	14	78	28
57	131	30	122	34
59	27	50		
62	20	0		
64	111	25	84	20



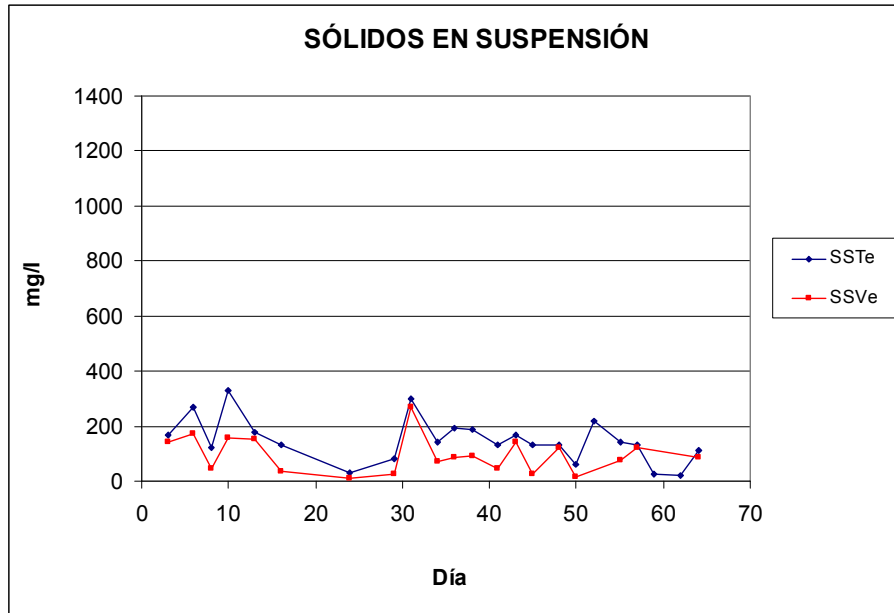


Figura 5.245. Sólidos en suspensión totales y volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

La práctica desaparición de los ácidos grasos volátiles a la salida del sistema (tabla 5.114 y figuras 5.246 y 5.247) una vez más indica que el proceso se encuentra en las etapas finales de la degradación anaerobia correspondientes a la homoacetogénesis y la metanogénesis (Bastone *et. al.*, 2002).

Tabla 5.114. Ácidos grasos volátiles en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	Ac. Acético (mg aa/l)		Ac. Propiónico (mg ap/l)		Ac. Butírico (mg ab/l)		Ac. Totales (mg aa/l)
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	
1	12,82	3,87	0,00	1,18	2,09	0,00	14,24
3	2,65	37,37	2,15	13,10	3,88	0,00	7,04
6	2,15	56,79	1,16	12,51	0,00	0,00	3,10
8	4,37	158,60	5,24	0,00	3,31	0,00	10,87
10	19,42	44,21	7,61	12,69	6,95	19,06	30,33
13	9,42	373,59	0,00	14,13	1,40	0,00	10,37
16	9,43	30,22	0,00	2,84	0,00	0,00	9,43
24	4,94	0,87	0,00	2,13	0,00	0,00	4,94
29	8,44	55,11	8,34	49,09	2,81	4,67	17,11
31	4,13	39,26	0,00	18,64	8,12	0,00	9,67
34	0,00	49,04	0,00	38,15	0,00	0,00	0,00
36	6,09	16,37	2,33	14,82	2,33	0,00	9,57
38	10,15	3,80	0,00	10,29	0,00	0,00	10,15
41	0,00	20,64	0,00	32,18	0,00	1,48	0,00
43	4,30	16,61	0,00	7,56	4,68	4,28	7,49
45	1,81	13,41	1,58	3,61	0,00	0,00	3,09
48	9,31	3,17	0,00	16,58	0,00	0,00	9,31
50	0,00	32,87	3,74	17,44	2,42	0,00	4,68
52	0,00	16,25	2,92	19,38	5,59	0,00	6,18
55	1,31	54,86	6,16	54,60	1,44	0,00	7,29
59	9,24	8,01	0,00	0,10	0,00	0,00	9,24
62	0,00	69,59	0,00	206,28	26,16	0,00	17,83
64	0,00	38,79	0,00	14,32	4,89	0,00	3,33
64	0,00	37,61	0,00	6,68	4,89	0,00	3,33

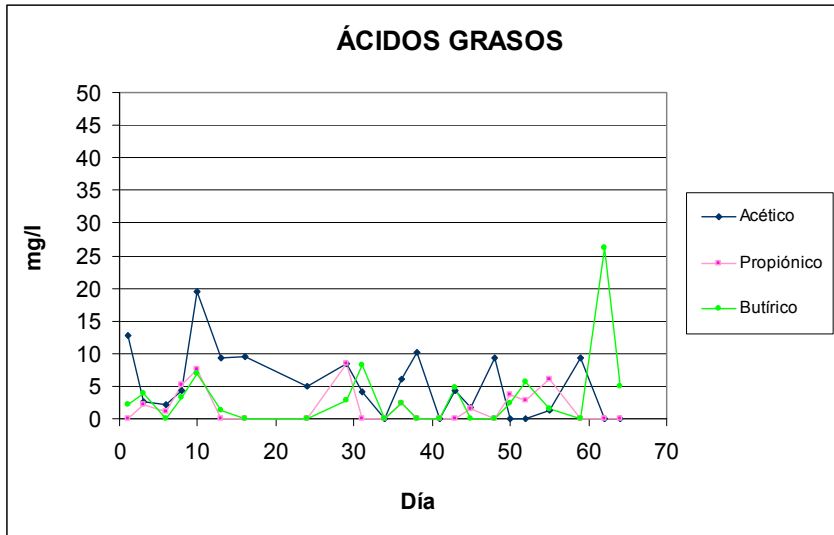


Figura 5.246. Ácidos grasos volátiles individuales en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

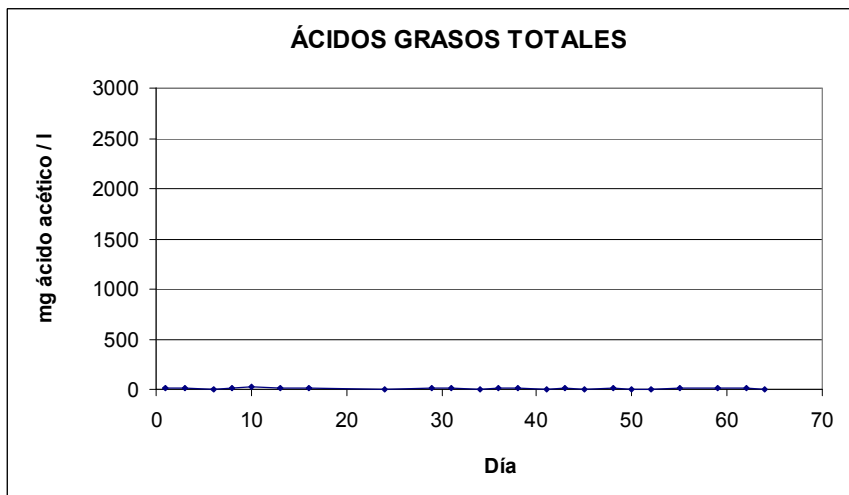


Figura 5.247. Ácidos grasos volátiles totales durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

En la tabla 5.115 se recogen los datos obtenidos en el análisis de aniones presentes en el efluente.

Tabla 5.115. Aniones en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
1	898,66	3,87	164,68	1,18
3	934,04	37,37	153,21	13,10
6	1090,37	56,79	157,71	12,51
8	1652,49	158,60	0,00	0,00
10	1334,86	44,21	189,39	12,69
13	1411,69	373,59	9,99	14,13
16	976,06	30,22	235,47	2,84
24	921,47	0,87	33,20	2,13
29	782,93	55,11	697,67	49,09
31	831,24	39,26	577,46	18,64
34	1520,07	49,04	1177,35	38,15
36	891,02	16,37	535,88	14,82
38	955,67	3,80	631,99	10,29
41	874,25	20,64	1084,22	32,18
43	859,51	16,61	840,02	7,56
45	1010,86	13,41	32,05	3,61
48	920,66	3,17	39,88	16,58
50	1163,37	32,87	936,64	17,44
52	1086,59	16,25	995,03	19,38

55	753,08	54,86	987,06	54,60
57	918,76	8,01	16,55	0,10
59	1151,67	69,59	392,49	206,28
62	1392,35	38,79	776,71	14,32
64	981,11	37,61	30,34	6,68

En el caso del cloruro, los datos obtenidos son superiores al de la alimentación lo cual no es lógico y puede deberse a errores en la medida del parámetro (figura 5.248).

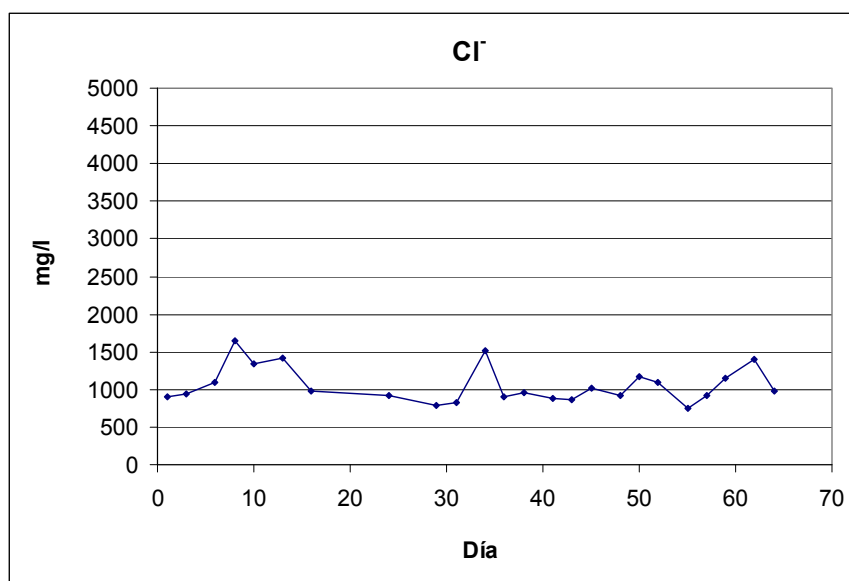


Figura 5.248. Cloruro en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

Para el nitrito se observa un aumento de concentración a lo largo del tiempo (figura 5.249) similar a la apreciada en los estudios anteriores y que es consecuencia de la ausencia de oxígeno en el medio.

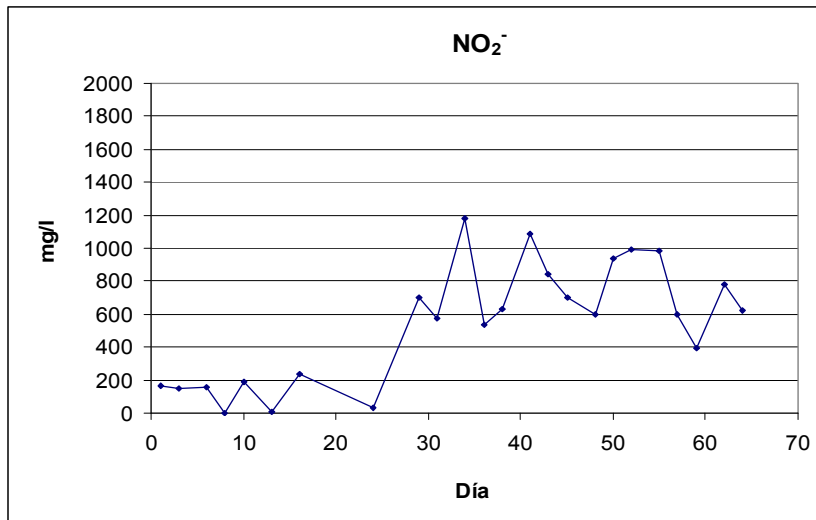


Figura 5.249. Nitrito en el efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

Como en los casos anteriores, la densidad ha disminuido (tabla 5.116 y figura 5.250) debido a la eliminación de un elevado porcentaje de los sólidos presentes en el lixiviado.

Tabla 5.116. Densidad efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
1	971,60	3,37
3	979,80	0,14
6	963,50	12,85
8	987,03	1,07
10	992,77	0,71
13	990,12	0,28
16	988,86	0,00
24	993,22	0,54
29	989,03	0,60
31	972,00	1,37
34	988,16	0,00
36	986,01	2,85
38	984,61	5,28
41	989,80	3,37
43	981,43	6,22
45	961,09	8,51
48	979,18	1,65
50	960,93	7,53
52	956,80	0,00
55	978,64	1,22
57	989,91	4,00
59	979,51	1,65
62	975,76	4,44
64	975,76	1,08

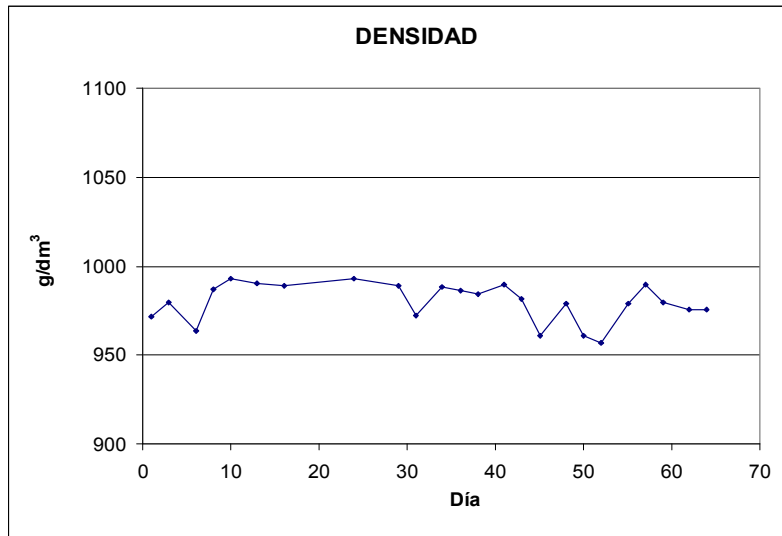


Figura 5.250. Densidad del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

El análisis cromatográfico de las muestras gaseosas extraídas periódicamente del reactor reveló la presencia de metano en el biogás. Uno de los cromatogramas obtenido en los análisis se muestra en la figura 5.251.

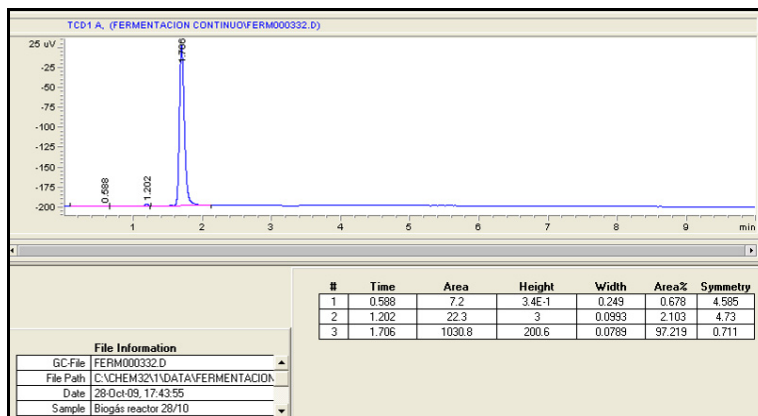


Figura 5.251. Metano presente en el gas extraído del reactor anaerobio para TRH = 5 días.



Las figuras 5.252 y 5.253 reflejan las cantidades de metano producido diariamente y de metano acumulado a lo largo de los días de experimentación (tabla III.3 del Anejo III).

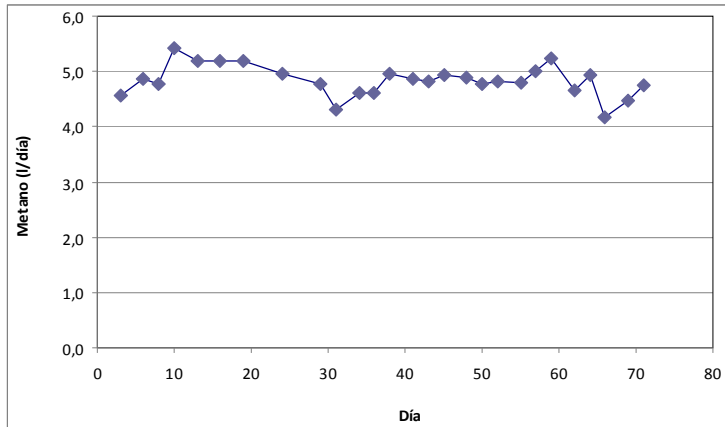


Figura 5.252. Cantidad de metano generado diariamente durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

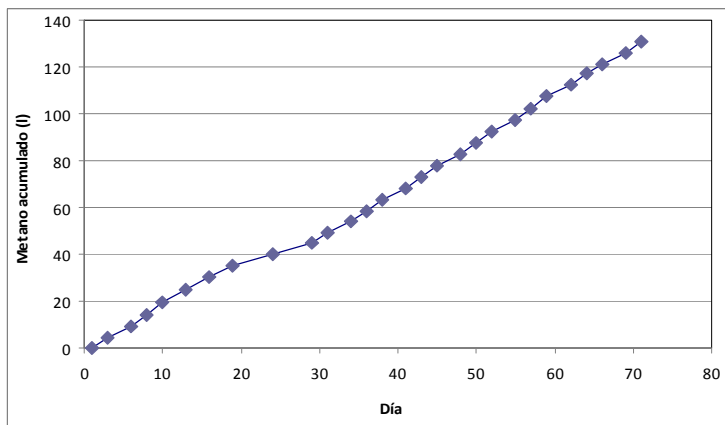


Figura 5.253. Cantidad de metano acumulado durante la experiencia anaerobia para TRH = 5 días

La generación de metano producida diariamente es prácticamente constante no observándose diferencias notables a lo largo de los días de experimentación lo que coinciden con el comportamiento observado en la eliminación de la DQO (figuras 5.239 y 5.240). Esto confirma la relación directa entre la eliminación de la materia orgánica y la producción de metano típica de los procesos anaerobios.

La cantidad total de metano generado en los días de operación ha sido de unos 130 litros (figura 5.230).

La presencia de biomasa en el reactor capaz de producir la degradación de la materia orgánica del lixiviado fue confirmada mediante microscopía óptica (5.254 y 5.255).

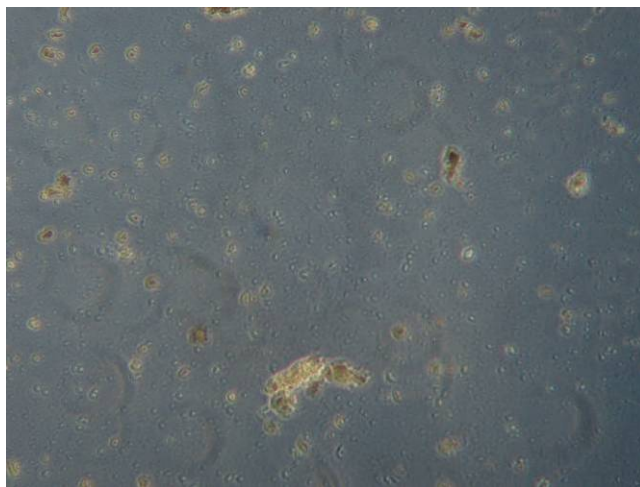


Figura 5.254. Micrografía óptica de una muestra del reactor anaerobio para un tiempo de retención hidráulico de 5 días (100 aumentos)

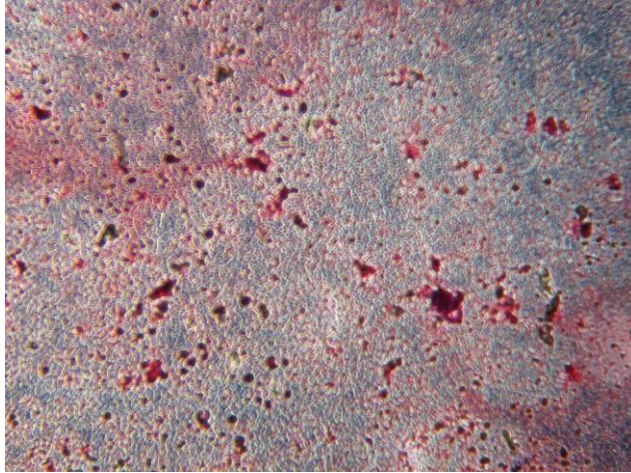


Figura 5.255. Micrografía óptica de una muestra del reactor anaerobio para un tiempo de retención hidráulico de 5 días (100 aumentos con tinción de Gram)

Los resultados obtenidos en este estudio indican la importancia que tiene la estabilidad de la planta en el proceso de depuración: Si la planta es está estabilizada, una variación del tiempo de residencia hidráulico no parece alterar el proceso depurativo.

## 5.7 TRATAMIENTO AEROBIO EN CONTINUO

Con el fin de observar la influencia de un tratamiento aerobio en continuo sobre las características del lixiviado se llevaron a cabo una serie de estudios a distintos tiempos de residencia hidráulicos utilizando como alimentación el lixiviado de la balsa de compostaje procedente del CTR de Zamora. Ante los resultados obtenidos con el tratamiento anaerobio, se optó por trabajar directamente con tiempos de residencia inferiores al obtenido como óptimo en el estudio en discontinuo ya que se suponía que, con tiempos de residencia hidráulicos inferiores a los 20 días, se podían obtener también buenos resultados.

En este estudio, se utilizó la instalación descrita en el apartado 5.5.2. El procedimiento de puesta en marcha consistió en llenar aproximadamente unas tres cuartas partes del reactor (unos 4 l) con lixiviado procedente de la balsa de compostaje del CTR de Zamora. De este modo se consigue que las sondas de medida queden cubiertas por el lixiviado pero que haya espacio para contener las posibles espumas formadas durante el proceso. Una vez lleno el reactor, se llenó el decantador con lixiviado fresco y se cebaron las conducciones.

Hecho el llenado del circuito, se encendió el baño termostatado que alimenta la camisa calefactora y se fijó su temperatura en 35°C (condiciones mesófilas). Para conseguir una aireación adecuada en el tanque, se introdujo aire proporcionado por un compresor de modo que la cantidad de oxígeno disuelto dentro del reactor siempre estuviera por encima de los 2 mg/l.

Para desarrollar una biomasa adaptada al influente de la planta, es decir, al lixiviado de la balsa de compostaje de Zamora, se mantuvo la planta en circuito cerrado con una alimentación de 14.671 mg O<sub>2</sub>/l de DQO (figura 5.256).



Figura 5.256. Instalación aerobia en fase de producción de biomasa

Al igual que en el tratamiento anaerobio, como indicador del desarrollo de biomasa se ha utilizado la disminución del valor de la DQO. Se consideró finalizada la etapa de crecimiento de biomasa, cuando la DQO se redujo a valores tan bajos que podría haber una falta de sustrato para las bacterias lo que dañaría la población bacteriana.

Los resultados obtenidos para la DQO así como en porcentaje de eliminación alcanzado aparecen en la tabla 5.117.

Tabla 5.117. Valores de DQO en la fase de formación de biomasa para el sistema aerobio

<b>Día</b>	<b>DQO (mgO<sub>2</sub>/l)</b>	<b>% DQO ELIMINADA</b>
3	12119	17,39
7	8265	43,66
10	5583	61,95
14	4211	71,30

Día	DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	% DQO ELIMINADA
17	3976	72,90
38	4067	72,28

Como cabía esperar, la DQO experimentó una disminución al desarrollarse una población activa de bacterias que utilizan la materia orgánica como sustrato (figura 5.257) alcanzándose porcentajes de reducción de DQO elevados (figura 5.258). Cuando se alcanzó un valor cercano al 70 % de la DQO inicial, se dio por terminada la experimentación en circuito cerrado pasando a alimentar de manera continua del reactor.

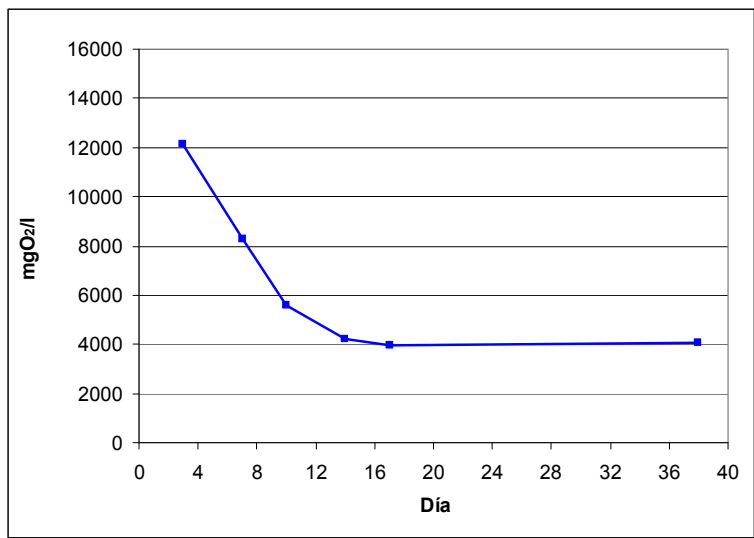


Figura 5.257. Evolución de la DQO durante la fase formación de biomasa en el sistema aerobio

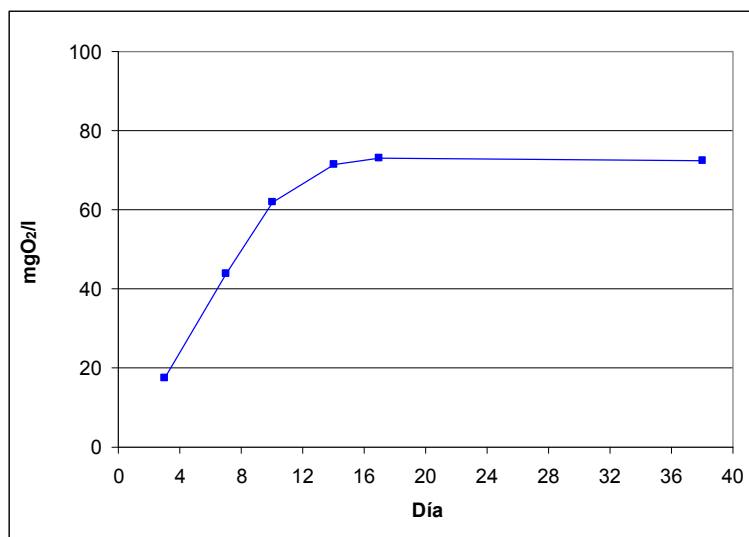


Figura 5.258. Porcentaje de DQO eliminado en función del tiempo durante la fase formación de biomasa en el sistema aerobio

Una vez alcanzadas las condiciones de biomasa deseadas se comenzó a trabajar con el sistema en abierto, es decir, alimentando el reactor con lixiviado fresco de manera continua y permitiendo la salida del efluente de la planta en lugar de su recirculación al reactor. No obstante, parte de la biomasa decantada en sedimentador fue recirculada con la finalidad de evitar pérdidas excesivas de la misma (velocidad de recirculación = 0,6 l/día).

Los parámetros analizados durante el proceso aerobio han sido los mismos que en el proceso anaerobio, excepción hecha de los ácidos grasos y el metano ya que no se producen en estas condiciones. Los métodos utilizados para los análisis son los descritos en la sección 4 de Métodos de Análisis y todas las determinaciones se han hecho por triplicado.

### 5.7.1 Tiempo de residencia hidráulico de 12,4 días

Una vez abierto el circuito para trabajar en continuo se introdujo como alimentación el lixiviado procedente de la balsa de compostaje de Zamora cuya caracterización aparece en la tabla 5.118.

Tabla 5.118. Características de la alimentación de la planta durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

	$\bar{x}$	s
STT (mg/l)	9.940	28
STV (mg/l)	5.720	0
SST (mg/l)	445	7
SSV (mg/l)	330	0
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	15.535	1047
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	11.350	0
ρ (g/l)	1.118,3	0,12
pH	4,78	0,01
N <sub>K</sub> (mg/l)	339,39	49,04
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	178,36	1,98
CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	5,60	0,3
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	337.69	15,48
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,00	0
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	576,30	13,23
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,00	0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	48,39	1,22



	$\bar{x}$	s
TOC (mg/l)	3.602	1,03
TN (mg/l)	756	0,04
ALCALINIDAD (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	677,37	23

De acuerdo con lo indicado en el apartado 5.5.2 de Diseño de las instalaciones, la instalación utilizada cuenta con un sistema de toma de datos provisto de cuatro sondas las cuales tomarán cada dos horas los datos de temperatura, pH, oxígeno disuelto y potencial redox existentes dentro del reactor. Ésta última dio bastantes problemas al realizar las medidas por lo que se optó por no tener en cuenta los resultados de la misma; dado que el potencial redox es simplemente complementario de las medidas de oxígeno disuelto y que la sonda de oxígeno funcionaba perfectamente esto no resultó ningún inconveniente.

Las condiciones de operación fueron seguidas por las sondas introducidas en el reactor obteniéndose los datos que aparecen en la tabla II.1 del Anejo II y que están representados en las figuras 5.259-5.261. En ellas se puede comprobar que la temperatura siempre se ha mantenido alrededor de los 35°C (figura 5.259), y la concentración media de oxígeno disuelto en 2,8 mg/l (figura 5.260) ya que, de acuerdo con la bibliografía, el contenido en oxígeno disuelto debe mantenerse en torno a los 2 mg/l (Metcalf y Eddy, 2000).

Los datos correspondientes al pH en el interior del reactor no se han incluido debido a que la sonda de medida estaba averiada. Lo mismo ocurrió con la sonda de potencial redox aunque, en este caso, sí se ha incluido la gráfica para mostrar el error de medida ya que, en presencia de cantidades de oxígeno disuelto en el reactor de más de 2 mg/l, el potencial redox debería ser necesariamente positivo.

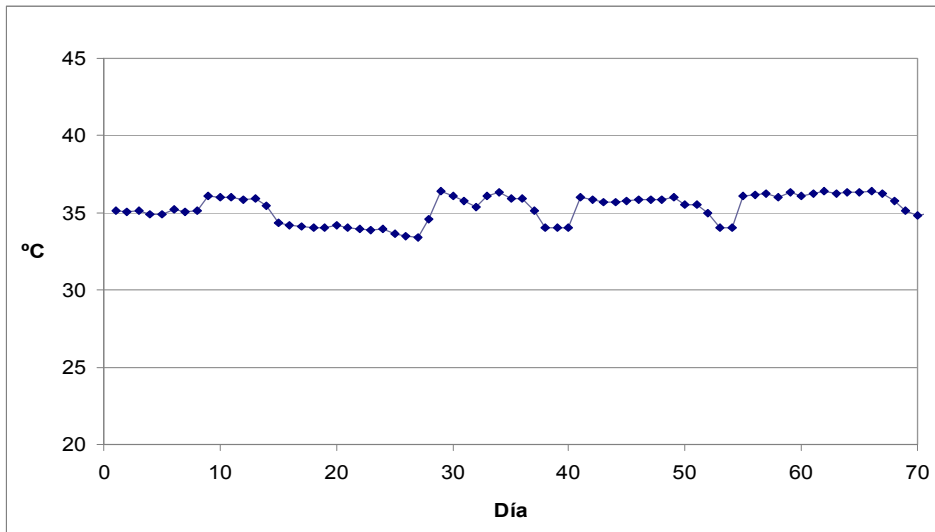


Figura 5.259. Evolución de la temperatura en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

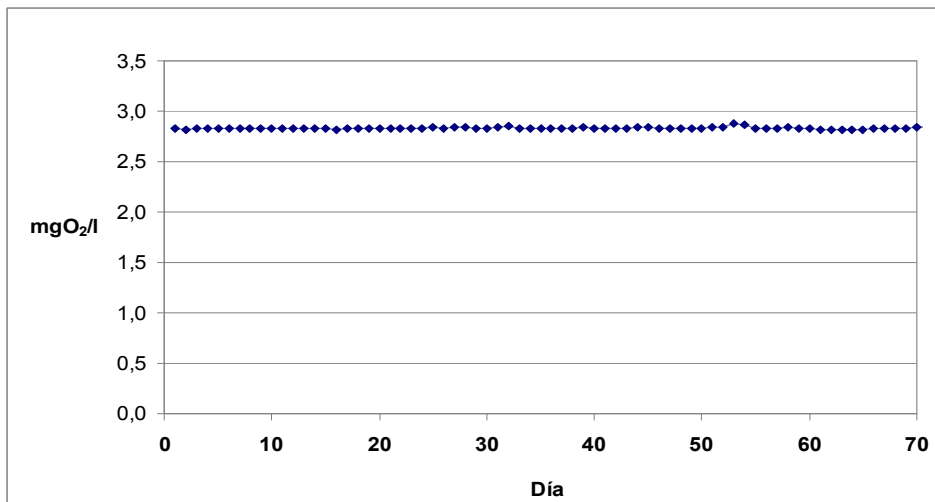


Figura 5.260. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

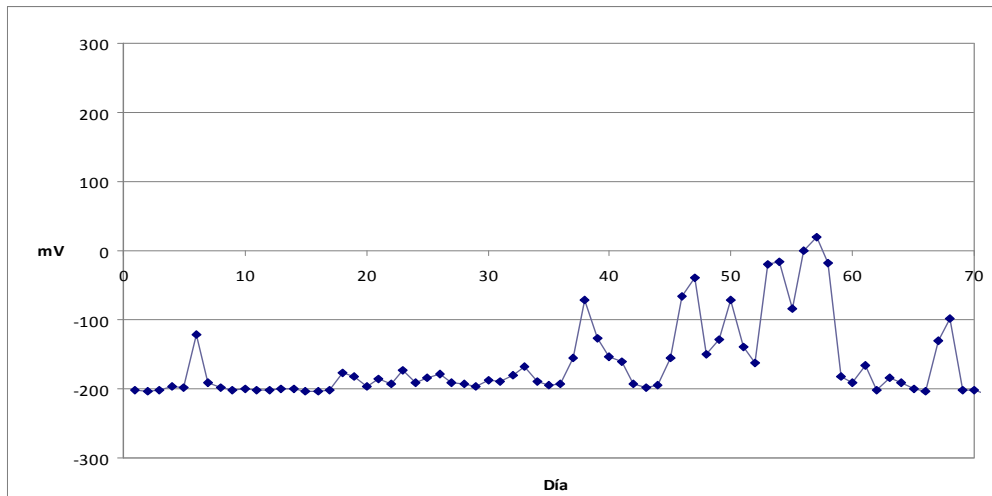


Figura 5.261. Evolución del potencial redox en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

Los datos de pH medidos con pH-metro en el efluente del sistema aparecen en la tabla 5.119.

Tabla 5.119. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
0	7,56	0,01
2	8,30	0,02
6	8,49	0,02
8	8,42	0,01
12	8,69	0,02
14	8,92	0,01
16	8,96	0,01
19	9,01	0,02
21	8,98	0,02
26	9,27	0,02
28	8,98	0,02
30	8,99	0,01
33	9,18	0,01
35	8,96	0,01

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
37	9,11	0,02
40	8,90	0,02
42	8,94	0,01
43	9,00	0,01
47	9,04	0,01
48	9,07	0,02
49	8,95	0,02
50	9,02	0,02
51	8,81	0,01
54	8,71	0,01
55	8,80	0,02
57	8,66	0,02
58	8,59	0,02
61	8,39	0,02

En la figura 5.262 se puede apreciar cómo el pH está entre 8 y 9 con valores más próximos a éste último la mayor parte del tiempo.

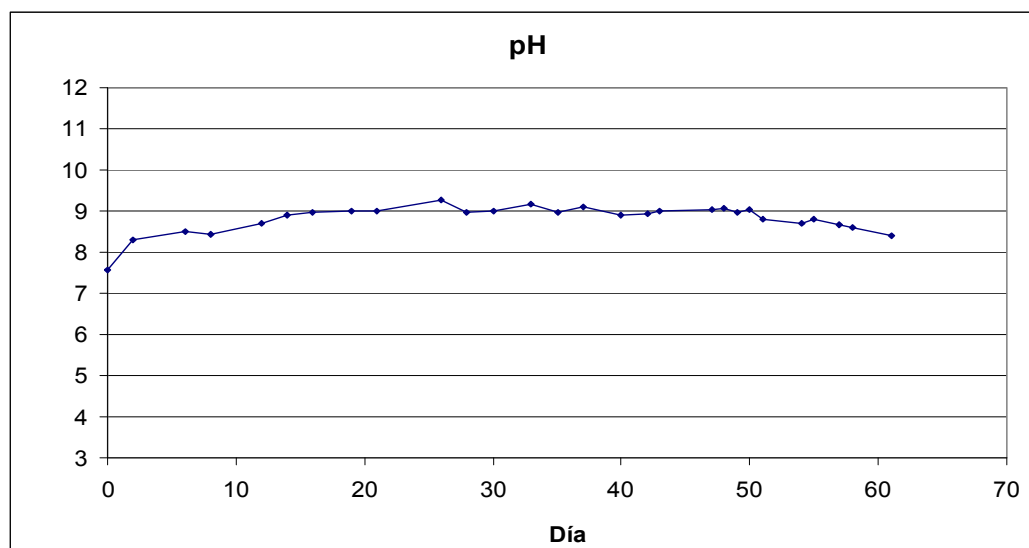


Figura 5.262. pH del efluente durante la experiencia anaerobia para TRH = 12,4 días

La cantidad de biomasa (tabla 5.114) para este tiempo de residencia ha tenido un valor medio de 1.575 mg/l con las oscilaciones habituales en este tipo de procesos en el que hay desarrollo de microorganismos (figura 5.263).

Tabla 5.120. Biomasa presente en el reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
0	9133	50
2	9147	244
6	8410	14
8	6440	140
12	3033	234
14	2693	50
16	3270	14
19	2320	80
21	2593	142
26	1200	314
28	1000	131
30	1440	100
33	1960	159
35	1480	0
37	2233	121
40	1560	227
42	1320	80
43	847	50
47	1130	71
48	1470	14
49	1600	283

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
50	2810	42
51	1890	71
54	1340	0
55	780	80
57	1360	0
58	1907	358

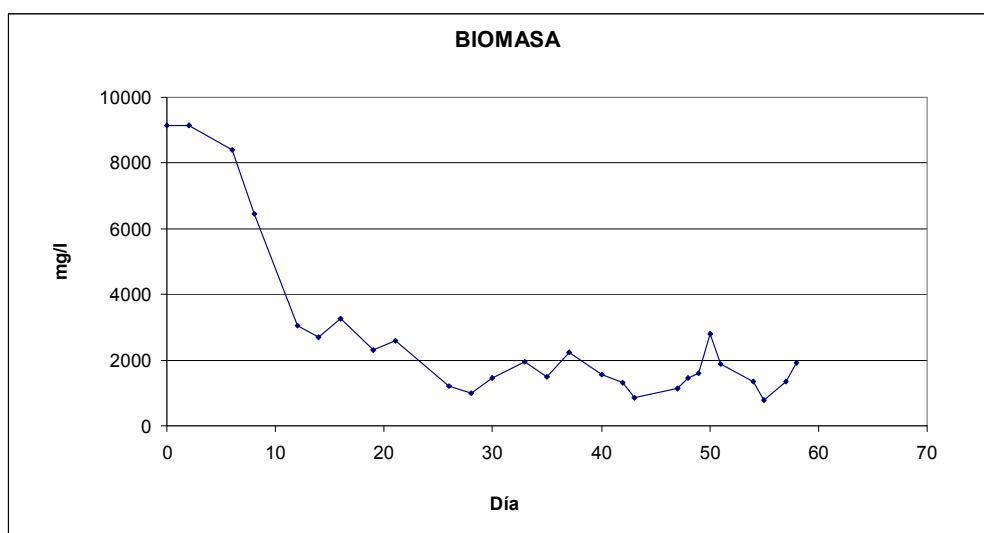


Figura 5.263. Contenido de biomasa en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

La eficacia del proceso de degradación aerobio también se basa en la reducción de la concentración de materia orgánica (tabla 5.121).

Tabla 5.121. DQO en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
6	11716	190	24,58	8724	262	23,14
8	8989	103	42,13	7310	103	35,60
12	6281	119	59,57	3885	222	65,77
14	5591	39	64,01	3625	60	68,06
16	4146	217	73,31	2088	229	81,60
19	3345	83	78,47	1763	55	84,47
21	3937	137	74,65	2515	130	77,84
26	3325	103	78,59	2573	118	77,33
28	2690	71	82,68	2498	35	77,99
30	2558	220	83,53	1879	51	83,45
33	2475	0	84,07	1823	83	83,94
35	3183	0	79,51	2073	60	81,73
37	2933	150	81,12	1957	17	82,76
40	2433	191	84,34	1846	82	83,74
42	2697	229	82,64	1807	50	84,08
43	1973	44	87,30	1340	33	88,19
47	1957	73	87,40	1651	75	85,45
48	2123	60	86,33	1734	51	84,72
49	1968	117	87,33	1551	35	86,33
50	2096	117	86,51	1912	42	83,15
51	1651	25	89,37	1351	51	88,10



DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
54	1473	100	90,52	1151	35	89,86
55	1558	6	89,97	953	0	91,60
58	1917	42	87,66	1359	69	88,03
61	1728	8	88,87	1145	33	89,91

Como se puede observar en las figuras 5.264 y 5.265, la DQO presentó una clara disminución con el transcurso del tiempo.

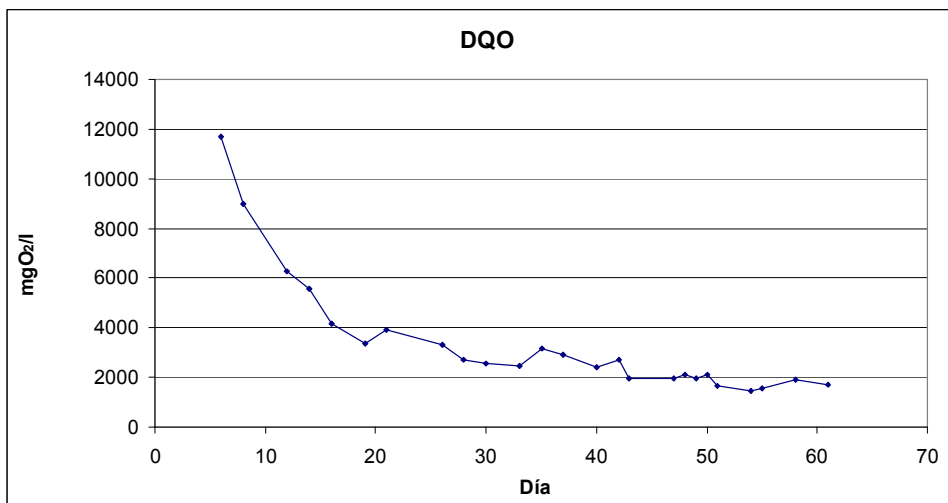


Figura 5.264. DQO del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

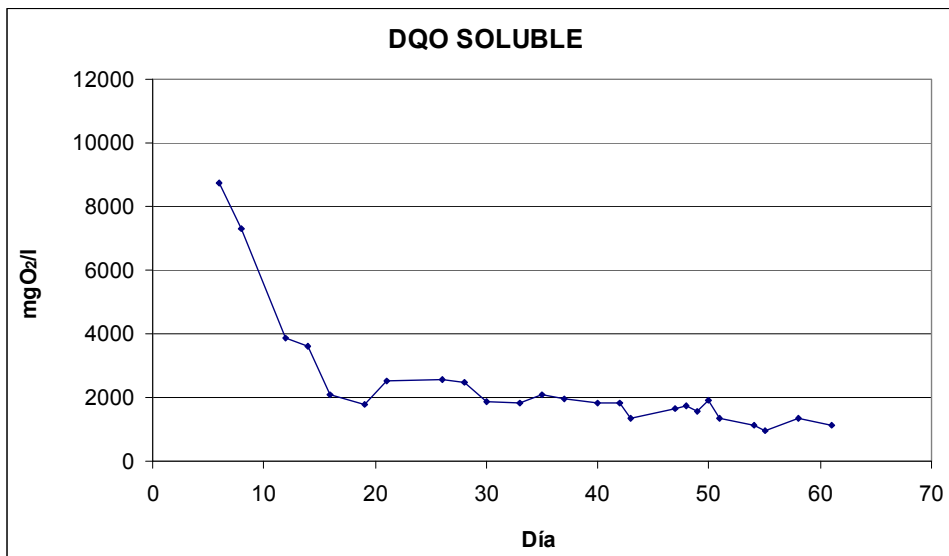


Figura 5.265. DQO soluble del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

Las gráficas de la DQO y de la DQO soluble se han representado en una escala de 0 a 14.000 mg/l y de 0 a 12.000 mg/l, respectivamente, para que se puede apreciar la reducción experimentada ya que la alimentación presentaba unos valores 15.535 mg/l y 11.350 mg/l para la DQO y la DQO soluble respectivamente.

Con la finalidad de poder apreciar con mayor facilidad la eliminación obtenida se ha representado el porcentaje de reducción de DQO (figura 5.266) de DQO soluble (figura 5.267)

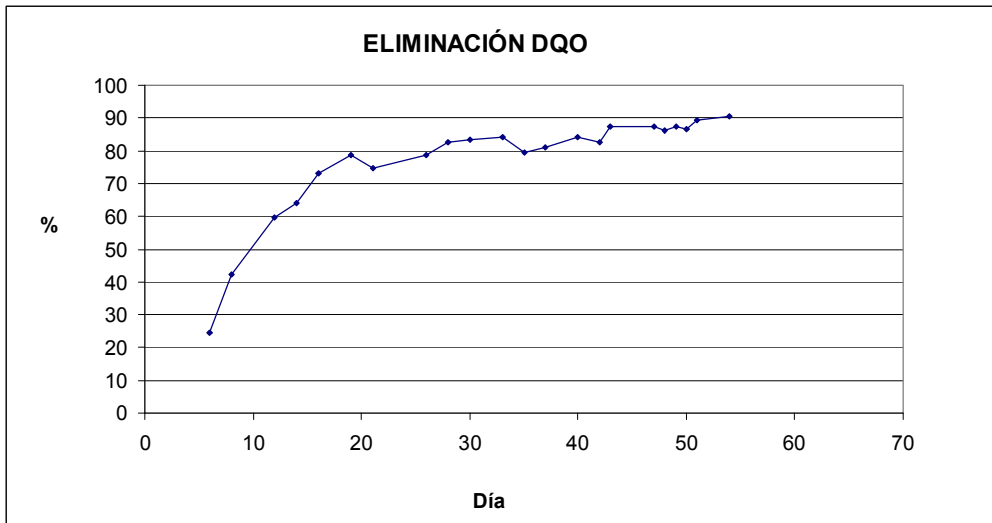


Figura 5.266. Porcentaje de DQO eliminada en función del tiempo durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

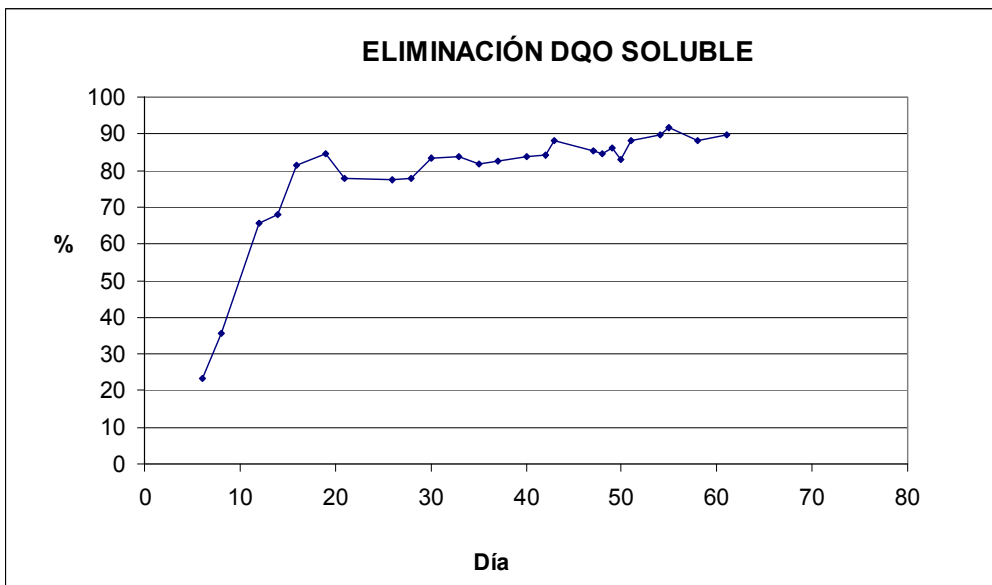


Figura 5.267. Porcentaje de DQO soluble eliminada en función del tiempo durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

Como es lógico, le ocurre lo mismo al Carbono Orgánico Total que se reduce un 83 %, desde 3602 mg/l hasta 620 mg/l aproximadamente (tabla 5.122 y figura 5.268).

Tabla 5.122. Carbono orgánico total y nitrógeno ligado en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
2	3810,0	1,95	556,70	0,76
6	2641,0	0,66	443,30	0,56
8	2304,0	2,03	394,50	0,87
12	1436,0	2,81	322,20	0,62
14	1216,0	0,26	260,10	0,37
16	1022,0	0,03	216,40	0,07
19	1063,0	3,63	200,00	0,06
21	957,2	0,47	210,00	0,06
26	1037,0	1,36	205,20	0,07
28	802,3	0,76	200,40	0,08
30	867,0	0,34	195,00	0,39
43	635,1	0,60	161,10	0,08
47	694,0	0,41	162,20	0,04
48	679,2	0,92	164,60	0,05
49	650,1	0,38	162,50	0,03
50	694,3	0,65	168,70	0,10
51	498,0	0,30	156,20	0,08

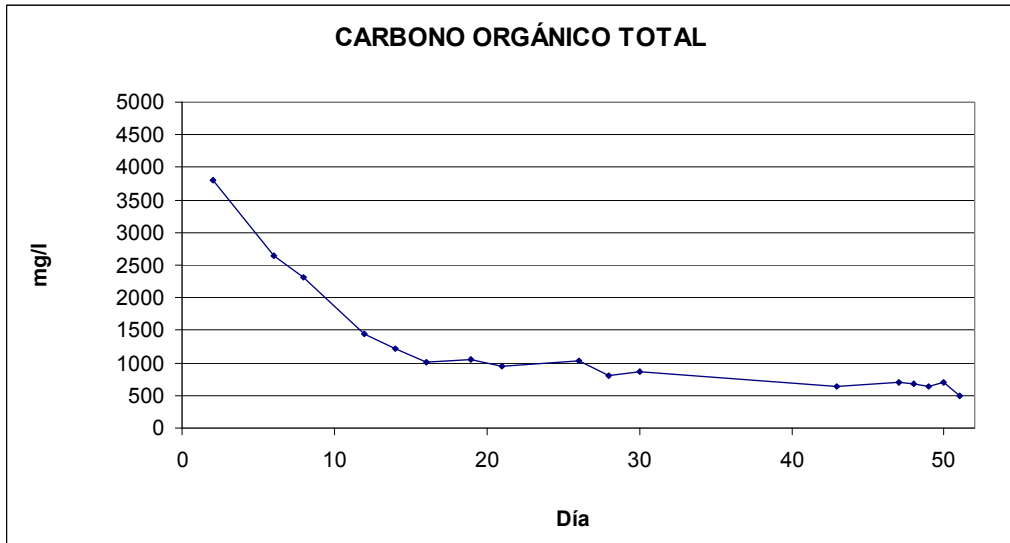


Figura 5.268. Carbono orgánico total en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

Tanto el nitrógeno total (tabla 5.122) como el nitrógeno en forma amoniacal (tabla 5.123) tienen el mismo comportamiento: la concentración de ambos se ve reducida aproximadamente en un 80 %. En el caso del nitrógeno total desde 756 mg/l hasta 162 mg/l (figura 5.269) y en forma amoniacal pasando de 178 a 33 mg/l (figura 5.270).

Tabla 5.123. Contenido en amonio del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
12	179,03	11,80
14	136,53	4,46
16	131,38	11,80
19	128,80	3,19

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
28	122,36	2,23
30	51,71	2,23
33	35,70	3,86
35	38,70	2,23
37	31,88	1,55
40	28,66	0,00
42	29,44	1,82
43	23,72	1,97
47	19,72	0,64
51	20,01	1,20
54	48,34	0,97
55	20,92	0,56
58	16,24	0,64

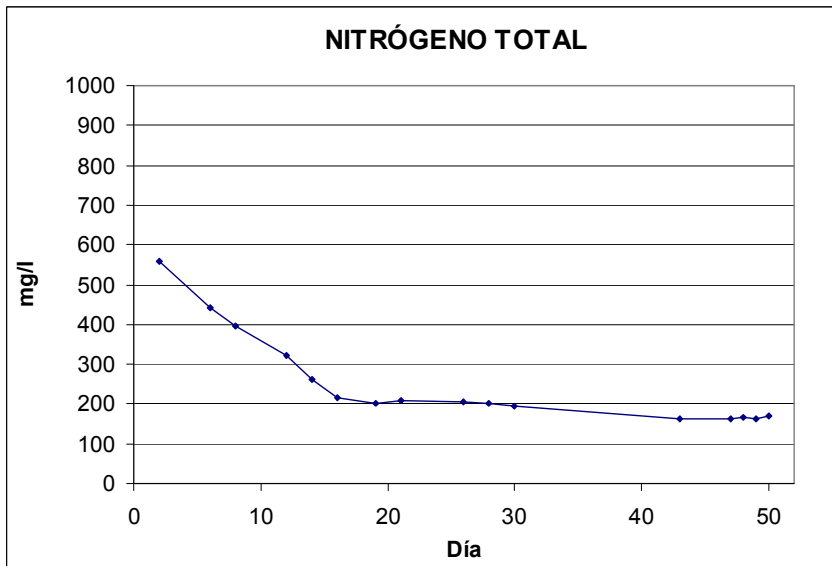


Figura 5.269. Nitrógeno total ligado en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

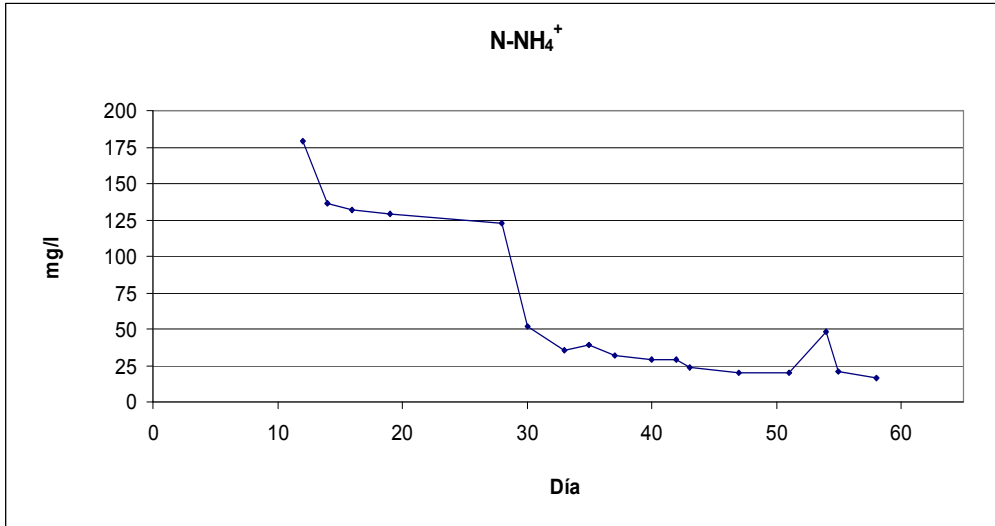


Figura 5.270. Amonio en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

En los sólidos totales se puede apreciar que el contenido que aparece durante los primeros días es muy superior al contenido que tiene el influente (tabla 5.124). Esto es debido a que hubo problemas de funcionamiento en la planta que se tradujeron en una peor decantación del producto y la consiguiente aparición de un mayor contenido de sólidos en el efluente. Esto dio lugar a que el contenido en sólidos totales del efluente tan sólo se redujese de 9.940 mg/l a 8.600 mg/l en el caso de los totales y de 5.720 mg/l hasta 1.890 mg/l en sólidos totales volátiles (figura 5.271).

Tabla 5.124. Sólidos totales en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
2	21689	234	7289	139
6	19973	101	5707	162
8	19112	1148	5062	344
12	15707	122	2960	0
14	14560	40	2400	40
16	14961	211	4847	253
19	15613	611	3533	611
21	13948	53	3288	102
26	14267	200	2333	0
28	10933	326	1640	0
30	11350	0	2150	0
33	11240	0	1520	106
35	10888	23	1419	130
37	10333	61	1560	144
40	10600	0	1880	0
42	10280	0	1413	61
43	9240	0	1733	122
47	9747	180	1920	120
48	10333	208	1433	153
49	9900	0	1500	0
50	10400	0	1811	84
51	8778	102	1333	94
54	8283	21	1492	29
55	8396	0	1526	3
57	8573	129	3160	1120
58	7960	40	2027	61
61	7680	0		



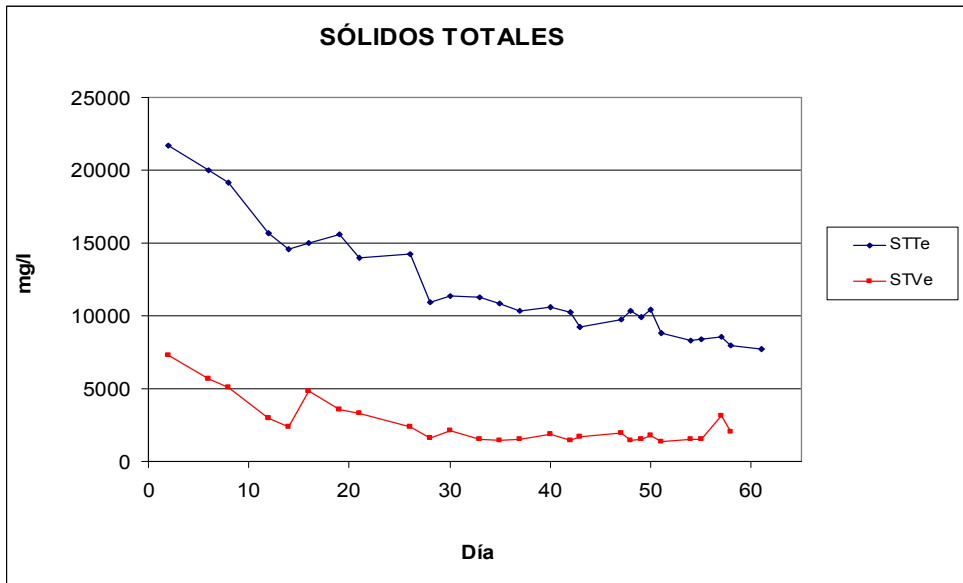


Figura 5.271. Sólidos totales totales y volátiles en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

En el caso de los sólidos en suspensión en el efluente (tabla 5.125) se aprecia también el problema en la decantación aumentando la cantidad de los mismos que sale con el efluente (figura 5.272).

Tabla 5.125. Sólidos en suspensión en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
2	4105	416	1590	1078
6	3580	92	1913	219
8	3140	60	1507	163
12	3027	551		
14	3020	28		
16	2627	432	1653	163
19	2393	142		
21	2360	87	507	167
26	1847	121		
28	900	0		
30	880	0		
33	907	93		
35	1310	0		
37	793	176		
40	830	297		
42	860	75		
43	753	57	97	80
47	945	163	415	35
48	773	21	70	28
49	677	47	323	119
50	580	0	80	95
51	700	0		
54	720	80	240	0
55	590	0	303	139
57	827	90		
58	817	53		

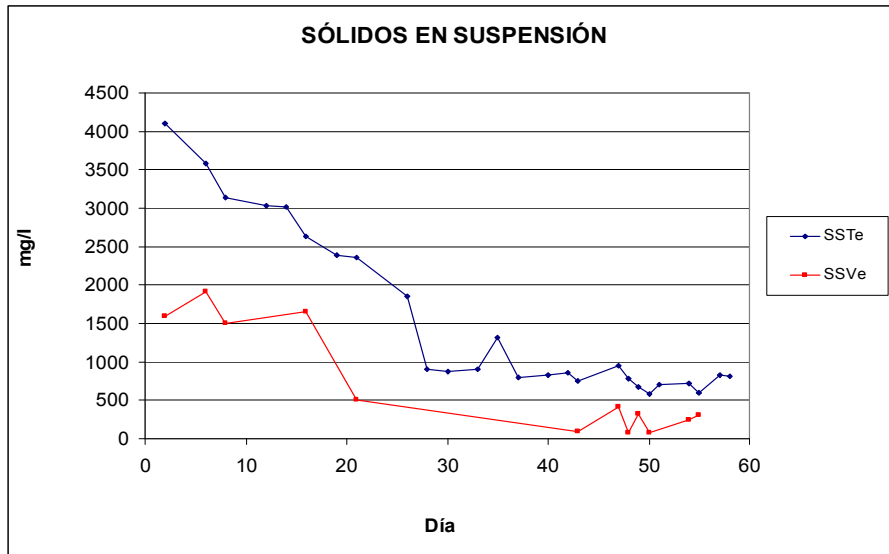


Figura 5.272. Sólidos en suspensión totales y volátiles en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

Los datos obtenidos en el análisis de aniones en el efluente aparecen en la tabla 5.126.

Tabla 5.126. Aniones en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
2	3361,78	50,93	354,12	12,03
6	2519,77	1,78	167,44	94,60
8	3078,51	134,11	8,71	0,71
12	2838,37	40,90	161,70	128,86
14	2379,43	24,98	360,48	28,97
16	2477,69	37,47	436,86	6,07
19	2588,42	1,63	449,01	1,25
21	2694,41	169,50	503,06	27,10
26	3087,90	55,89	583,01	87,66
28	2164,00	8,94	715,37	2,79
30	2260,05	32,54	482,05	0,09
33	2045,25	36,82	521,50	12,92
35	1764,40	4,63	448,92	0,45
37	2027,63	94,75	431,44	23,97
40	1741,93	48,74	514,79	19,92
42	1987,96	68,12	436,29	33,17
43	1646,15	28,07	579,38	31,26
47	1819,44	110,59	496,21	35,37
48	2144,03	53,87	520,45	19,08
49	2052,27	25,21	556,36	5,87
50	2177,82	30,89	528,95	1,17
51	1686,55	38,56	565,58	45,55
54	1524,34	10,95	441,11	24,74
55	1595,94	45,27	554,14	0,70
57	1425,97	23,49	502,71	0,34
58	1485,24	44,19	363,94	0,96
61	1165,88	0,16	444,18	4,52

Se observa una disminución del ion cloro durante el proceso que puede ser consecuencia de la aireación del medio que haga que ese ion se volatilice (figura 5.273).

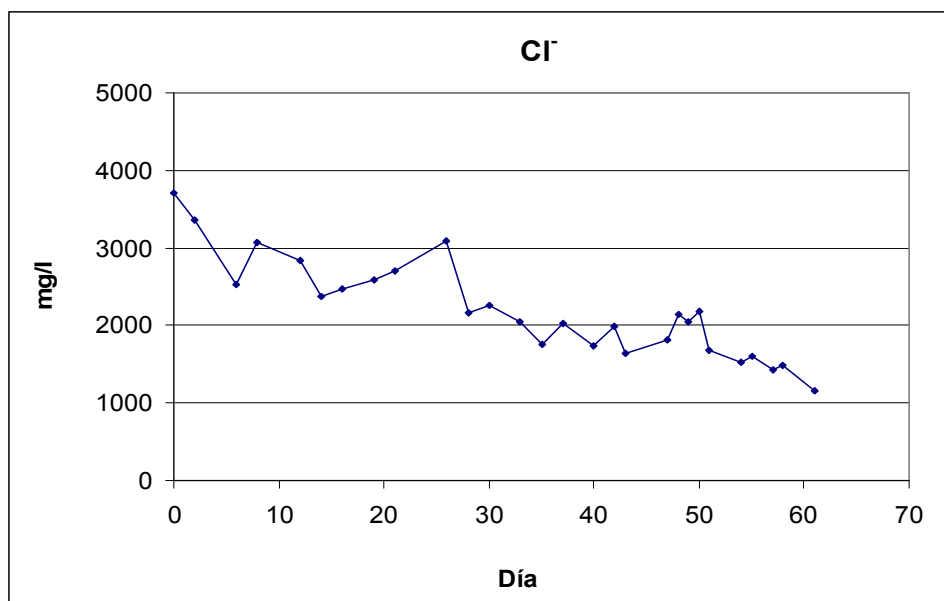


Figura 5.273. Cloruro en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

El nitrito parece tener presencia constante en el medio (figura 5.274) lo cual no es lógico ya que al trabajar en un medio aireado, los nitritos deberían haberse oxidado. Esto puede deberse, como ya se ha indicado, a que la medida mediante cromatografía iónica de la concentración de nitritos puede verse alterada por la presencia de carbonatos (ver sección 4.2.15), por lo que puede no representar el valor real de concentración.

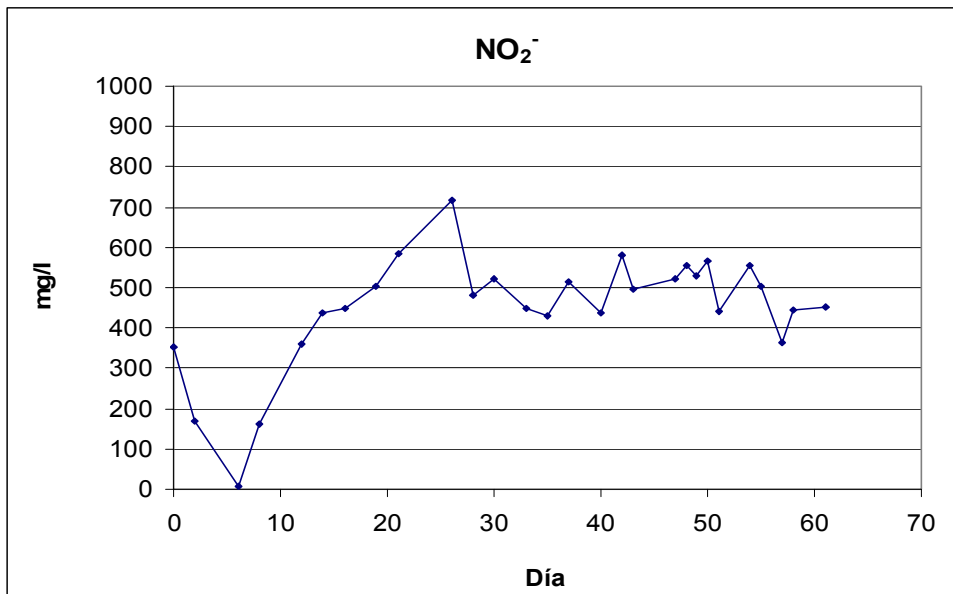


Figura 5.274. Nitrito en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

La densidad (tabla 5.127) ha disminuido como consecuencia de la reducción del contenido de sólidos en el efluente (figura 5.275).

Tabla 5.127. Densidad del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
2	982,40	0,09
6	982,12	0,11
8	989,03	1,03
12	993,35	0,33
14	995,53	1,14
16	994,04	0,45

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
19	994,02	0,03
21	987,43	0,31
26	987,03	0,24
28	992,26	0,76
30	985,72	0,11
33	994,07	0,88
35	988,19	0,82
37	991,43	1,97
40	992,23	1,34
42	990,53	1,65
43	993,83	1,20
47	992,29	0,87
48	979,67	2,12
49	978,93	1,08
50	973,63	6,73
51	973,71	9,53
54	995,78	1,75
55	994,89	0,28
57	992,71	1,93
58	990,28	0,23
61	991,93	2,01

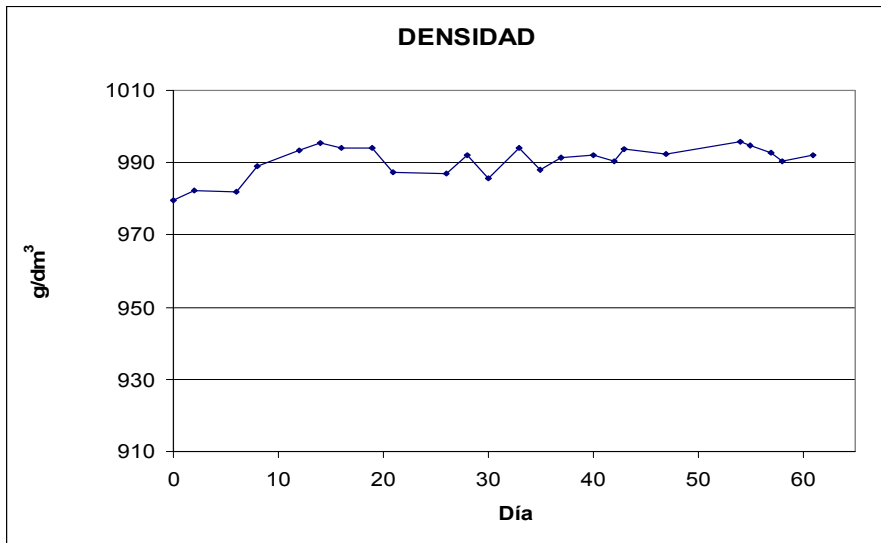


Figura 5.275. Densidad del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 12,4 días

### 5.7.2 Tiempo de residencia hidráulico de 10 días

A partir de este tiempo, y dado que la biomasa ya se había desarrollado en el reactor, no fue necesario mantener la planta en circuito cerrado sino que se procedió, directamente, a cambiar el tiempo de residencia hidráulico trabajando en circuito abierto.

La alimentación introducida para este tiempo de residencia procedió de la balsa de compostaje de Zamora y su caracterización aparece en la tabla 5.128.



Tabla 5.128. Características de la alimentación de la planta durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

	$\bar{x}$	s
STT (mg/l)	9.473	42
STV (mg/l)	4.053	31
SST (mg/l)	1.737	125
SSV (mg/l)	800	70
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	14.740,5	274
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	6.333	81
$\rho$ (g/l)	1.120,0	0,06
pH	7,37	0,02
N <sub>k</sub>	1.244,21	3,86
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	1.310,4	25,24
CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	11,10	0,07
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	192,85	0,14
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,00	0,00
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	0,00	57,22
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	1.110,05	0,00
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,00	0,00
TOC (mg/l)	3.335	0,505
TN (mg/l)	709	0,983
ALCALINIDAD (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	2.573	28

Las condiciones de operación fueron seguidas por las sondas introducidas en el reactor y los datos tomados (tabla II.2 del Anejo II) aparecen en las figuras 5.276 -

5.278. Los datos correspondientes a la temperatura (figura 5.276) demuestran que se ha mantenido constante en torno a los 35 grados y los datos del oxígeno disuelto que la concentración del mismo ha estado a 2.9 mg/l prácticamente todo el tiempo (figura 5.277). Este valor resulta adecuado teniendo en cuenta que la concentración recomendada de oxígeno disuelto en los tanques aerobios está fijada en 2 mg/l (Metcalf y Eddy, 2000).

En el caso del pH, siempre ha sido básico con valores comprendidos en torno a 8,3 (figura 5.278).

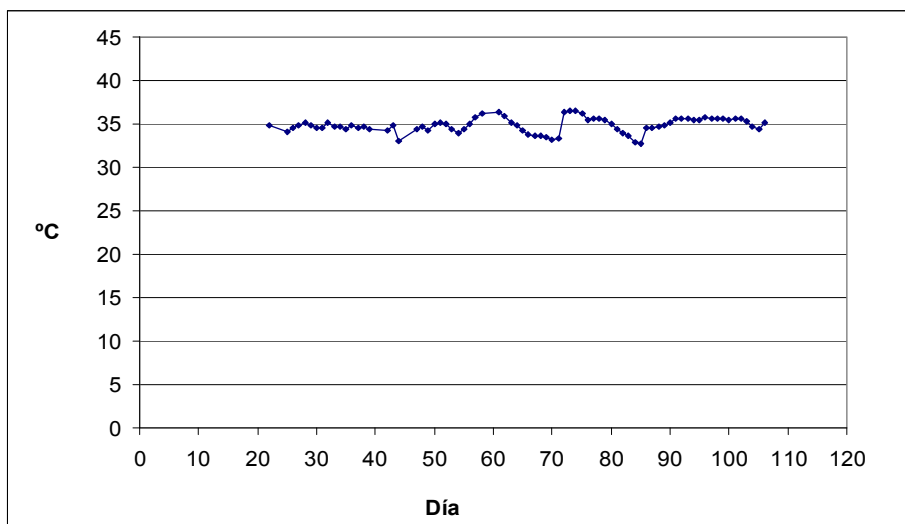


Figura 5.276. Evolución de la temperatura en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

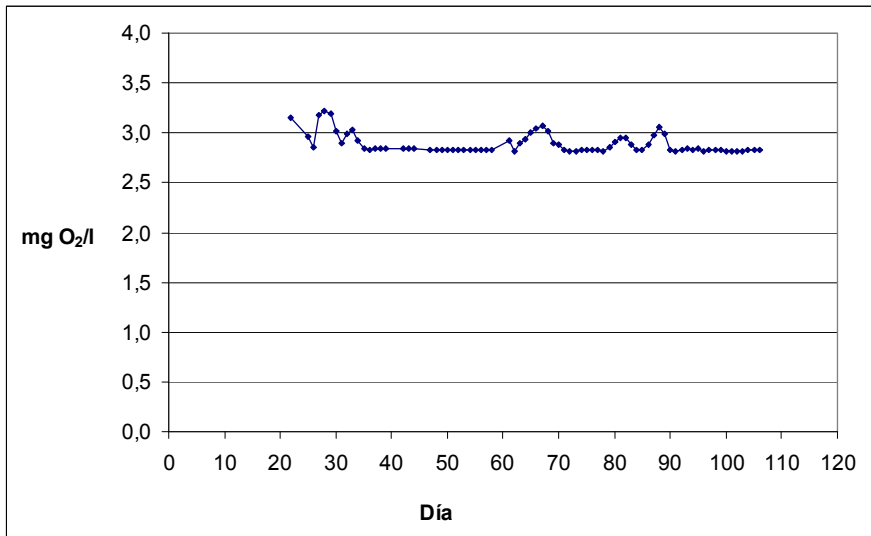


Figura 5.277. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

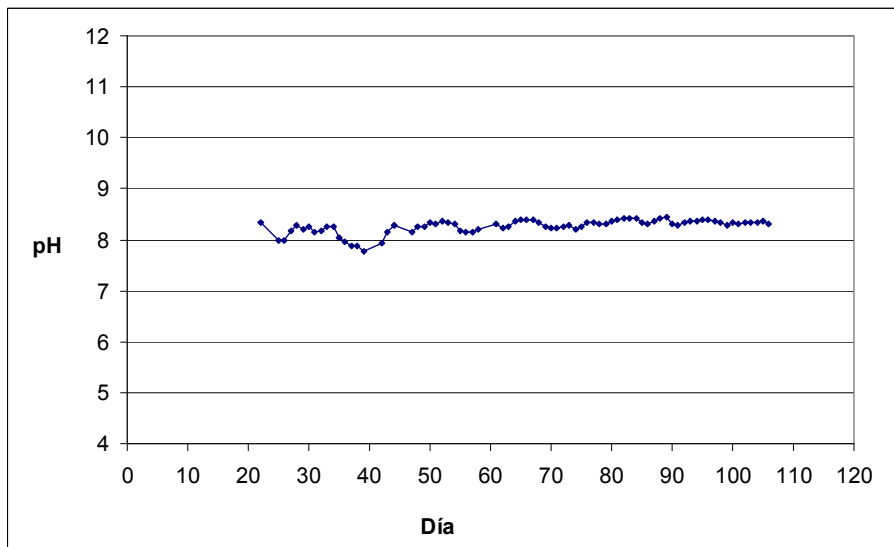


Figura 5.278. Evolución del pH en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

Además del pH medido con la sonda en el interior del reactor, se ha medido también el pH del efluente de la planta mediante un pH-metro. Los datos aparecen en la tabla 5.129.

Tabla 5.129. pH del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
13	9,20	0,01
15	8,71	0,05
18	8,79	0,04
20	8,66	0,04
22	8,53	0,02
25	8,74	0,02
27	8,82	0,02
32	8,87	0,01
34	8,93	0,01
36	8,65	0,02
39	8,45	0,03
41	8,55	0,02
43	9,02	0,02
46	8,84	0,02
48	8,77	0,02
50	8,81	0,02
53	9,17	0,04
55	8,69	0,02
57	8,66	0,01
60	8,93	0,02
62	8,97	0,02

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
64	9,06	0,02
67	8,92	0,02
69	9,02	0,01
71	8,75	0,02
74	8,79	0,02
76	8,90	0,01
78	8,93	0,01
81	9,10	0,01
83	9,05	0,03
85	9,16	0,03
88	9,28	0,01
90	9,13	0,01
92	8,86	0,01
95	8,73	0,01
97	8,78	0,01
99	8,89	0,02
102	9,23	0,01
104	8,95	0,02
106	9,26	0,01
109	8,82	0,03

En la figura 5.279 se puede apreciar cómo el pH del efluente está habitualmente entre 8,5 y 9,3, valores ligeramente superiores a los observados dentro del reactor debido a que, en el sistema utilizado, en los conductos de unión entre el reactor y el decantador y en la parte inferior de éste continúa la reacción con el consiguiente crecimiento de biomasa y el correspondiente aumento de pH.

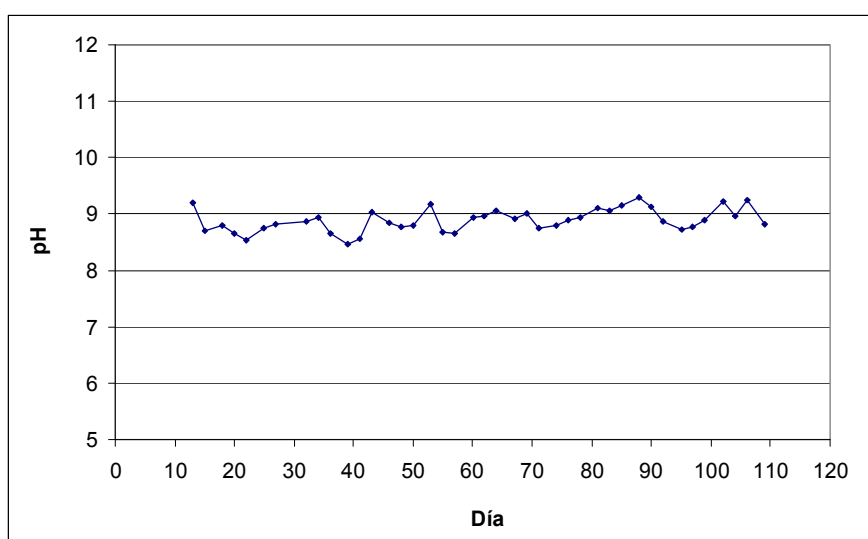


Figura 5.279. pH del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

La cantidad de biomasa (tabla 5.127) para este tiempo de residencia, una vez estabilizada la planta, ha tenido un valor medio de 480 mg/l con las oscilaciones habituales en este tipo de procesos en el que hay desarrollo de microorganismos (figura 5.280).

Tabla 5.130. Biomasa presente en el reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	Biomasa (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
22	720	28
25	550	495
27	2450	594
32	1550	212
34	1317	865
36	1600	173
39	1507	125
41	1727	162
43	980	89
50	1680	242
53	1947	70
55	1540	314
57	1753	101
60	1020	596
62	1910	14
64	1607	
67	760	60
69	1180	111
74	1240	164
76	807	260
78	493	99
81	800	20
83	547	320

DÍA	Biomasa (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
85	220	53
88	473	99
90	567	103
92	493	221
95	373	122
99	900	226
102	213	61
104	473	70
106	290	14
109	410	14

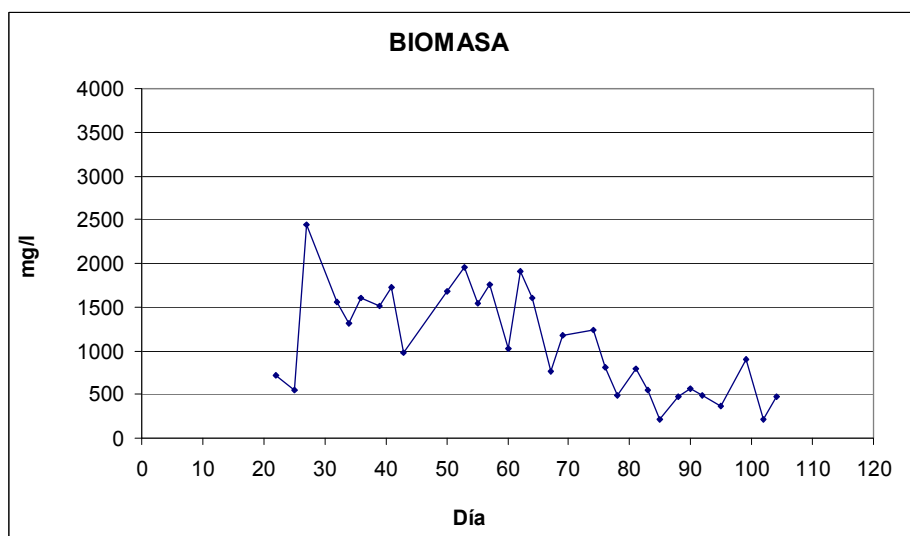


Figura 5.280. Contenido de biomasa en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

Los resultados de la concentración de materia orgánica expresada como DQO junto con el porcentaje de eliminación conseguido aparecen en la tabla 5.128.

Tabla 5.131. DQO en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{X}$	s		$\bar{X}$	s	
13	2687	801	81,77	2080	477	67,15
15	2498	359	83,05	2843	1035	55,10
18	2191	106	85,14	1429	231	77,43
20	1961	6	86,70	1445	189	77,19
22	1194	27	91,90	1813	48	71,36
25	2147	24	85,44	1712	211	72,97
27	2981	239	79,78	1944	182	69,31
32	2656	33	81,98	2403	442	62,06
34	2924	154	80,16	3861	476	39,03
36	4549	278	69,14	3200	490	49,47
39	5445	271	63,06	4341	63	31,46
41	3252	195	77,94	4203	33	33,64
43	5492	22	62,75	3195	83	49,55
46	6450	341	56,24	3573	179	43,59
48	3919	104	73,42	2585	109	59,18
50	3351	98	77,26	5109	797	19,33
53	3637	329	75,32	2794	260	55,89
55	2617	41	82,25	1439	290	77,27
57	3606	95	75,54	2085	87	67,07



DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s	
60	3028	307	79,46	2653	430	58,11
62	2835	230	80,77	1934	242	69,46
64	2669	171	81,90	2867	44	54,74
67	1830	157	87,58	1330	9	79,00
69	2137	222	85,50	1367	72	78,42
71	3221	429	78,15	2538	438	59,92
74	2249	11	84,74	1882	305	70,28
76	2101	282	85,75	1903	145	69,95
78	2637	167	82,11	2262	119	64,28
81	1997	462	86,45	1820	196	71,27
83	3549	191	75,92	2992	180	52,76
85	2455	332	83,34	2341	253	63,04
88	2445	124	83,42	2335	149	63,12
90	3663	477	75,15	2710	27	57,20
92	2346	133	84,09	2117	113	66,58
95	3236	397	78,04	2137	191	66,25
97	2497	150	83,06	2163	143	65,84
99	2268	50	84,62	2169	50	65,76
102	2205	194	85,04	3033	346	52,10

Al igual que para el tiempo de residencia de 12,4 días, la DQO presentó una clara disminución con el transcurso del tiempo (figuras 5.281 y 5.282).

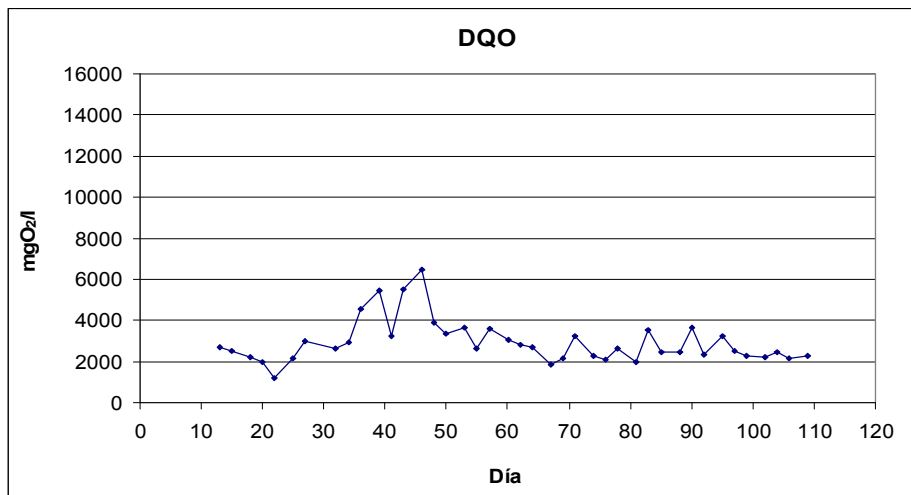


Figura 5.281. DQO del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

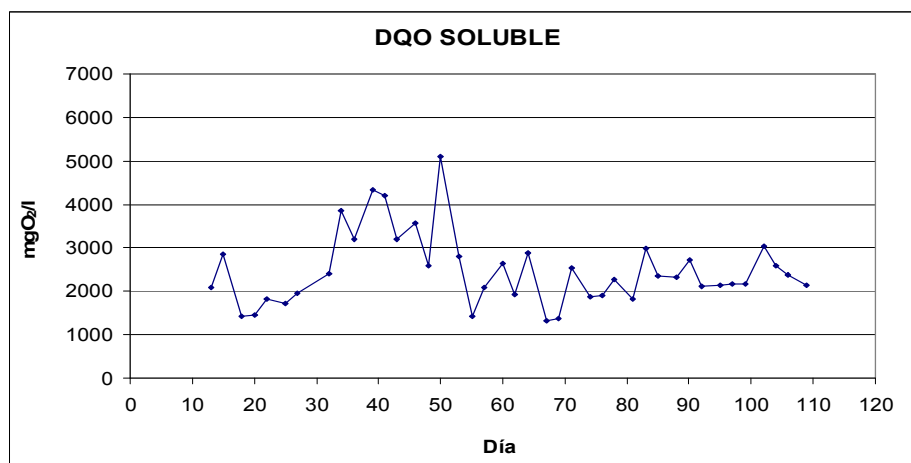


Figura 5.282. DQO soluble del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

Las gráficas de la DQO y de la DQO soluble se han representado en una escala de 0 a 16.000 mg/l y de 0 a 7.000 mg/l, respectivamente, para que se puede apreciar la reducción experimentada ya que la alimentación presentaba unos valores 14.740 mg/l y 6.333 mg/l para la DQO y la DQO soluble respectivamente.

Con la finalidad de poder apreciar con mayor facilidad la eliminación obtenida se ha representado el porcentaje de reducción de DQO (figura 5.283) y de DQO soluble (figura 5.284) obteniéndose, una vez alcanzado el estado estacionario en la planta, valores alrededor del 83 % para la DQO y del 64 % para la DQO soluble.

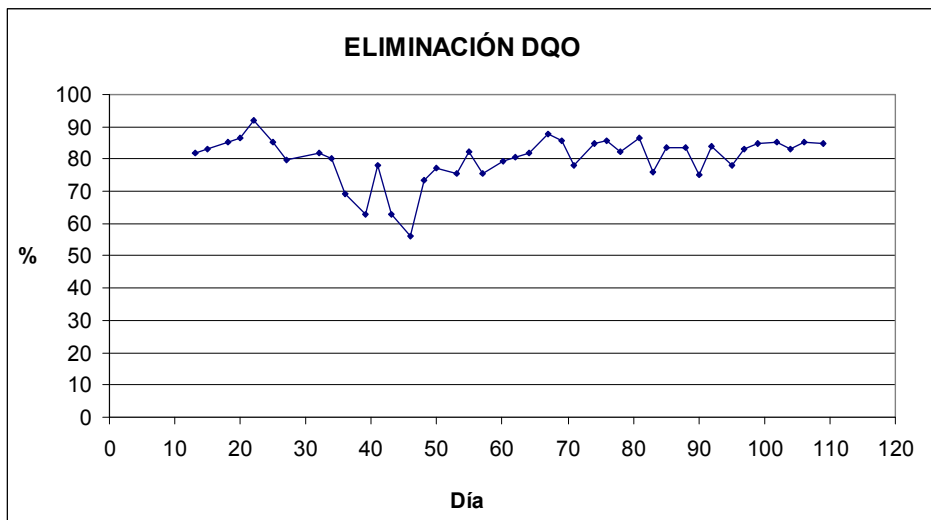


Figura 5.283. Porcentaje de DQO eliminada en función del tiempo durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

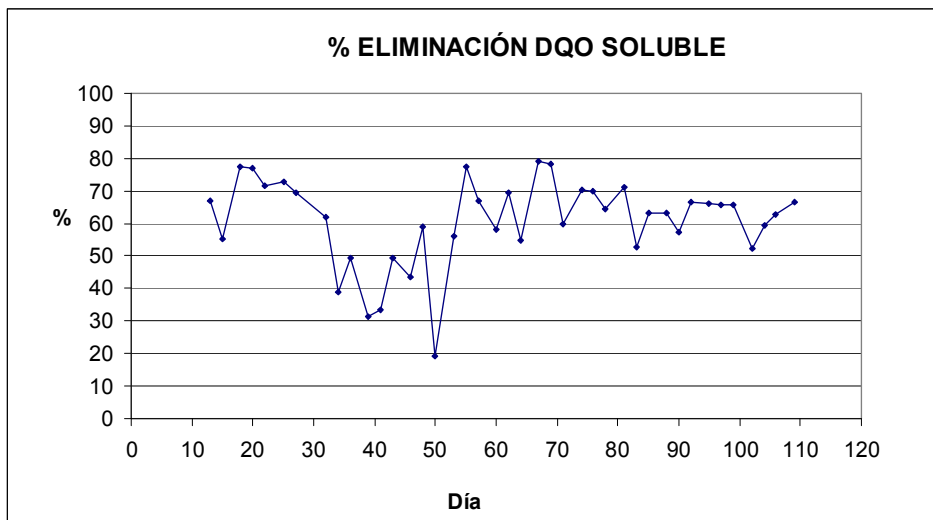


Figura 5.284. Porcentaje de DQO soluble eliminada en función del tiempo durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

En las figuras 5.281 y 5.282 correspondientes a la DQO, así como en las figuras 5.283 y 5.284 correspondientes a la eliminación de DQO, se puede observar lo sensible que es el sistema a cualquier variación experimentada en el medio. Problemas de sedimentación ocurridos en el decantador entre los días 30 y 60, se traducen en un aumento en la DQO y una disminución en su eliminación durante ese periodo de tiempo.

Como era previsible, este comportamiento aparece también en el Carbono Orgánico Total que se reduce, una vez estabilizada la planta, en un 77%, desde 3.333 mg/l hasta 760 mg/l aproximadamente (tabla 5.132 y figura 5.285).

Tabla 5.132. Carbono orgánico total y nitrógeno ligado en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	TOC (mg/l)		DÍA	TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
13	854	0,05	13	231,90	0,00
15	830	0,05	15	234,60	0,02
18	809	0,05	18	233,90	0,04
20	587	0,52	20	273,60	0,14
22	573	0,41	22	284,00	0,36
25	568	0,92	25	312,20	0,46
27	1142	0,71	27	348,70	0,145
32	1231	0,22	32	229,20	0,05
34	1405	0,62	34	180,50	0,21
36	1339	0,48	36	299,10	0,06
39	1729	0,00	39	360,40	0,32
41	1860	0,00	41	379,00	0,26
43	1735	0,00	43	439,00	0,18
46	1903	0,00	46	482,50	0,36
48	2195	0,00	48	391,80	0,24
50	1964	0,00	50	356,70	0,08
53	1619	0,01	53	287,30	0,07
55	1427	0,78	55	233,40	0,08
57	2138	0,70	57	227,20	0,09
60	1319	0,63	60	196,70	0,06
62	1145	0,75	62	151,60	0,11
64	1239	0,41	64	168,30	0,03

DÍA	TOC (mg/l)		DÍA	TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s		$\bar{x}$	s
67	1244	0,84	67	191,80	0,11
69	1280	0,51	69	218,10	0,05
71	987	0,22	71	318,00	0,01
74	850	0,48	74	274,90	0,10
76	766	0,28	76	202,20	0,07
78	766	0,32	78	162,60	0,19
81	806	0,43	81	165,60	0,11
83	839	0,92	83	198,50	0,18
85	735	0,46	85	159,70	0,03
88	773	1,08	88	178,60	0,28
90	868	0,53	90	117,30	0,07
92	650	0,06	92	136,50	0,03
95	652	0,29	95	130,60	0,11
97	649	0,28	97	137,50	0,02
			99	132,60	0,03
			102	150,90	0,09
			104	154,30	0,09
			106	151,60	0,03
			109	151,60	0,04

Entre los días 30 y 60, se aprecia el mismo aumento en el COT (figura 5.285) que se observó para la DQO (figura 5.265).

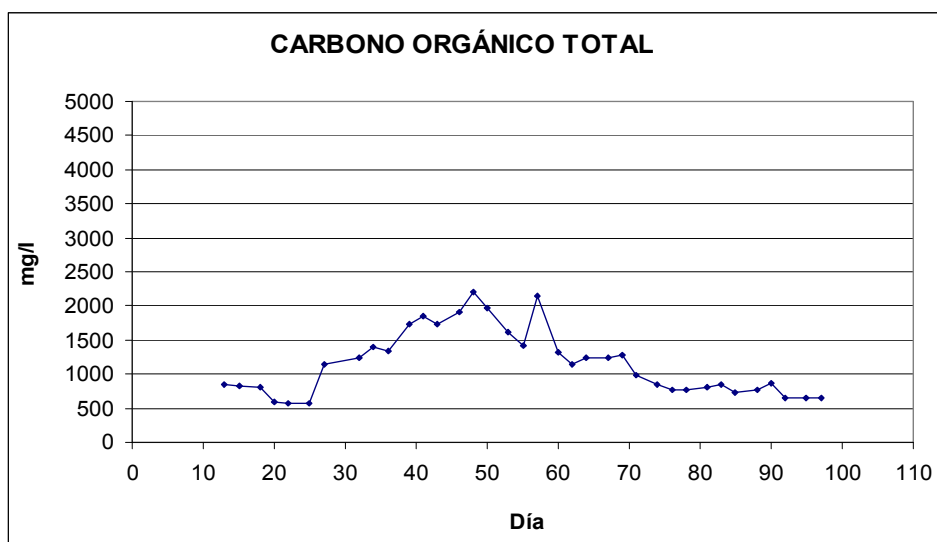


Figura 5.285. Carbono orgánico total en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

El nitrógeno total (tabla 5.132), y el nitrógeno en forma amoniacal,  $N-NH_4^+$  (tabla 5.133), también presentan tendencia a la disminución una vez estabilizada la planta. Sin embargo, ente los días 30 y 60, el comportamiento es el mismo que en los parámetros anteriores. En el caso del nitrógeno total, para el estado estacionario, se alcanza una disminución desde 709 mg/l hasta 163 mg/l (figura 5.286) y en forma amoniacal se pasa de 1310 a 51 mg/l (figura 5.287), todo ello debido a los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Tabla 5.133. Contenido en amonio del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
13	72,58	1,90
15	10,19	0,19
18	47,49	0,39
20	99,46	0,00
22	99,31	4,66
25	432,32	10,26
27	241,60	2,77
32	116,48	0,00
34	367,36	3,88
36	448,00	11,20
39	518,93	17,11
41	266,56	10,26
43	222,40	7,33
46	172,48	5,13
48	162,40	5,13
50	162,03	4,66
53	141,12	2,24
55	135,15	3,42
57	120,21	4,66
60	126,93	3,42
62	92,59	3,42



DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
64	96,32	2,05
67	45,08	7,04
69	65,24	1,75
71	89,60	2,05
74	76,53	1,71
76	53,35	1,50
78	20,38	0,39
81	22,40	1,03
83	99,31	4,66
85	86,80	2,57
88	66,08	1,28
90	49,50	0,39
92	53,48	0,48
95	48,44	1,28
97	50,68	0,48
99	49,56	0,84
102	37,52	1,28
104	28,56	0,84
106	32,48	1,28
109	33,88	1,75

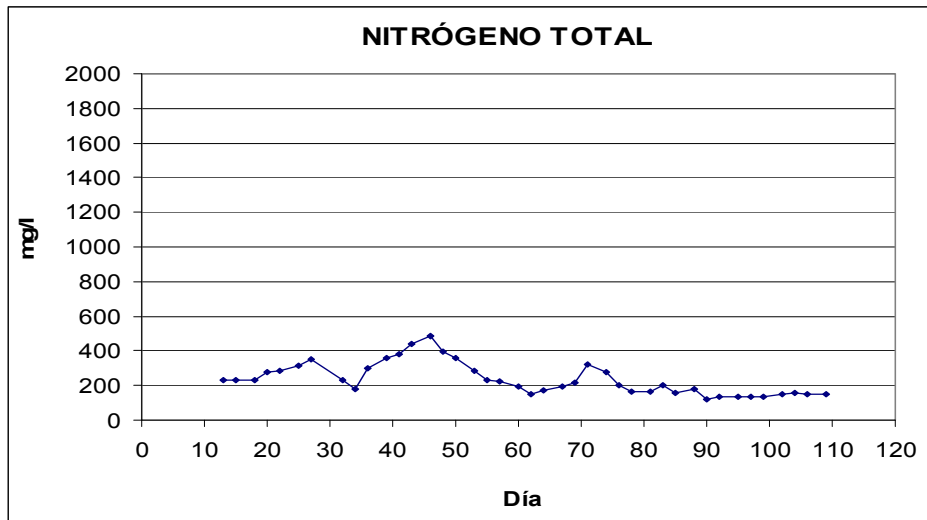


Figura 5.286. Nitrógeno total ligado en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

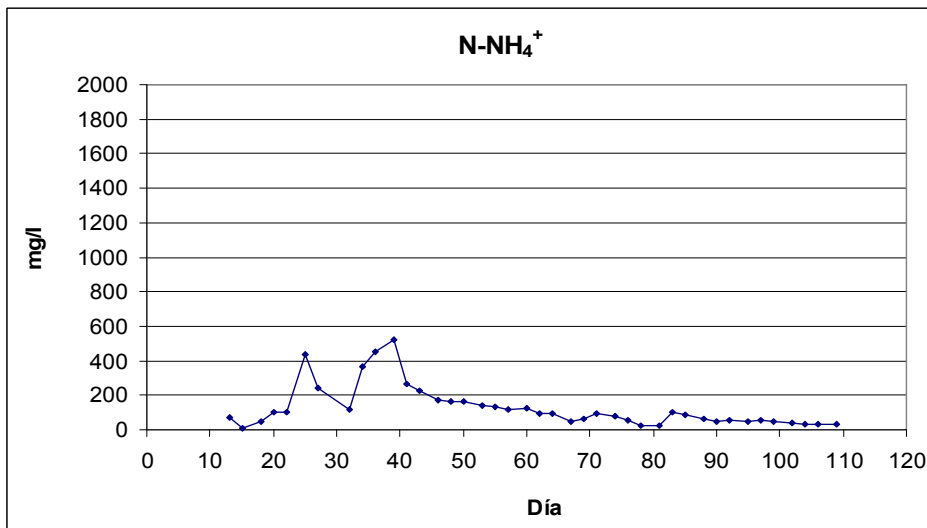


Figura 5.287. Amonio en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

El problema de sedimentación observado en el decantador se aprecia perfectamente en el contenido en sólidos totales del efluente (tabla 5.134 y figura 5.288) que apenas experimentan reducción ya que pasan de un valor de 9.473 mg/l en la alimentación a un valor medio de 9263 mg/l en el efluente. La transformación producida durante el proceso sí que se aprecia en el caso de los sólidos totales volátiles que se reducen de 4.053 mg/l hasta un valor medio de 1.900 mg/l al estabilizarse la planta (tabla 5.134 y figura 5.288).

Tabla 5.134. Sólidos totales en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
13	8891	33	1781	12
15	8023	8	1564	0
18	8520	144	1427	129
20	7232	6	1485	0
22	6989	101	1563	6
25	7060	28	1460	28
27	8696	23	2024	23
32	7060	28	1540	28
34	10590	230	2743	76
36	7753	133	2313	42
39	8312	28	2527	3
41	8833	153	3110	14
43	8979	131	3484	69
46	8493	61	2827	83

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
48	10156	59	3389	17
50	9667	28	3600	174
53	9619	859	3175	54
55	7865	3	2483	0
60	8733	101	2507	0
62	8778	214	2356	139
64	8973	14	2587	212
67	9387	151	2520	174
69	9900	47	2956	0
71	9696	289	2960	222
74	9556	139	2644	102
76	9767	252	2333	321
78	9052	0	1867	61
81	9467	67	2289	139
83	8907	101	2013	0
85	8440	40	1627	0
88	9689	168	2311	252
90	10667	0	2000	0
92	10083	315	1875	992
95	8000	100	1667	0
97	11067	275	1583	0
99	8413	61	1747	61
102	8480	0	1573	0

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
104	9600	200	1833	0
106	8650	132	1667	161
109	8378	0	1378	0

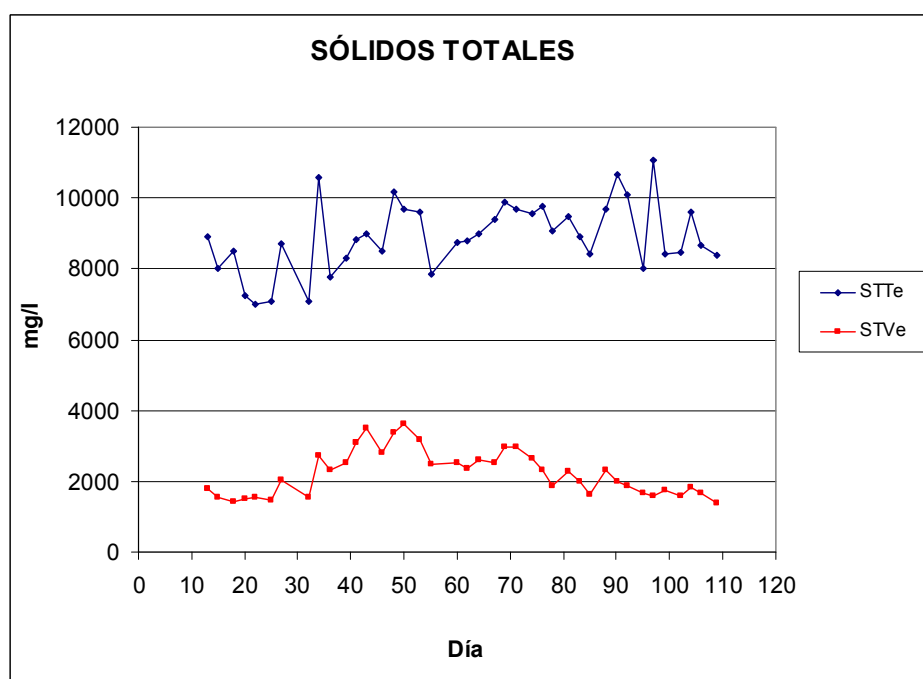


Figura 5.288. Sólidos totales totales y volátiles en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

En el valor de los sólidos en suspensión en el efluente (tabla 5.135) se aprecia la alteración producida en el sedimentador a partir del día 30 que se tradujo en un aumento de los sólidos en suspensión consecuencia de una peor decantación del efluente. Una vez alcanzado el estado estacionario en la instalación, sí que se observa una notable disminución tanto en los sólidos en suspensión totales, que pasan de

1.737 mg/l en el influente a 513 mg/l en el efluente (70 % de reducción), como en los sólidos en suspensión volátiles, que disminuyen desde 800 mg/l en la alimentación a 313 mg/l en el producto final (61 % de reducción) (figura 5.289).

Tabla 5.135. Sólidos en suspensión en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
13	340	26	207	80
15	397	31	107	31
18	400	100		
20	637	117	360	14
22	600	72	537	81
27	1180	14	880	28
32	1400	424	900	424
34	2120	433	1445	35
36	2167	208	1233	252
39	1610	35	1260	211
41	1667	42	1485	21
43	2447	150	2120	92
46	2573	31	2167	76
48	3040	57	2410	467
50	2633	348	2027	461
53	2307	237	2007	130
55	2013	83	1293	204
60	1280	156	833	293

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
62	1487	404	753	260
64	1453	153	793	130
67	1000	131	520	173
69	1060	131	240	211
71	1173	136	507	142
74	1513	474	1107	535
76	1173	95	633	70
78	517	15	230	26
81	853	90	410	184
83	667	136	550	71
85	173	64	107	81
88	340	72	100	0
92	370	20		
97			100	80
99	107	12		
102	220	10	47	35
104	233	23	77	12
106	273	12	80	113
109	223	15		

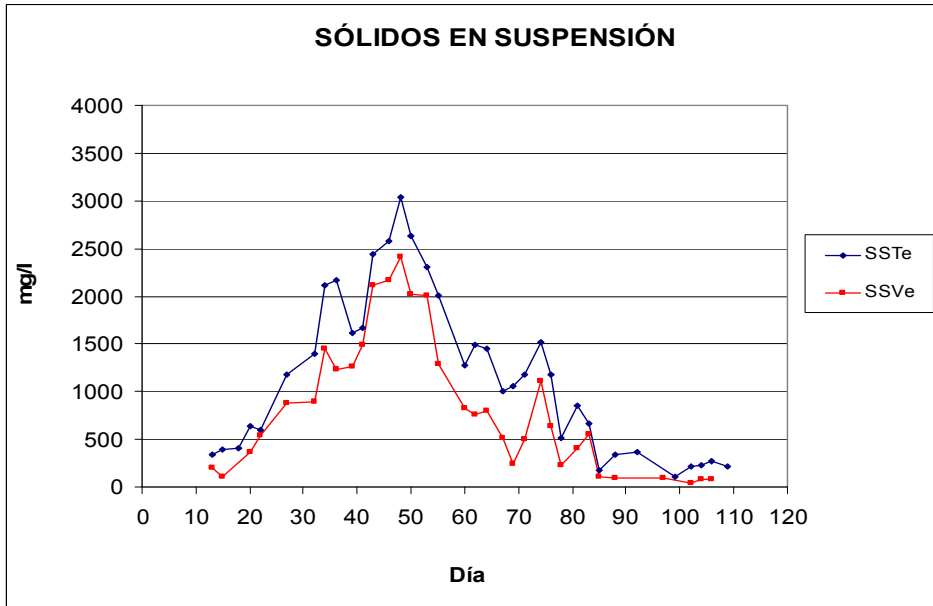


Figura 5.289. Sólidos en suspensión totales y volátiles en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días



Los datos obtenidos en el análisis de aniones en el efluente aparecen en la tabla 5.136.

Tabla 5.136. Aniones en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	Cl- (mg/l)		NO2- (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
13	1844,96	54,04	538,04	28,14
15	1775,52	8,46	469,54	12,15
18	1744,89	32,28	473,08	10,62
20	1480,47	1,02	377,76	2,34
22	1450,10	23,17	375,68	14,79
25	1576,38	43,83	420,81	1,56
27	1863,43	20,73	438,87	5,90
32	1930,42	7,36	533,40	10,32
34	1455,31	30,11	504,04	41,92
36	1450,81	14,69	355,09	4,83
39	1490,04	27,64	249,23	19,02
43	1582,96	9,25	158,61	0,21
46	1481,22	21,89	188,30	6,63
48	1769,77	27,71	330,49	31,35
50	1549,21	54,90	229,41	3,24
53	1935,16	42,47	318,82	9,63
55	1609,82	1,13	315,54	35,85
57	2878,99	14,37	560,93	25,69
60	1870,05	31,55	369,46	9,82

DÍA	Cl- (mg/l)		NO2- (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
62	1728,56	7,50	348,92	7,00
64	1871,64	13,23	382,70	2,62
67	2018,56	3,66	453,04	8,74
69	1952,90	4,27	454,78	2,73
71	1832,17	102,65	410,26	46,01
76	1908,12	22,48	433,18	4,98
78	1686,40	21,80	397,07	5,56
81	1616,87	48,55	363,47	10,78
83	1813,68	23,06	459,21	4,17
85	1754,31	66,64	420,54	1,29
88	1712,87	97,99	416,83	20,41
90	1848,37	64,85	546,16	35,27
92	1466,23	22,12	441,92	13,06
95	1526,49	23,79	456,58	6,25
97	1709,52	58,47	510,87	6,62
99	1627,76	34,79	501,06	19,15

En el caso del cloruro, los valores han sido del orden del valor de entrada, no observándose una variación en el mismo (figura 5.290).

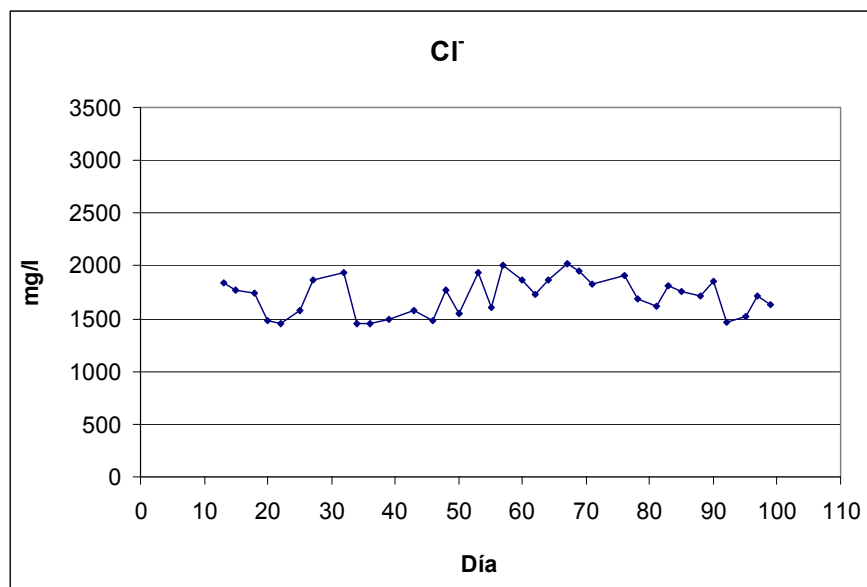


Figura 5.290. Cloruro en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

En el caso del nitrito, se observa un incremento en la concentración detectada en el efluente (figura 5.291). Si bien esto era lógico en el proceso anaerobio, no lo es para un proceso aerobio en el que la presencia de oxígeno provoca la transformación de nitritos en nitratos. Este aumento no es pues real sino debido, como ya se ha comentado con anterioridad, a una alteración en la medida de cromatografía iónica por la presencia de carbonatos (ver sección 4. 2.15).

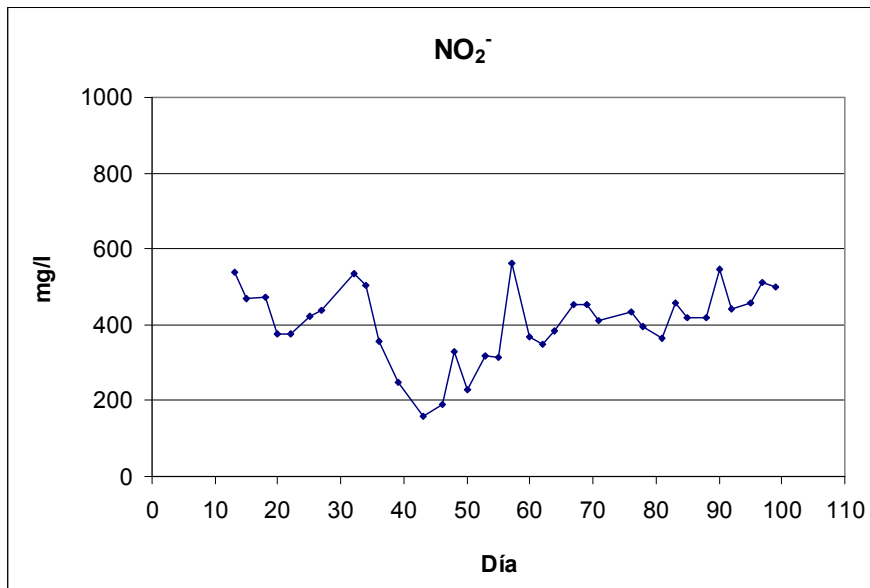


Figura 5.291. Nitrito en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

Por último, la densidad ha experimentado una cierta disminución (tabla 5.137 y figura 5.292) consecuencia de la eliminación de gran parte de los sólidos presentes en el lixiviado.

Tabla 5.137. Densidad del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
13	993,83	0,21
15	986,66	0,15
18	984,56	1,53
20	970,00	0,27
22	976,15	5,31
25	975,80	1,70

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
27	981,95	2,67
32	978,32	7,35
34	977,28	16,22
36	976,45	0,07
39	979,87	2,61
41	954,70	0,14
43	975,27	6,56
46	962,60	8,62
48	975,72	5,03
50	960,87	6,06
53	972,45	0,04
55	977,66	8,39
60	968,21	5,06
62	949,58	12,57
64	970,92	7,24
67	973,40	3,83
69	973,47	37,37
71	973,12	8,08
74	976,98	2,87
76	979,53	5,15
78	980,57	4,34
81	978,04	10,53
83	981,86	0,59

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
85	978,28	0,62
88	981,89	9,98
90	979,43	3,25
92	993,71	19,30
95	974,63	13,67
97	947,17	6,86
99	976,19	8,54
102	981,67	2,39
104	967,27	1,20
106	976,87	0,65
109	977,20	0,47

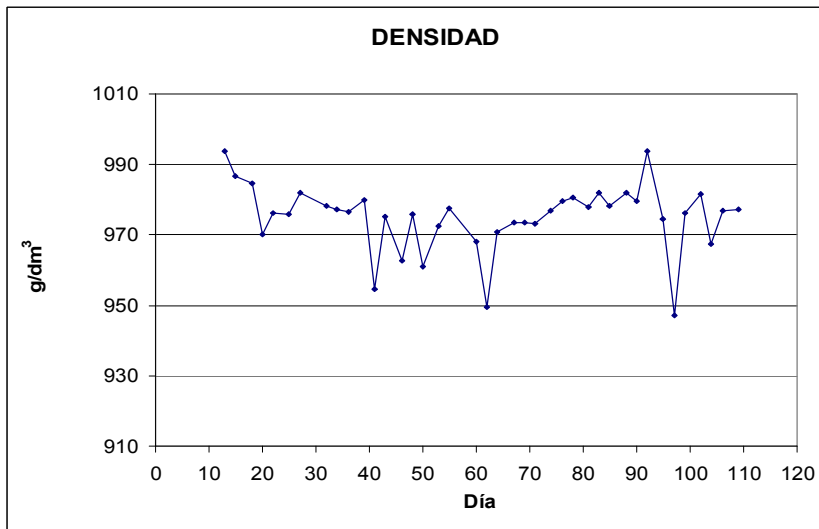


Figura 5.292. Densidad del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 10 días

### 5.7.3 Tiempo de residencia hidráulico de 5 días

Al igual que en las demás experiencias, la alimentación introducida para este tiempo de residencia procedió de la balsa de compostaje de Zamora y su caracterización aparece en la tabla 5.138.

Tabla 5.138. Características de la alimentación de la planta durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

	$\bar{x}$	s
STT (mg/l)	8.530	154
STV (mg/l)	4.549	88
SST (mg/l)	1.620	92
SSV (mg/l)	1.240	40
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	15.062	262
DQO soluble (mgO <sub>2</sub> /l)	9.685	165
$\rho$ (g/l)	1.121,50	0,06
pH	7,27	0,01
N <sub>K</sub>	1.045,86	11,59
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	646,10	5,9
CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	8,64	0,1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	182,50	148,79
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	846,11	12,93
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,0	0,0
TOC (mg/l)	2.531	0,01
TN (mg/l)	562,20	0,72
ALCALINIDAD (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	4.362,50	55

Las condiciones de operación fueron seguidas por las sondas introducidas en el reactor a excepción del pH debido a que la membrana de la sonda de pH resultó dañada en la prueba anterior. No obstante, el pH fue medido con un pH-metro portátil pero en el efluente de salida en lugar del reactor, con el fin de comprobar que no hay descensos bruscos en el mismo que pudieran inhibir la actividad bacteriana. Los datos tomados (tabla II.3 del Anejo II) aparecen en las figuras 5.293 y 5.294.

Los resultados reflejan la bajada de temperatura de casi diez grados entre los días 20 y 30 y de seis grados entre los días 52 y 58 de trabajo consecuencia de fallos en el sistema termostático del reactor; excepto en esos días, el resto del tiempo la temperatura se mantuvo en los 35°C programados habitualmente (figura 5.293). En el caso de la concentración de oxígeno disuelto dentro del reactor, el valor medio estuvo en torno a 2,9 mg/l, valor superior al mínimo recomendado para los tratamientos aerobios.

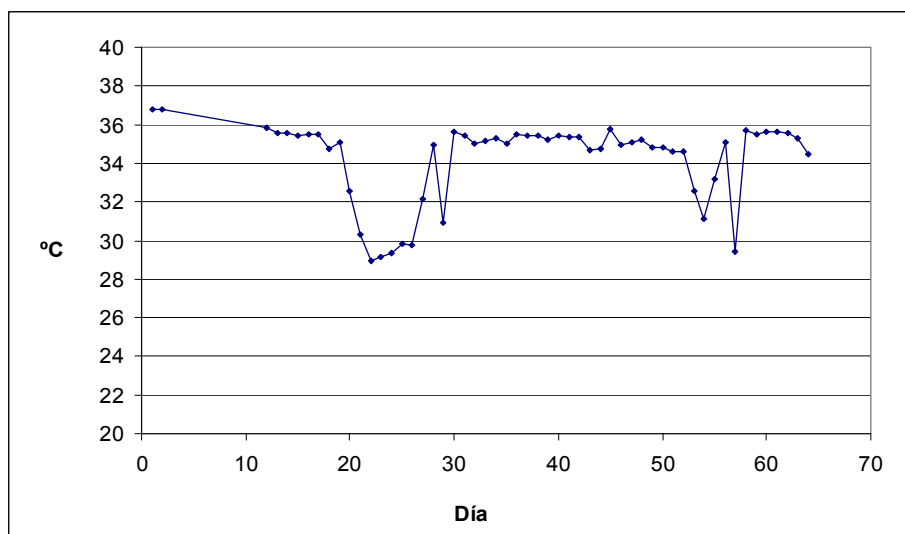


Figura 5.293. Evolución de la temperatura en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días



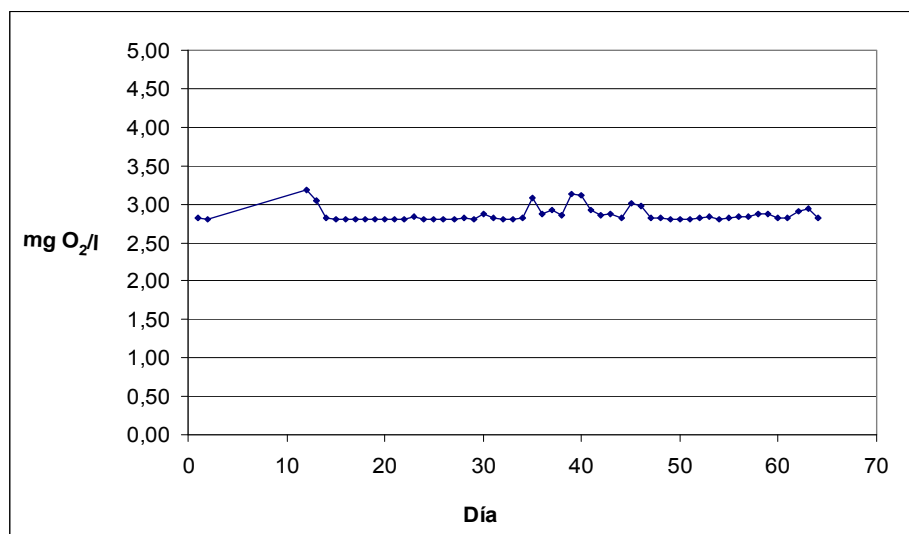


Figura 5.294. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

El pH medido en el efluente de la planta tuvo los datos aparecen en la tabla 5.139.

Tabla 5.139. pH del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
1	8,34	0,01
3	8,61	0,01
6	8,38	0,00
8	8,79	0,01
10	8,71	0,02
13	8,78	0,02
19	8,79	0,01

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
38	8,41	0,02
41	8,64	0,02
43	8,72	0,03
45	8,71	0,01
48	7,97	0,02
50	8,84	0,02
52	8,82	0,02

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
21	8,89	0,01
24	8,02	0,01
29	7,89	0,02
31	8,25	0,01
34	8,35	0,02
36	8,51	0,02

DÍA	pH	
	$\bar{x}$	s
55	9,14	0,02
57	9,19	0,01
59	8,50	0,02
62	8,83	0,02
64	9,02	0,03

En la figura 5.295 se puede apreciar cómo el pH del efluente está habitualmente alrededor de 8,6 con una ligera bajada entre los días 20 y 30 que puede ser consecuencia del efecto de la variación de temperatura en el sistema.

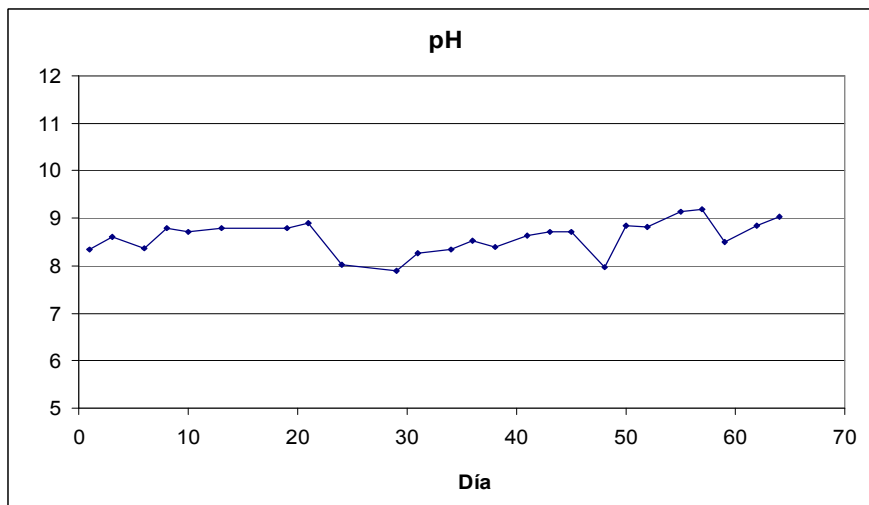


Figura 5.295. pH del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

La cantidad de biomasa (tabla 5.140) para este tiempo de residencia, una vez alcanzada la estabilización de la planta, ha tenido un valor medio de 6.600 mg/l

superior al alcanzado en el caso anterior pero siempre con las oscilaciones habituales en este tipo de procesos en el que hay desarrollo de microorganismos (figura 5.296).

Tabla 5.140. Biomasa presente en el reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
1	1360	1109
3	5412	5012
6	3633	410
8	2844	1195
10	1257	1344
13	725	87
19	3700	743
21	4329	2521
24	2006	2350
29	5550	396
31	6032	2242
34	6841	396
36	6048	2305
38	6690	1777
41	7202	3308
43	6168	5995
45	5117	184
48	4797	974
50	6525	925

DÍA	BIOMASA (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
52	6758	6160
55	6925	4282
57	8124	1771
59	8842	8918
62	7130	2425
64	4581	2510

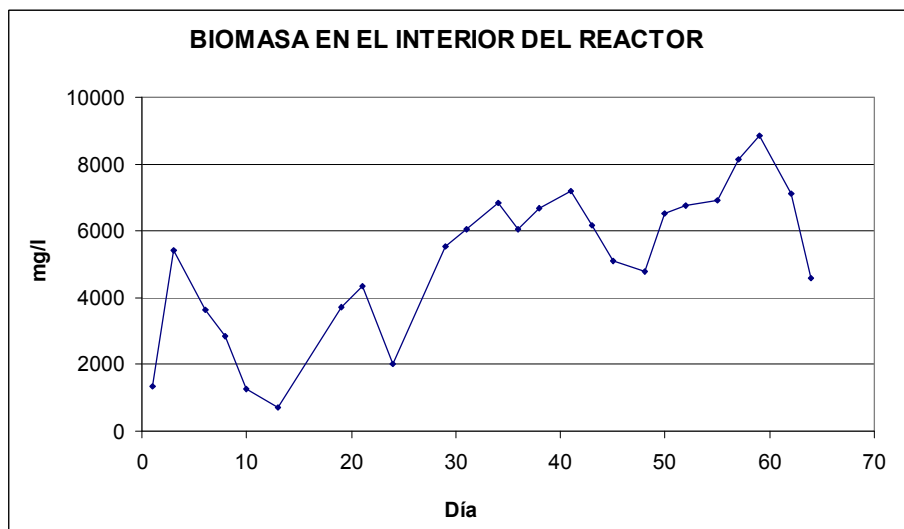


Figura 5.296. Contenido de biomasa en el interior del reactor durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

La DQO del efluente de la planta, junto con el porcentaje de eliminación conseguido, aparece en la tabla 5.141.

Tabla 5.141. DQO en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{X}$	s		$\bar{X}$	s	
6	9385	532	37,69			
8	4771	485	68,33	4002	109	58,67
10	4771	485	68,33	1178	412	87,84
15	2851	384	81,07	1934	50	80,03
19	2684	418	82,18	2143	201	77,88
21	2450	77	83,73	2049	115	78,85
24	4070	16	72,98	3226	361	66,69
29	6984	332	53,63	5539	327	42,81
31	7843	649	47,93	3111	547	67,87
34	6750	539	55,19	4718	125	51,28
36	7726	410	48,70	3054	60	68,47
38	5187	533	65,56	2851	134	70,56
41	4549	567	69,80	2294	16	76,32
43	4536	436	69,88	2684	172	72,28
45	4018	104	73,33	2153	121	77,77
48	2974	623	80,26	2450	104	74,70
50	4341	482	71,18	2544	70	73,74
52	3820	222	74,64	2247	59	76,80
55	6112	103	59,42	3117	212	67,82

DÍA	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO ELIMINADA	DQO soluble (mg O <sub>2</sub> /l)		% DQO soluble ELIMINADA
	$\bar{X}$	s		$\bar{X}$	s	
57	5995	508	60,20	3231	87	66,64
59	3924	273	73,95	2653	80	72,61
62			62,92	3078	89	68,22
64	2523	284	83,25	2965	77	69,39

Al igual que para los anteriores tiempos de residencia, la DQO presentó una disminución con el transcurso del tiempo (figuras 5.297 y 5.298). En este estudio se puede observar también el efecto que tiene una variación de la temperatura sobre la reducción de materia orgánica del lixiviado: entre los días 20 y 30 y 52 y 58 en los que hubo una caída de temperatura en el reactor, la DQO experimentó un aumento que fue más notable en la DQO total (figura 5.297) aunque también se observó en la DQO soluble (figura 5.298).

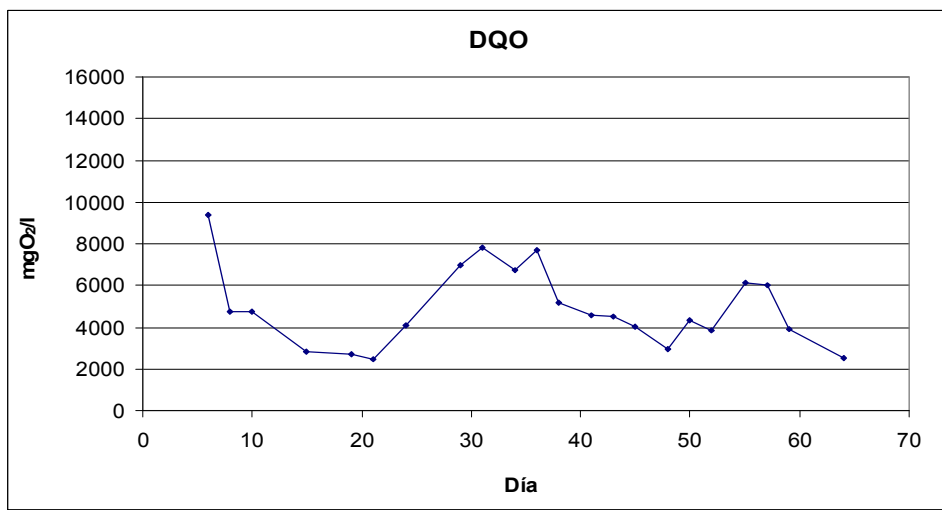


Figura 5.297. DQO del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

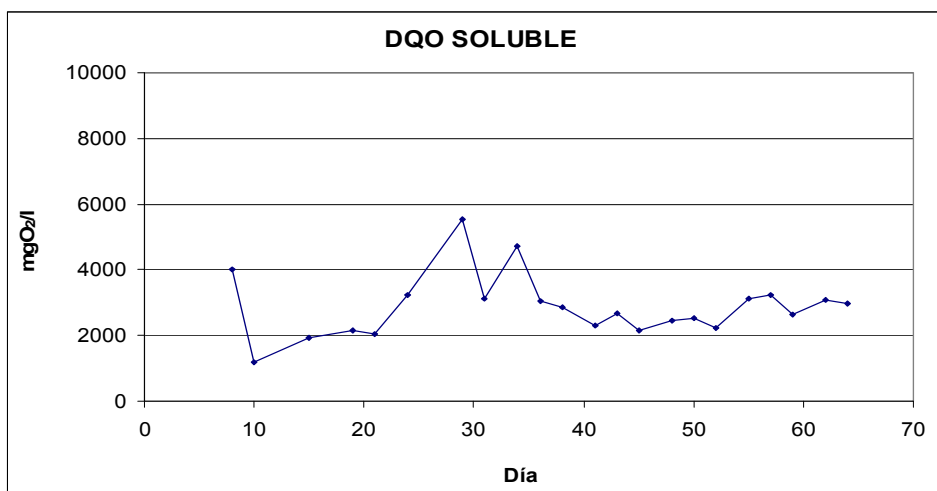


Figura 5.298. DQO soluble del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

La escala de las gráficas de la DQO y de la DQO soluble se han representado nuevamente a una escala tal que pueda apreciarse la reducción experimentada ya que la alimentación presentaba unos valores 15.062 mg/l y 9.685 mg/l para la DQO y la DQO soluble, respectivamente.

La eliminación obtenida puede observarse por medio del porcentaje de reducción de DQO de DQO soluble que se han representado en las figuras 5.299 y 5.300. En estas gráficas también se aprecia el efecto que tiene la variación de la temperatura en el reactor sobre la eficacia del proceso. La eliminación máxima alcanzada para este tiempo de residencia hidráulico está, para ambos parámetros, próxima al 80 %.

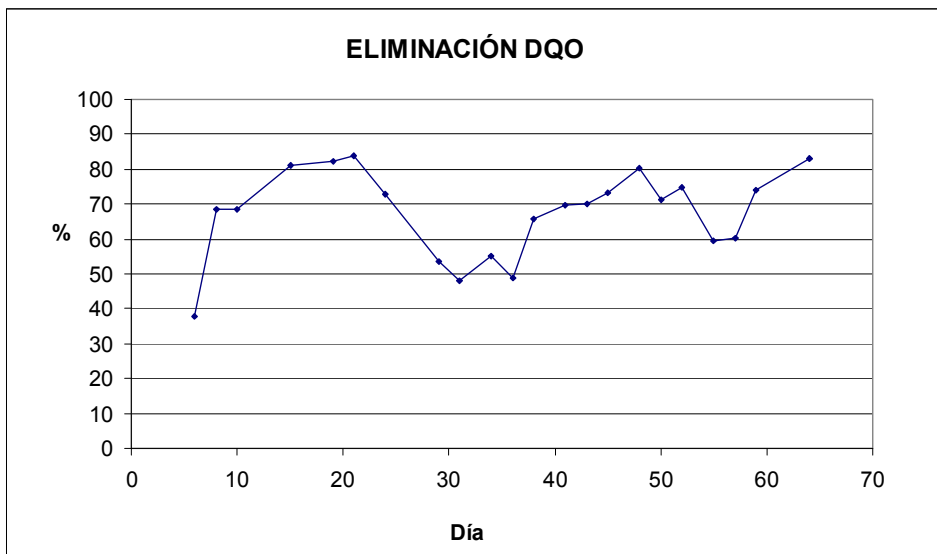


Figura 5.299. Porcentaje de DQO eliminada en función del tiempo durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

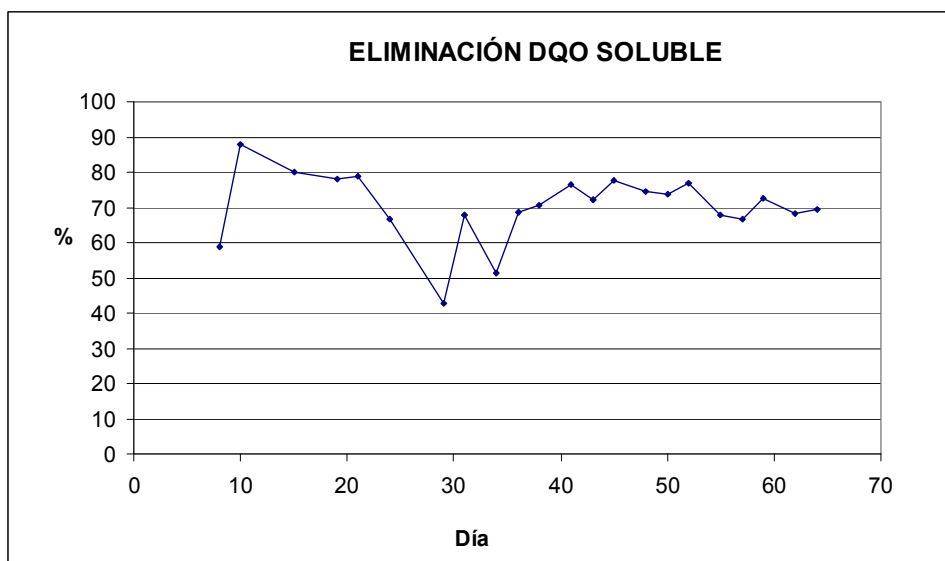


Figura 5.300. Porcentaje de DQO soluble eliminada en función del tiempo durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días



Este mismo comportamiento aparece también en el Carbono Orgánico Total que, aun acusando las variaciones en las condiciones de operación, presenta una máxima reducción del 80 %, desde 2.531 mg/l hasta 500 mg/l aproximadamente (tabla 5.142 y figura 5.301).

Tabla 5.142. Carbono orgánico total y nitrógeno ligado en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
3	1426,0	0,42	306,00	0,24
6	1363,0	0,60	381,90	0,03
8	1165,0	1,20		0,12
10	533,9	0,07	340,30	0,27
13	477,7	0,49	176,90	0,15
19	505,2	0,18	114,60	0,01
21	382,4	0,39	162,40	0,04
24	866,7	0,80	346,20	0,02
29	1358,0	0,04	466,70	0,09
31	814,2	0,14	381,40	0,10
34	999,2	0,66	364,80	0,22
36	959,8	0,81	217,30	0,09
38	685,7	0,01	245,60	0,09
41	684,0	0,23	165,20	0,16
43	511,1	0,01	167,40	0,03
45	734,8	0,28	156,50	0,06
48	1148,0	3,53	128,50	0,01

DÍA	TOC (mg/l)		TN (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
50	636,3	0,02	203,00	0,10
52	624,0	0,04	176,10	0,14
55	994,5	0,34	140,70	0,08
57	944,9	0,31	168,60	0,12
59			151,90	0,20
62			152,20	0,25
64			146,10	0,01

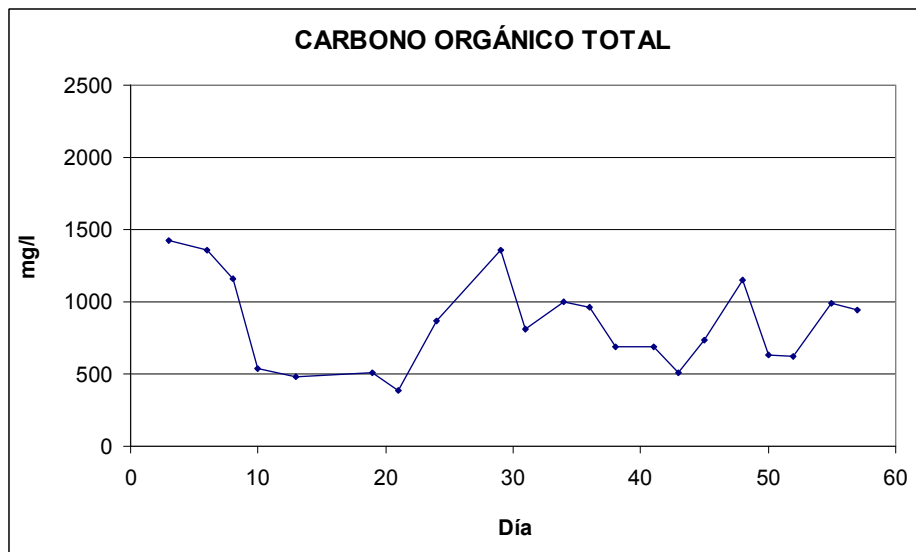


Figura 5.301. Carbono orgánico total en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

La influencia de la variación de temperatura se acusa también en nitrógeno total (tabla 5.142) que, si bien experimenta una disminución cuando la planta está estable, aumenta con las modificaciones operativas (figura 5.302).

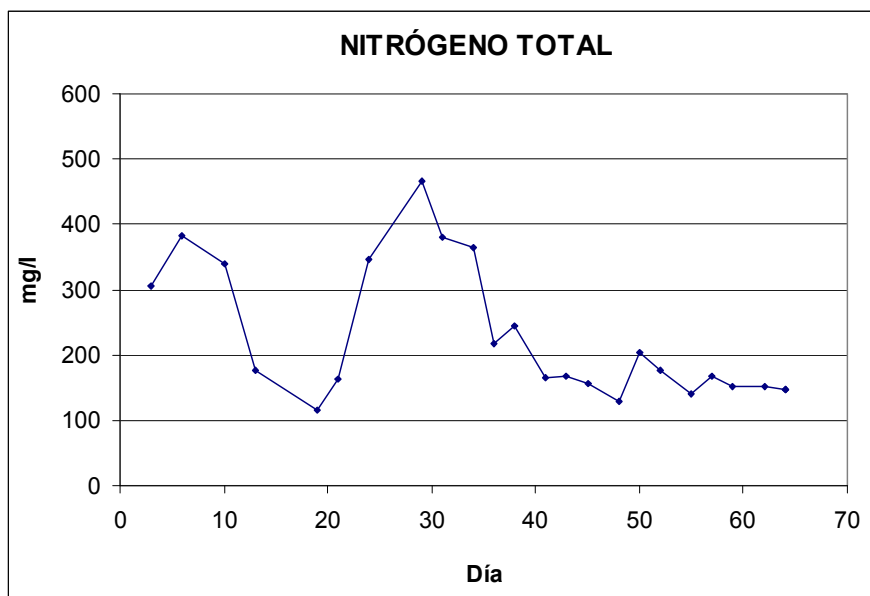


Figura 5.302. Nitrógeno total ligado en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

Esto mismo se aprecia en el nitrógeno en forma amoniacal,  $N-NH_4^+$  (tabla 5.143), que, para las condiciones óptimas, disminuye de 646,1 mg/l a unos 100 mg/l (figura 5.303).

Tabla 5.143. Contenido en amonio del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s
1	392,00	3,88
3	262,08	0,00
6	342,72	6,72
8	97,44	0,95
10	22,65	0,31
13	27,72	0,00
19	61,92	0,68
21	125,44	2,24
24	383,04	6,72
29	363,22	7,73
31	455,95	7,73
34	337,46	4,46
36	137,76	3,36
38	203,84	1,94
41	110,88	1,68
43	128,24	90,72
45	78,96	1,68
48	84,01	0,93
50	131,04	3,36
52	105,28	4,48
55	131,41	3,42

DÍA	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	$\bar{X}$	s
57	85,12	3,17
59	84,01	0,93
62	116,48	4,48
64	44,24	0,97

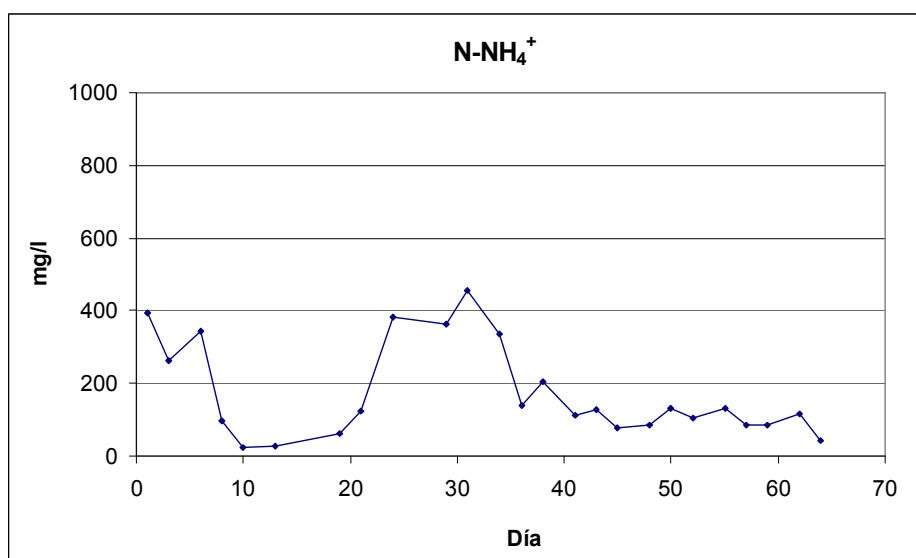


Figura 5.303. Amonio en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

Las variaciones de temperatura también se han acusado mucho en el contenido en sólidos totales del efluente (tabla 5.144) que, en las condiciones más favorables, ha pasado de un valor de 8.530 mg/l a un valor en torno a 6.500 mg/l (figura 5.2304). El efecto de esas variaciones en los sólidos totales volátiles ha estado más amortiguado

(tabla 5.144) observándose una mayor estabilidad: de 4.549 mg/l se han reducido a un valor medio de 2.380 mg/l (figura 5.221).

Tabla 5.144. Sólidos totales en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
3	8160	0	2293	0
8	8160	91	1967	0
10	8038	72	1887	0
13	8113	147	2200	72
19	7200	103	2267	0
21	5492	0	1217	38
24	5948	0	1985	0
29	6728	0	2423	36
31	6700	20	3100	200
34	6647	200	2268	120
36		75	3349	124
38		0	2320	87
41	7620	85	2220	80
43	7004	0	2202	3
45	7986	121	2405	52
48	7627	4	1913	50
50	7993	50	2007	0
52	9240	42	2679	66
55	13117	67	2967	0

DÍA	STT (mg/l)		STV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
57	13103	0	3320	64
59	10490	70	2097	10
62	10490	98	2553	31

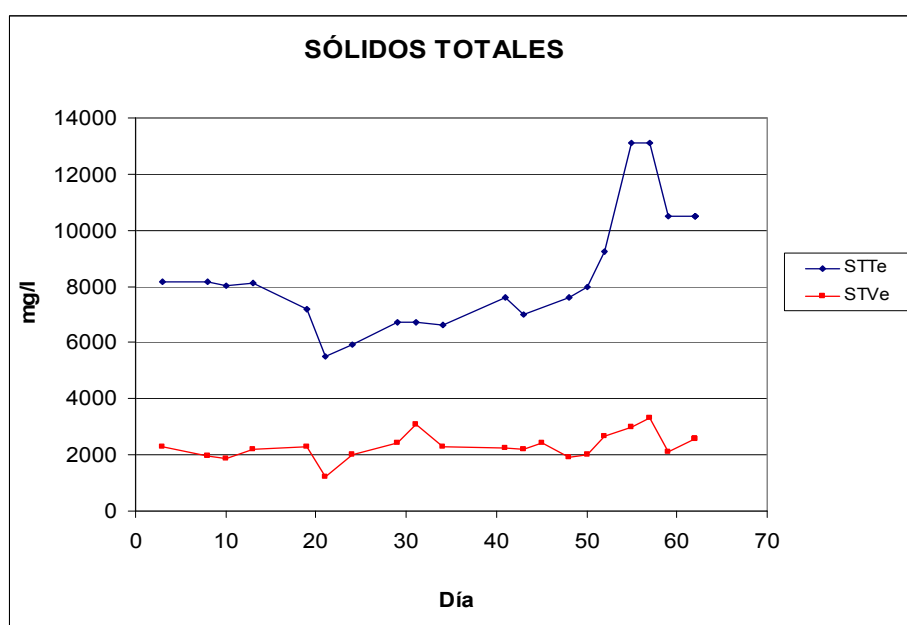


Figura 5.304. Sólidos totales totales y volátiles en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

En el caso de los sólidos en suspensión en el efluente (tabla 5.145) el efecto de las variaciones de las condiciones de operación es mucho más acusado (figura 5.305) probablemente debido a que, como consecuencia de las variaciones de temperatura, se han producido problemas de sedimentación en el decantador. No obstante, para la

temperatura de 35°C se ha observado una disminución en el contenido de sólidos en suspensión tanto totales, que han pasado de 1.620 mg/l a 800 mg/l (50 % de reducción) como volátiles que han pasado de 1.240 mg/l a 500 mg/l (60 % de reducción).

Tabla 5.145. Sólidos en suspensión en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
3	1493	223	1060	262
6			1187	131
8	1480	444	733	272
10	970	60	557	31
13	887	17	467	55
19	1147	116	803	40
21	707	67	373	32
24	947	192	647	81
29	1467	46	1087	147
31	2007	101	1767	42
34	1587	50	1253	90
36	2393	58	1533	110
38	1753	525	940	387
41	2107	790	1480	430
43	1987	151	1360	87
45	2087	599	1233	151
48	747	81	593	202



DÍA	SST(mg/l)		SSV (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
50	1113	83		
52	1673	31	720	262
55	2993	239	873	410
57	2853	1045	1647	81
59	847	533	587	31
64	1073	12	1053	201

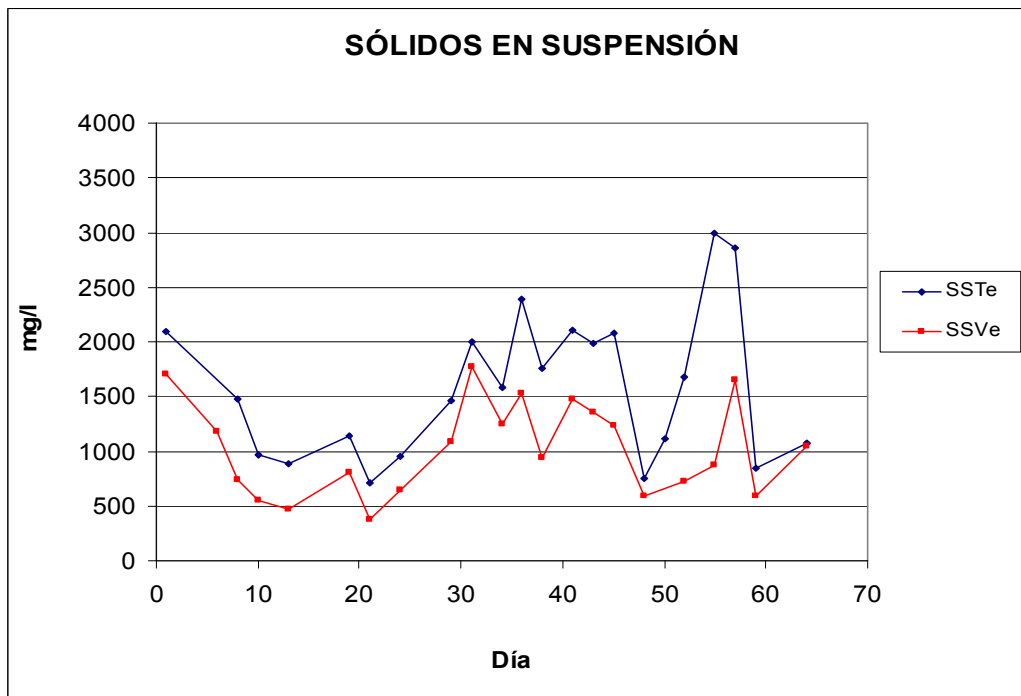


Figura 5.305. Sólidos en suspensión totales y volátiles en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

Todos estos resultados son coherentes: cuando las condiciones de operación son óptimas (35°C), se produce un incremento en la producción de biomasa que conlleva un mayor consumo de materia orgánica y nutrientes con la correspondiente reducción de los mismos en el efluente. Cuando hay una alteración en las condiciones de operación, la biomasa disminuye perjudicándose así el proceso depurativo.

Los datos obtenidos en el análisis de aniones en el efluente aparecen en la tabla 5.146.

Tabla 5.146. Aniones en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
1	1394,43	21,91	414,35	5,35
3	1427,47	29,98	463,09	14,51
6	1937,18	37,71	314,19	7,34
8	2084,67	91,28	463,60	19,56
10	1622,64	21,31	637,48	16,61
13	1374,08	45,33	845,39	27,11
19	1259,50	18,58	391,84	6,96
21	972,04	54,29	332,19	19,67
24	896,81	30,26	271,72	61,25
29	897,04	2,60	251,74	166,49
31	977,91	12,39	371,20	160,79
34	922,51	35,38	170,35	2,47
36	1488,81	13,76	369,57	21,75
38	1323,73	6,48	287,37	0,35

DÍA	Cl <sup>-</sup> (mg/l)		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
	$\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s
41	1200,07	22,91	347,75	6,50
43	1175,49	1,14	333,70	1,87
45	1438,32	12,45	385,79	4,66
48	1581,54	9,10	428,02	8,91
50	1903,81	29,16	381,52	91,09
52	1989,54	26,15	338,86	0,59
55	2700,80	3,94	436,67	13,28
57	2828,81	21,63	453,32	7,33
59	2430,52	42,04	314,77	14,19
62	2804,02	44,97	355,65	3,58
64	2656,52	20,16	324,39	8,51

Al igual que para otros tiempos de residencia hidráulicos, excepto cloruro y nitrito, no se han detectado otros aniones en el lixiviado utilizado en este estudio por lo que, como es lógico, sólo aquellos aniones han aparecido en el efluente.

En el caso del cloruro, los datos tienen un valor ligeramente superior al de la alimentación lo cual no es lógico y puede deberse a errores en la medida del parámetro (figura 5.306).

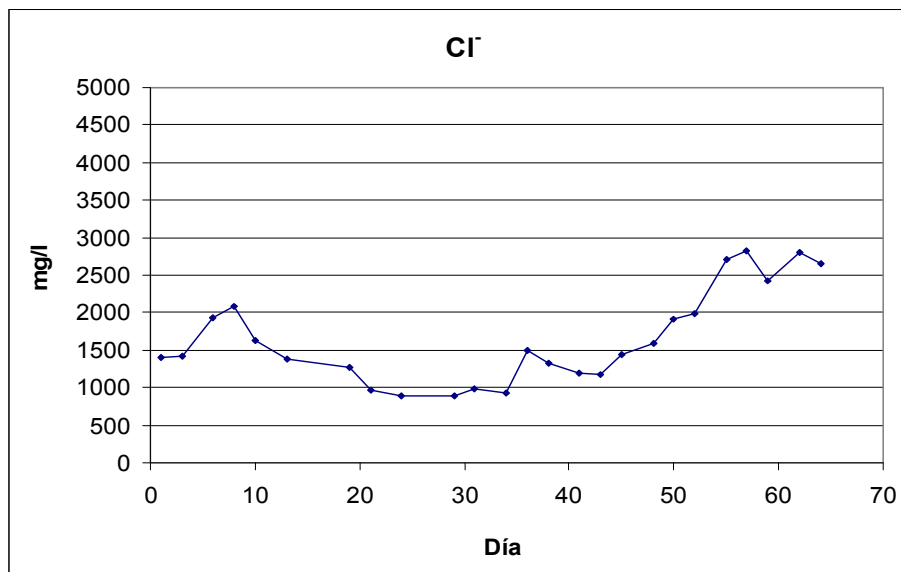


Figura 5.306. Cloruro en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

En el caso del nitrito, se observa un incremento en la concentración detectada en el efluente (figura 5.307). Al igual que se comentó anteriormente, si bien esto era lógico en el proceso anaerobio, no lo es para un proceso aerobio en el que la presencia de oxígeno provoca la transformación de nitritos en nitratos. Este aumento no es pues real sino debido, como ya se ha comentado con anterioridad, a una alteración en la medida de cromatografía iónica por la presencia de carbonatos (ver sección 4. 2.15).

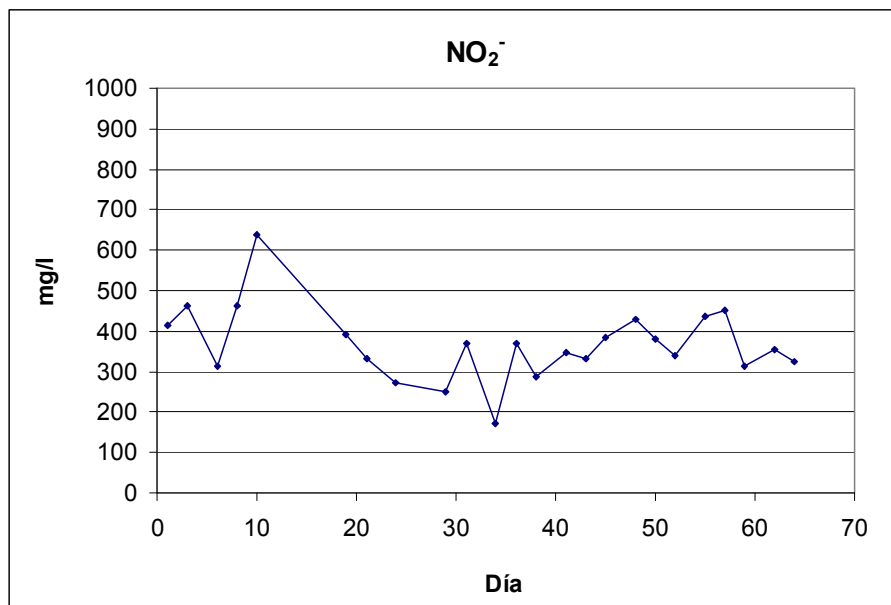


Figura 5.307. Nitrito en el efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

De igual modo, la densidad ha experimentado una cierta disminución (tabla 5.147 y figura 5.308) consecuencia de la eliminación de un elevado porcentaje de los sólidos presentes en el lixiviado.

Tabla 5.147. Densidad del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
3	991,13	4,13
6	988,43	6,41
8	985,16	2,72
10	982,12	18,22
13	981,63	0,00
19	988,46	2,56

DÍA	Densidad (g/l)	
	$\bar{x}$	s
21	990,74	0,00
24	993,67	48,24
31	977,28	0,00
34	986,79	8,74
36	985,92	1,43
38	986,58	6,35
41	987,93	10,26
43	983,70	3,89
45	984,72	10,69
48	978,57	0,00
50	986,24	0,00
52	982,55	4,54
57	975,04	5,35
59	978,27	1,00
62	989,57	0,42

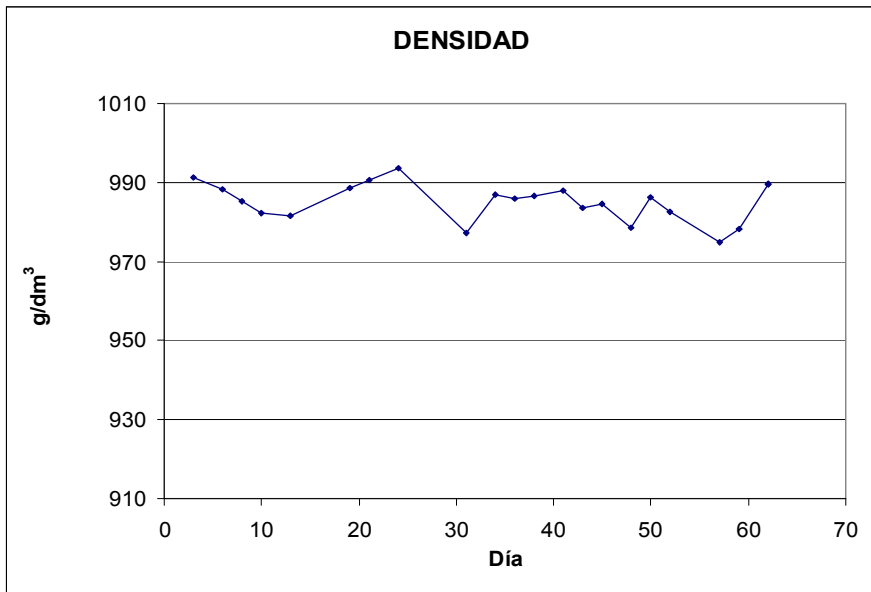


Figura 5.308. Densidad del efluente durante la experiencia aerobia para TRH = 5 días

## 5.8 CINÉTICA DEL PROCESO

A partir de los resultados obtenidos se ha procedido a realizar un estudio cinético de los mismos con el fin de determinar las ecuaciones de diseño que permitan un cambio de escala en el proceso.

Para el tratamiento cinético se va a considerar el sistema de mezcla completa utilizado que aparece esquematizado en la figura 5.309.

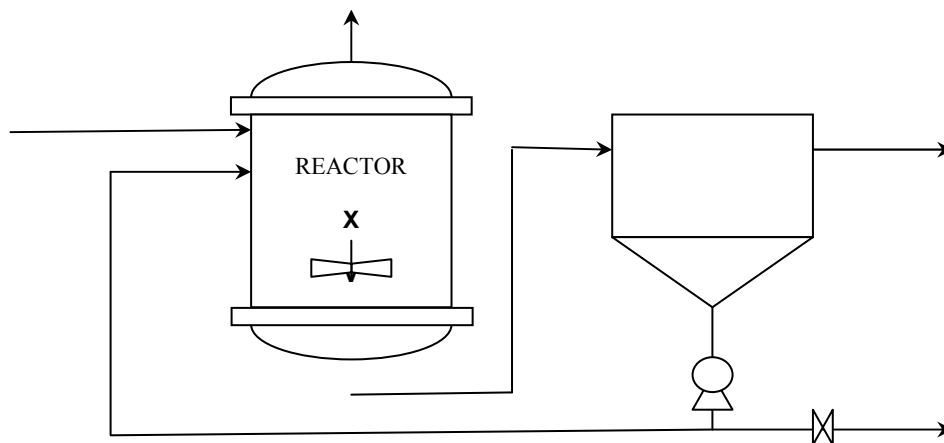


Figura 5.309. Esquema de instalación de mezcla completa.

La producción de gas, obviamente, no tendrá lugar en el proceso aerobio.

La degradación de la materia orgánica se produce únicamente en la zona de mezcla completa, determinando ésta el volumen de reacción (Metcalf y Eddy, 2000). Previamente al estudio de la cinética del proceso es preciso determinar los parámetros que condicionan las ecuaciones de diseño, para lo cual se ha realizado un balance de materia a los organismos presentes en el sistema.



El planteamiento del balance es el siguiente:

$$\left( \begin{array}{l} \text{Variación de masa} \\ \text{de microorganismos} \end{array} \right) = \left( \begin{array}{l} \text{Crecimiento por} \\ \text{síntesis celular} \end{array} \right) - \left( \begin{array}{l} \text{Muerte} \\ \text{celular} \end{array} \right) - \left( \begin{array}{l} \text{Microorganismos} \\ \text{extraídos del sistema} \end{array} \right) \quad (5.6)$$

Utilizando los parámetros reflejados en la figura 5.309 y, como en el sistema empleado, debido a que la parte inferior del decantador forma parte de la zona de mezcla completa, la concentración de microorganismos en la recirculación de lodos,  $X_r$ , es igual a la concentración de microorganismos en el reactor,  $X$ :

$$v \left( \frac{dX}{dt} \right) = \left( Y \frac{dS}{dt} - k_d X \right) V - [Q_w X + (Q - Q_w) X_e] \quad (5.7)$$

correspondiendo  $V$  al volumen del reactor,  $Q$  al caudal de alimentación,  $Q_w$  al caudal de purga de lodos y  $X_e$  a la concentración de microorganismos en el efluente.

Para un sistema continuo con recirculación, el tiempo de retención celular,  $\theta_c$ , se define (considerando que la concentración de biomasa en el reactor y en la línea de purga y recirculación son iguales) como:

$$\theta_c = \frac{V X}{Q_w X + (Q - Q_w) X_e} \quad (5.8)$$

Para un sistema bien diseñado la concentración de biomasa en el efluente es despreciable, es decir, el tiempo de retención celular es el cociente entre el volumen del reactor y el caudal de purga.

$$\theta_c \approx \frac{V}{Q_w} \quad (5.9)$$

Por otra parte, teniendo en cuenta que cuando la planta trabaja en estado pseudoestacionario, no hay prácticamente variación de biomasa con el tiempo, la combinación de las ecuaciones (5.7) y (5.8), se deduce que:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{dS / dt}{X} - k_d \quad (5.10)$$

donde la relación  $(dS/dt)/X$  es la velocidad específica de degradación,  $v$ , por lo que:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y v - k_d \quad (5.11)$$

De acuerdo con esta ecuación, las únicas variables que rigen el proceso son el tiempo de retención celular,  $\theta_c$ , y la velocidad específica de degradación,  $v$ .

Es obvio, por tanto, que para el diseño de una planta de fangos activos, será necesario conocer una de las dos variables del sistema: el tiempo de retención celular o la velocidad específica de degradación. Puesto que esta última es función de la eliminación de materia orgánica que se quiere conseguir, parece lógico que sea esa la variable fijada, lo cual hace necesario determinar la ecuación cinética que rige el proceso.

Para el estudio cinético, en cada experiencia, se ha calculado el valor de  $v$  a partir de la DQO en influente,  $S_o$ , y efluente,  $S_e$ , de la concentración de biomasa,  $X$ , y del tiempo de residencia hidráulico en la zona de mezcla completa,  $T$ , según la ecuación:

$$v = \frac{S_o - S_e}{XT} \quad (5.12)$$

En el estudio del comportamiento cinético del proceso de fangos activos se utilizan, en la mayoría de los casos, los modelos no estructurados de masa microbiana (Costa y Márquez, 1994) que son aquellos que consideran que la velocidad específica de crecimiento es sólo función del medio, es decir, una propiedad invariante del sistema microbio-sustrato. Este tipo de modelos no tiene en cuenta la estructura

interna de los microorganismos y, por tanto, la velocidad de crecimiento, sólo es función de las condiciones de operación y de la composición del medio.

La razón de utilizar este tipo de modelos está en la propia naturaleza del proceso, caracterizado por una convivencia de poblaciones que haría enormemente complicada la aplicación de modelos estructurados (que consideran la composición y fisiología de los microorganismos) o segregados que estudian las características individuales de cada especie). Por ello sólo se van a utilizar modelos no estructurados para el ajuste de los resultados experimentales obtenidos.

Dentro de estos modelos se han ensayado cinco, los desarrollados por Monod, Contois, Mc Kinney, Eckenfelder y Grau.

Monod ha planteado una ecuación cinética para sustratos simples (Monod, 1949) análoga a la enzimática de Michaelis-Menten pero para una reacción microbiana (Levenspiel, 1989):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{S_e}{k_s + S_e} \quad (5.13)$$

donde  $v_{\max}$  corresponde a la velocidad específica de degradación máxima y  $k_s$  a la constante de saturación media.

Este modelo ha sido ampliamente aplicado para justificar el comportamiento de reactores de fangos activos, especialmente en el tratamiento de sustratos simples (García, 1991; Martín, 1986; van Niekerk, 1988), aunque puede utilizarse en el caso de sustratos multicomponentes (Benefield, 1984; Vian, 1982).

Una expresión derivada de la ecuación de Monod es el modelo de Contois, que introduce una relación inversa entre la velocidad de degradación y la concentración de biomasa (Contois, 1959):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{S_e}{k_c \cdot X + S_e} \quad (5.14)$$

donde  $k_c$  es la constante de la expresión cinética.

Para Contois un aumento de la población de microorganismos puede llegar a producir un efecto de disminución de la velocidad de utilización de sustrato.

De forma análoga, Mc Kinney ha sugerido también esa relación, pero su expresión matemática ya no parte de la de Monod y es mucho más simple (Mc Kinney, 1962):

$$v = \frac{k_{mk} \cdot S_e}{X} \quad (5.15)$$

siendo  $k_{mk}$  la constante de la expresión cinética.

Eckenfelder ha propuesto un modelo de una gran sencillez en el cual la velocidad específica de degradación es directamente proporcional a la concentración de sustrato en el efluente, que es la única variable del modelo (Eckenfelder, 1966):

$$v = k_{ek} \cdot S_e \quad (5.16)$$

donde  $k_{ek}$  es un coeficiente cinético.

Tanto Mc Kinney como Eckenfelder no utilizan en sus ecuaciones matemáticas la velocidad máxima de degradación, sugiriendo una cinética de reacción química (lineal) y no bioquímica (hiperbólica) como los modelos precedentes.

Por último, una modificación de la expresión de Eckenfelder ha sido desarrollada por Grau, introduciendo una relación inversa entre la velocidad y la

concentración de sustrato en la alimentación, pero considerando la velocidad máxima de degradación como parámetro cinético (Grau *et al.*, 1975):

$$v = v_{\max} \cdot \frac{S_e}{S_0} \quad (5.17)$$

Para determinar la cinética que ajustaba más a los tratamientos llevados a cabo en el lixiviado, se ensayaron todos los modelos descritos previamente linealizados.

### 5.8.1 Cinética del tratamiento anaerobio

Los resultados obtenidos al aplicar los distintos modelos cinéticos aparecen graficados en las figura 5.310-5.314.

En ellos se puede apreciar cómo los modelos de Monod, Eckenfelder y Grau no sirven para ajustar los datos obtenidos en este proceso presentando una gran dispersión (figuras, 5.310, 5.313 y 5.314).

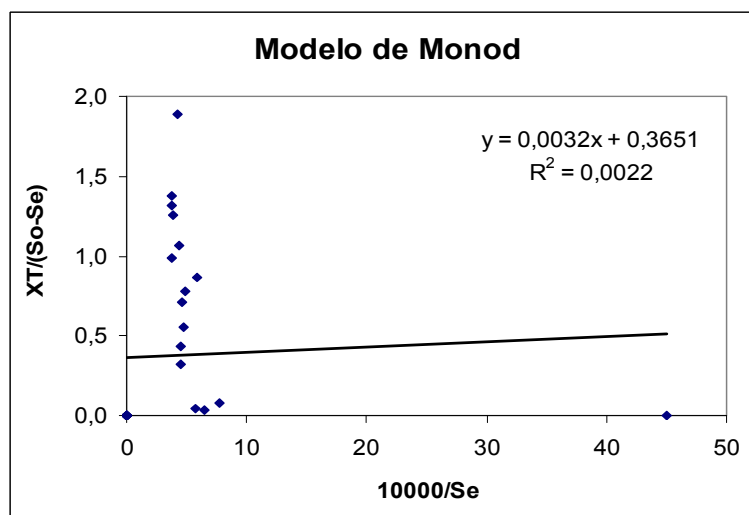


Figura 5.310. Aplicación del modelo de Monod a los datos del tratamiento anaerobio

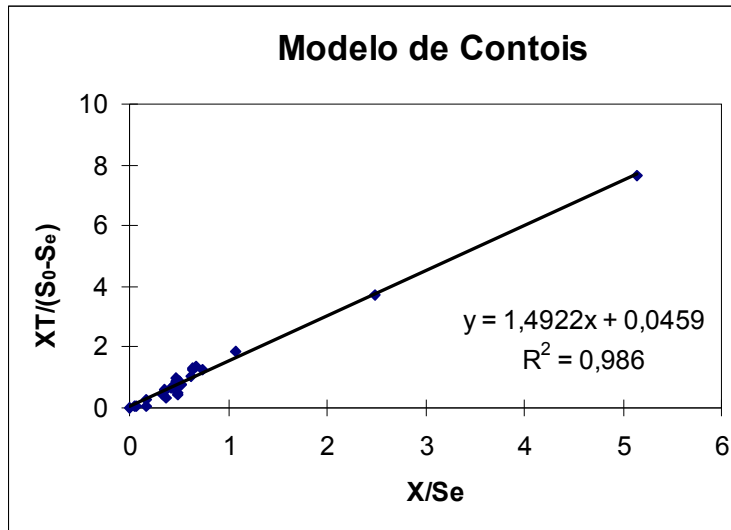


Figura 5.311. Aplicación del modelo de Contois a los datos del tratamiento anaerobio

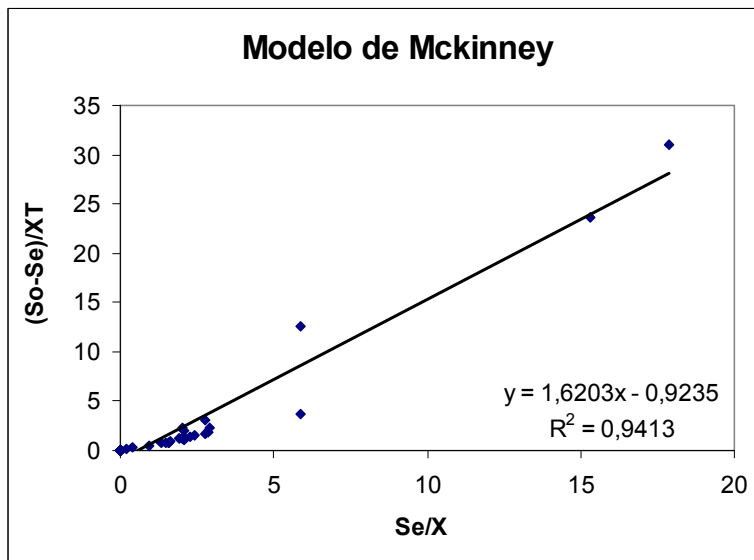


Figura 5.312. Aplicación del modelo de Mc Kinney a los datos del tratamiento anaerobio

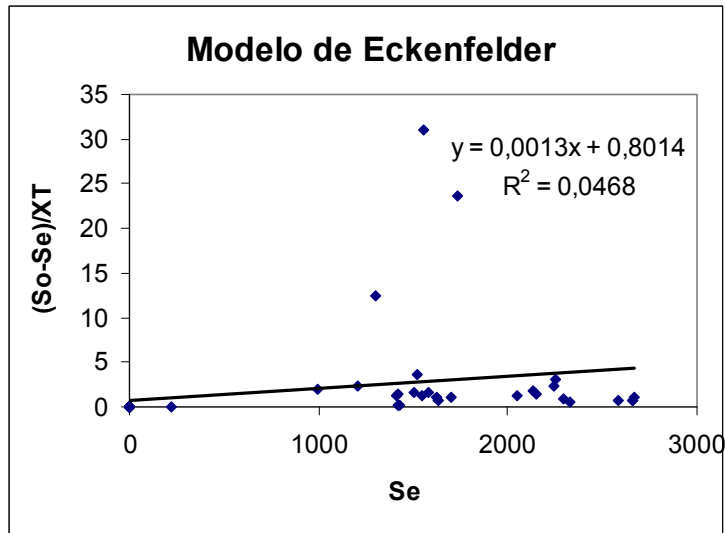


Figura 5.313. Aplicación del modelo de Eckenfelder a los datos del tratamiento anaerobio

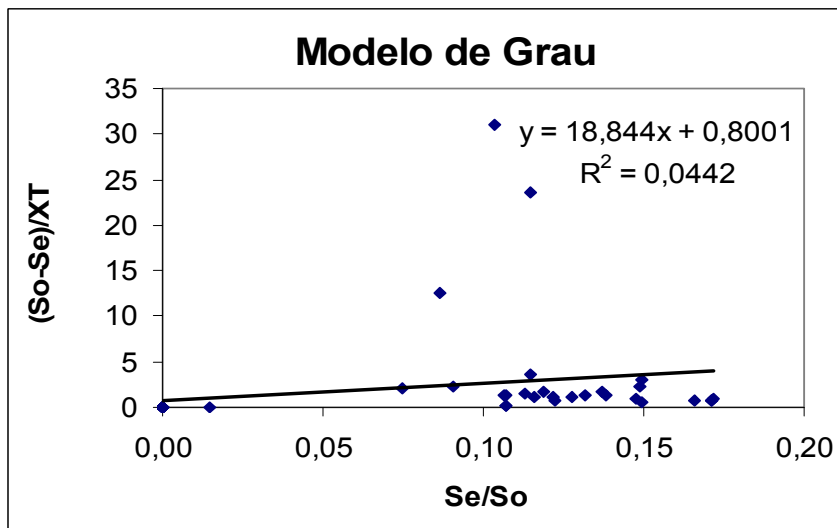


Figura 5.314. Aplicación del modelo de Grau a los datos del tratamiento anaerobio

Sí que parecen ajustar los datos los modelos de Contois y de Mc Kinney (figuras 5.311 y 5.312). Sin embargo, hay que destacar que el ajuste al modelo de Mc Kinney tampoco es aplicable ya que no se corresponde con su expresión matemática pues la ordenada en el origen obtenida no es nula (ecuación 5.14).

A partir de los resultados de la pendiente y la ordenada en el origen del ajuste del modelo de Contois (figura 5.311), se pueden determinar los valores de la velocidad específica de degradación máxima y de la constante de saturación media que han resultado ser 21,79 d<sup>-1</sup> y 32,51 mg DQO/l.

Estos valores difieren de los obtenidos por Lema *et al.* (1987) quienes calcularon una velocidad específica de degradación máxima de 2.75 d<sup>-1</sup> y una constante de 0.465 mg DQO/l para el tratamiento anaerobio de lixiviados. Esto puede deberse a que los valores de  $v_{max}$  y  $k_S$ , aun trabajando para temperaturas y tiempos de residencia hidráulicos análogos, dependen de las diferentes variables involucradas dentro del sistema de tratamiento, como el tipo de sustrato (no todos los lixiviados son iguales), el tipo de microorganismos (dado que se ha trabajado con inóculo espontáneo, los microorganismos desarrollados en este trabajo son los más adecuados para el lixiviado utilizado y, por tanto, no tienen por qué coincidir con los existentes en el trabajo de otros investigadores), la carga adicionada (en los estudios previos realizados se observó como distintos lixiviados pueden tener diferente concentración de materia orgánica) y el tipo de reactor (en este trabajo se ha utilizado un único reactor mientras que en el otro se han utilizado cuatro reactores en serie), entre otros.

Los valores de la velocidad específica de degradación máxima y de la constante cinética sí que se encuentran, sin embargo, dentro del intervalo de valores obtenidos en tratamientos anaerobios de varios sustratos, llevados a cabo en condiciones mesofílicas, y con varios tipos de cultivo (individuales o mixtos). Este intervalo está entre 4 y 30 d<sup>-1</sup> para la velocidad máxima y entre 11 y 500 mg DQO/l para la constante (Vavilin y Lokshina, 1996).



### 5.8.2 Cinética del tratamiento anaerobio

Los resultados obtenidos al aplicar los distintos modelos cinéticos aparecen graficados en las figura 5.315-5.319.

En ellos se puede apreciar cómo los modelos de Monod, Eckenfelder y Grau tampoco sirven para ajustar los datos obtenidos en este proceso presentando una gran dispersión (figuras, 5.315, 5.317 y 5.319).

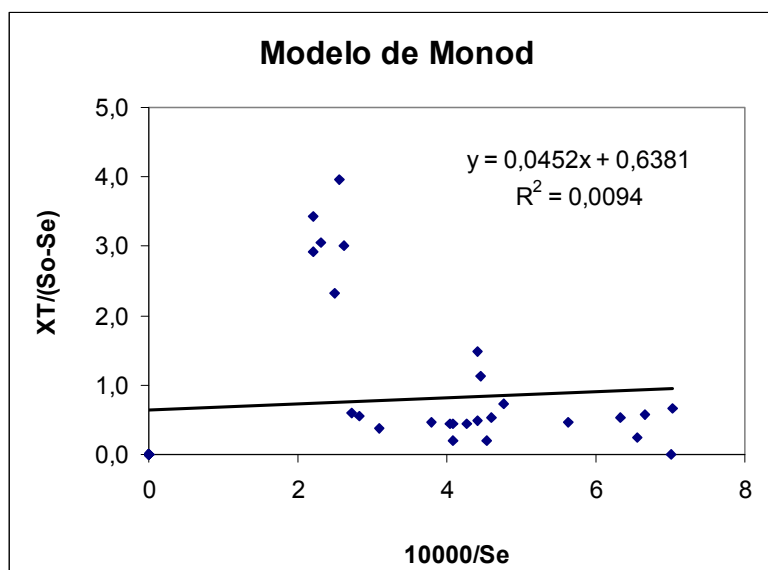


Figura 5.315. Aplicación del modelo de Monod a los datos del tratamiento aerobio

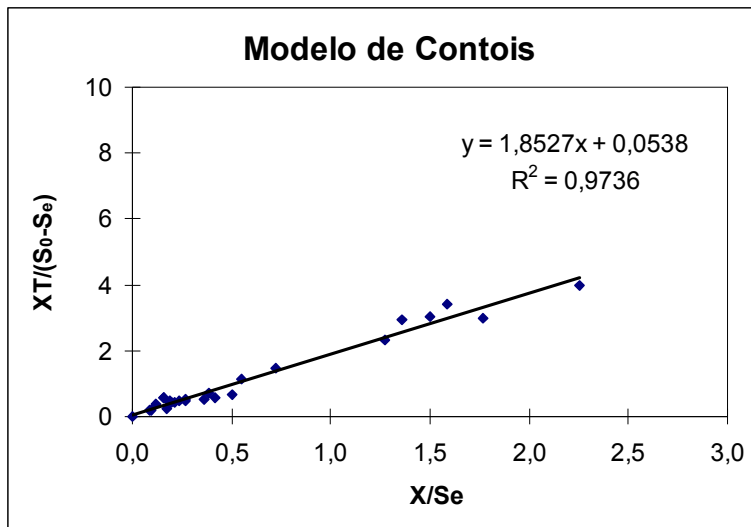


Figura 5.316. Aplicación del modelo de Contois a los datos del tratamiento aerobio

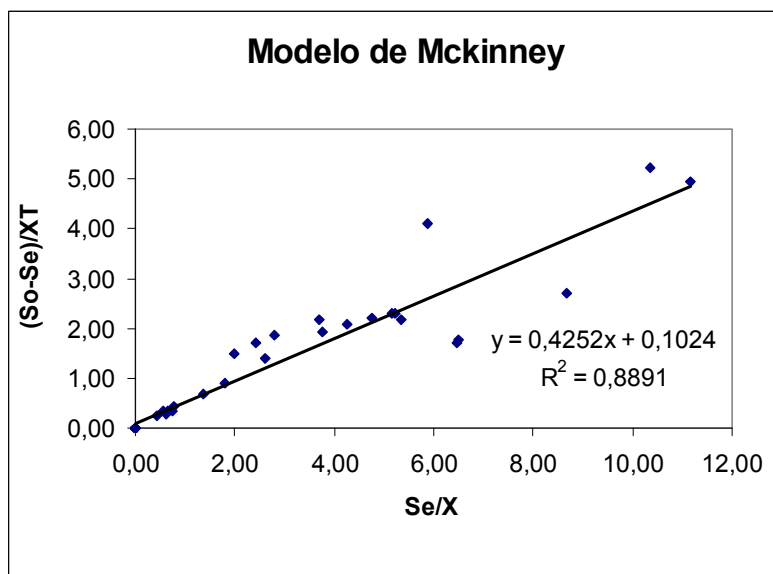


Figura 5.317. Aplicación del modelo de Mc Kinney a los datos del tratamiento aerobio

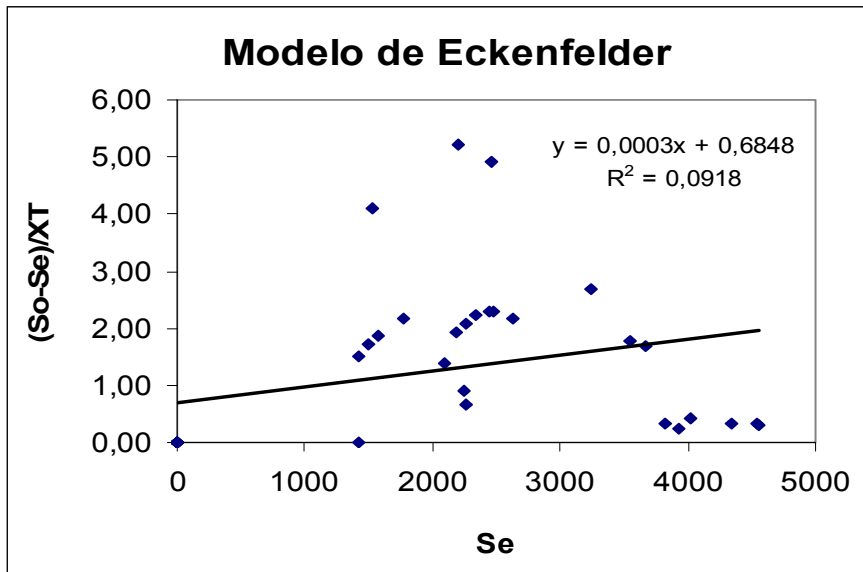


Figura 5.318. Aplicación del modelo de Eckenfelder a los datos del tratamiento aerobio

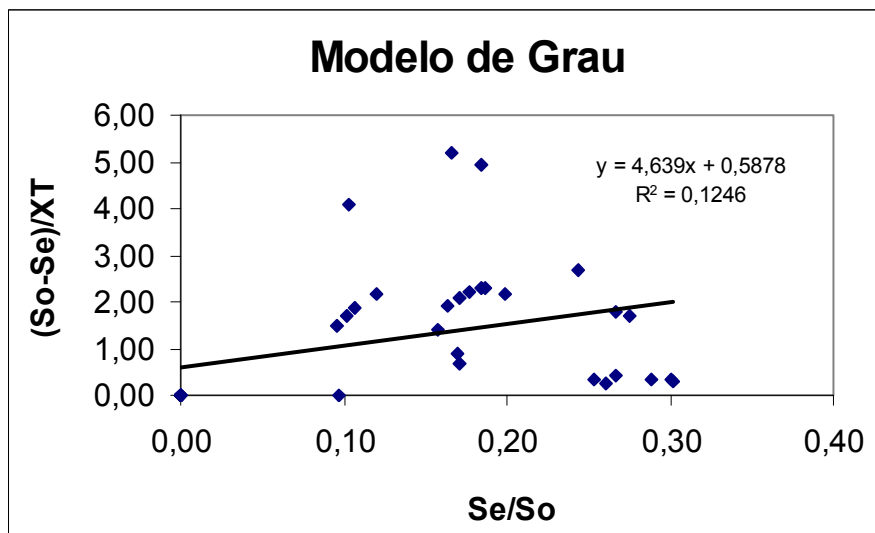


Figura 5.319. Aplicación del modelo de Grau a los datos del tratamiento aerobio.

Sin embargo, nuevamente, los datos parecen ajustarse a los modelos de Contois y Eckenfelder pero, en el caso de éste último, aparece en el ajuste un valor para la ordenada en el origen que no se corresponde con la expresión matemática del modelo. Por tanto, los datos experimentales del tratamiento aerobio sólo pueden ajustarse mediante la ecuación de Contois.

La pendiente y la ordenada en el origen del ajuste de ese modelo (figura 5.316), permiten determinar para la velocidad específica de degradación máxima un valor de  $18,59 \text{ d}^{-1}$  y para la constante de saturación media un valor de  $34,44 \text{ mg DQO/l}$ .

Comparando los valores de estos parámetros para el proceso aerobio y anaerobio, se puede apreciar que las constantes son aproximadamente iguales mientras que la velocidad del tratamiento aerobio es inferior a la del tratamiento anaerobio lo que es lógico dada la inferior degradación de la materia orgánica observada en este tipo de proceso. Además, la relación entre ambas velocidades es la misma que la relación existente entre los rendimientos obtenidos, lo que confirma la validez de los parámetros cinéticos calculados.

El hecho de que los datos experimentales no ajusten al modelo de Eckenfelder es, posiblemente, debido a que, a diferencia del modelo de Contois, aquél presenta una cinética de orden uno, mientras que éste tiene hábito hiperbólico, característico de toda reacción bioquímica (De María, 1981). Esto está justificado por el hecho de que los modelos lineales solamente son aplicables en un estrecho margen de concentración de sustrato, en el cual se hacen coincidentes con los modelos bioquímicos. Para una concentración de sustrato más elevada no predicen el efecto de “saturación por sustrato” (Vavilin, 1982) que supone alcanzar un orden cero de reacción como consecuencia de que el número de microorganismos y, por tanto, la velocidad de reacción, no pueden aumentar más debido a la necesidad de espacio vital.

## 5.9 PODER GERMINATIVO

A la hora de realizar un estudio exhaustivo sobre los efectos de la incorporación de enmiendas o productos como los lixiviados al suelo, en particular cuando están basados en la materia orgánica contenida en residuos, puede no ser suficiente con estudiar sus características como contenidos en metales pesados presentes en ellos, macro y micronutrientes y su potencial movilidad una vez introducidos el suelo, sino que puede ser interesante la realización de determinados ensayos de fitotoxicidad que ayuden a comprender mejor el comportamiento de estos residuos orgánicos tras el desarrollo de la enmienda.

Debido a la naturaleza de los lixiviados, éstos pueden presentar además de metales pesados y otros elementos de interés, sustancias fitotóxicas como amonio, compuestos orgánicos de bajo peso molecular y/o elevados contenidos en sales (García *et al.*, 1996) que pueden provocar que los efectos positivos que presentan los lixiviados desde el punto de vista agrícola (cierto contenido en materia orgánica y nutrientes) queden enmascarados por los negativos, no siendo aconsejable la adición de estos materiales al suelo, o al menos quedando limitado su empleo en términos de cantidad y frecuencia de aplicación (Ayuso, 1995, Ayuso *et al.*, 1992, 1996).

Uno de los ensayos de fitotoxicidad que se utiliza con más frecuencia para valorar posibles efectos negativos, derivados de la aplicación al suelo de los distintos residuos orgánicos, es el ensayo del efecto de los lixiviados acuosos de estos materiales sobre la germinación de semillas. Este aspecto puede ser de aplicación directa a los lixiviados de los centros de tratamiento de residuos, considerando a dichos lixiviados como “el extracto resultante de la bioxidación de un residuo orgánico mediante procesos como el compostaje”. Con este ensayo se puede detectar pues si existen en el lixiviado del CTR compuestos inorgánicos u orgánicos capaces de actuar como un fitotóxicos.

Las plantas presentan una alta sensibilidad a sustancias tóxicas, y esto hace que se utilicen con frecuencia como bioindicadores de la contaminación. Es por eso por lo que los tests de fitotoxicidad están ganando en interés a la hora de evaluar una posible contaminación. Los principales parámetros que determinan el nivel de fitotoxicidad son la inhibición sobre la germinación de semillas, elongación de la raíz y crecimiento de la plántula (Keeling *et al.*, 1977). En este trabajo se han determinado los dos primeros.

Para la realización de los bioensayos se eligieron semillas de cebada (*Hordeum vulgare L.*) y de césped (*Lolium perenne*). Las semillas de césped ofrecen una respuesta rápida en ensayos de germinación, mostrando además una elevada sensibilidad a concentraciones bajas de sales y sustancias de naturaleza fitotóxica (Zucconi *et al.*, 1985). Las semillas de cebada presentan la ventaja de su fácil manejo y rápido crecimiento y son resistentes a algunos factores como la salinidad; éstas se emplearon con el fin de desarrollar un ensayo de germinación complementario sobre una especie vegetal diferente y confirmar o no los efectos que tienen los lixiviados estudiados sobre la germinación. Ambos tipos de semillas han sido ampliamente utilizados en ensayos de germinación de distintos materiales orgánicos (Ayuso, 1995; Ros, 2000; Watanabe *et al.*, 2002; Zmora-Nahum *et al.*, 2005).

De cada una de las muestras a analizar, se utilizó una alícuota que fue necesario diluir antes del ensayo, debido a su elevada concentración directa en sales. Por este motivo, en este estudio se utilizaron precisamente las semillas de cebada, ya que son más resistentes a la salinidad que las de césped. Pero hay que tener presente que, cuando se diluye, no sólo se evita la salinidad sino que también se reducen, en alguna medida, los efectos beneficiosos que el lixiviado puede incorporar. El método de análisis seguido aparece detallado en la sección 4.4. Análisis del poder germinativo del capítulo 4. Métodos de Análisis.

Para llevar a cabo el estudio se determinó el poder germinativo de una muestra de lixiviado de la balsa de compostaje procedente del CTR de Zamora, así como tres muestras tomadas del reactor a lo largo del proceso de digestión: una se tomó al inicio del proceso cuando había más materia orgánica, otra hacia la mitad del proceso cuando la materia orgánica había disminuido y una tercera y última al final cuando el contenido de materia orgánica se había reducido al máximo. Para cada una de las muestras se determinaron además pH, conductividad, metales pesados, carbono orgánico total y extraíble, nitrógeno Kjeldahl y nitrógeno amoniacal todo ello de acuerdo con los métodos de análisis indicados en la sección 4.4.

Asimismo se realizaron idénticos análisis en un abono líquido comercial marca COMPO a fin de comparar los resultados.

Para reducir el tamaño de las tablas, dado el gran número de datos que hay que incluir, se han denominado del siguiente modo las muestras:

**L1:** Lixiviado de la balsa de compostaje procedente del CTR de Zamora

**L2:** Abono líquido comercial marca COMPO

**D1:** Muestra tomada en el reactor al principio del proceso anaerobio

**D2:** Muestra tomada en el reactor al principio del proceso aerobio

**D3:** Muestra tomada en el reactor hacia la mitad del proceso anaerobio

**D4:** Muestra tomada en el reactor hacia la mitad del proceso aerobio

**D5:** Muestra tomada en el reactor al final del proceso anaerobio

**D6:** Muestra tomada en el reactor al final del proceso aerobio

### 5.9.1 Lixiviado y abono comercial

Los datos correspondientes a las caracterizaciones del lixiviado y del abono comercial aparecen en las tablas 5.148-5151.

Los análisis relativos a la determinación del pH (tabla 5.148) muestran unos valores de dicho parámetro, en ambos casos, dentro de un rango cercano al neutro. Dichos valores de pH no suponen ninguna restricción para un posible uso de los lixiviados mediante su reciclado en el suelo (por ejemplo, vía agricultura).

Los datos obtenidos para la conductividad eléctrica (Tabla 5.148), indicativos del contenido total en sales de la muestra, parecen indicar que tanto el abono comercial escogido y el lixiviado son ricos en sales, lo cual puede ser un aspecto negativo para su utilización en el suelo ya que un contenido elevado en sales puede afectar a algunos tipos de plantas sembradas en ese suelo, así como contribuir a una salinización del mencionado suelo, con su efecto adverso sobre aguas subterráneas o sobre poblaciones microbianas.

Tabla 5.148. Valores de pH y Conductividad Eléctrica en el lixiviado y en el abono comercial.

Muestra	pH	CE (mS/cm)
L1	6.98	8,04
L2	7,01	6,67

El contenido en materia orgánica, carbono orgánico total y carbono extraíble (tabla 5.149), si bien es superior en el abono comercial, muestra claramente que lo que principalmente presenta un lixiviado del tipo analizado es carbono orgánico disuelto en agua. A la hora de pretender reciclar este tipo de productos en el suelo,



este hecho debe considerarse inequívocamente positivo, ya que gran parte de los suelos están faltos precisamente de carbono orgánico (materia orgánica), y su adición al suelo es uno de los elementos que beneficia la fertilidad y productividad de los suelos donde se adiciona.

Tabla 5.149. Carbono orgánico total y extraíble en el lixiviado y en el abono comercial.

<b>Muestra</b>	<b>Carbono Orgánico Total (mg/l)</b>	<b>C Extraíble (C de sustancias húmicas) (mg/l)</b>
L1	1900	450
L2	6.800	3400

Como hecho también positivo cara al empleo en agricultura de lixiviados, hay que señalar su contenido en algunos macronutrientes, como el nitrógeno (tabla 5.150) y el potasio (tabla 5.151) aunque, al igual que en el caso del carbono, sea superior en el abono comercial.

Tabla 5.150. Análisis del Nitrógeno en el lixiviado y en el abono comercial

<b>Muestra</b>	<b>N<sub>Kjeldahl</sub> (mg/l)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/l)</b>
L1	1100	650
L2	5800	4000

Los metales pesados (tabla 5.151), por el contrario, no parecen problemáticos en el lixiviado aunque sí pudieran serlo en el abono comercial ya que éste presenta concentraciones bastante considerables de Cd, Cr, Cu, N, Pb y Zn. En cualquiera de los casos, ninguno de los dos productos contraviene la normativa vigente en relación con el contenido en metales (Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes, BOE núm. 171 de 19/7/2005).

Tabla 5.151. Elementos metálicos en el lixiviado y en el abono comercial

Muestra	Cd (mg/l)	Cr <sub>total</sub> (mg/l)	Cr <sub>hexavalene</sub> (mg/l)	Cu (mg/l)	Ni (mg/l)	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	K (mg/l)	Hg (mg/l)
L1	0,01	0,07	<0,01	<0,01	0,05	0,02	0,50	640	<0,01
L2	0,14	0,21	0,02	33,02	0,46	0,12	41,7	4900	<0,01

En los ensayos de fitotoxicidad (tabla 5.154-5.155) se puede observar que, la germinación de semillas, en el caso de la cebada que es bastante resistente a la salinidad, no se ve afectada en absoluto sea cual sea la dilución ensayada en el caso del lixiviado (tablas 5.154). Sin embargo, para el abono comercial, se detecta que, para dosis concentradas, existe una inhibición sobre la germinación de semillas, que va disminuyendo al aumentar la dilución (tablas 5.155). Esto puede deberse a la gran cantidad de nitrógeno y de amonio del abono, que puede afectar a la mencionada germinación.

Por el contrario, si se trata de semillas de césped, mucho más sensibles a la salinidad, cuando la concentración de muestra ensayada es la más elevada (1/10), parece apreciarse una leve caída en la germinación de las mismas, si bien este hecho es muy poco significativo. Lo que sí es apreciable nuevamente es inhibición provocada por el abono comercial sobre la germinación de las semillas.

Cuando se consideran Índices de Germinación en su conjunto (donde interviene no sólo el número de semillas que han germinado, sino también la longitud de las raíces de esas semillas), los datos obtenidos son positivos en todos los casos para el lixiviado, independientemente de la dilución empleada. Esto confirma la posible existencia de compuestos con alguna capacidad fitohormonal dentro de los lixiviados, los cuales pueden llegar a ejercer un efecto positivo sobre las raíces de ciertas plantas, en las primeras etapas de crecimiento de las mismas. Por el contrario, cuando se observa el índice de germinación del abono comercial, se aprecia una clara disminución frente al control, detectando por tanto la existencia de sustancias fitotóxicas. Como se indicó antes, podrían ser compuestos nitrogenados en exceso aunque también la salinidad podría influir negativamente en el desarrollo vegetal.

Hay que señalar que las diluciones que se ensayan, diluyen tanto el efecto negativo que pueda tener un lixiviado, como el efecto positivo. Posiblemente, si los lixiviados se esparciesen directamente en suelo (reciclarlos en el suelo), su efecto pudiese ser más relevante. Además, no se puede obviar que los lixiviados pueden tener un efecto de incremento de poblaciones microbianas del suelo.

Tabla 5.152. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del lixiviado

MUESTRA L1	placa/replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	2,5	3,5	3	2	2,5	3,5	2,5	2	1	1	2	-	-	-	-	11	100,0	2,3	118,6	100,0
	2	2	1	2	1,5	1	1,5	1,5	2	2	1	1	1,5	1	-	-	13	100,0	1,5	74,8	
	3	1,5	2	2	3	2,5	1,5	2	1	1,5	1,5	1,5	1	2	1,5	2	15	100,0	1,8	90,4	
	4	2	3,5	3	4	1,5	2,5	5	4	1,5	1	1	1	2	-	-	13	100,0	2,5	125,9	
	5	2	1,5	2	2	2	2	2	1	1,5	1,5	2	1	2,5	1,5	2,5	15	100,0	1,8	90,4	
Ext. 1/10	1	3	3	3	2,5	3	2	2	3,5	3	3	3	2	1	-	-	13	100,0	2,6	133,8	128,3
	2	4,5	7	2	1	2	2	5,5	2	3,5	4,5	2,5	2	1	-	-	13	100,0	3,0	155,4	
	3	2,5	2,5	2	6	1	3	4	1	2,5	3,5	2,5	3	1	-	-	13	100,0	2,7	135,8	
	4	2	1	3	3	4	3	3	1	4	1,5	1,5	-	-	-	-	11	84,6	2,3	100,3	
	5	3	2	2,5	3	1	2	2	4	3,5	2	2,5	2	2	-	-	12	92,3	2,5	116,1	
Ext. 1/50	1	2,5	2,5	1,5	3	3	3	2,5	3,5	1	1	3	2,5	-	-	-	12	92,3	2,4	114,1	120,8
	2	4,5	2	3,5	3,5	3,5	2	1	3	2,5	1,5	-	-	-	-	-	10	76,9	2,7	106,2	
	3	2	2	3	3	2	1,5	4	3	2	2	2,5	3	-	-	-	12	92,3	2,5	118,0	
	4	4	3,5	3	3	4,5	3,5	2	2	2	2,5	2	-	-	-	-	11	84,6	2,9	125,9	
	5	2	4	4	3	2	2	4,5	2,5	4,5	1	3	3	3	-	-	12	92,3	3,0	139,7	
Ext. 1/100	1	2	4,5	2,5	3,5	3	3	3,5	2,5	2,5	3	3	1	2	-	-	13	100,0	2,8	141,7	121,2
	2	3,5	3	3	4	2,5	1,5	2	5	2	-	-	-	-	-	-	9	69,2	2,9	104,3	
	3	3	3	3	2	3,5	3	3	2	3	1	-	-	-	-	-	10	76,9	2,7	104,3	
	4	4	2	3,5	2	3	4	3	3	1	2,5	2,5	3	1,5	-	-	13	100,0	2,7	137,7	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.153. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del abono comercial

MUESTRA L2	placa/replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	2,5	2,5	2	3,5	2	4	3	2,5	2	2	1	1	0,5	-	-	13	96,3	2,2	88,6	100,7
	2	2	2,5	1,5	2,5	2,5	3	2	3,5	2,5	2	2,5	2,5	2	1	-	14	103,7	2,3	99,5	
	3	3	2	2	3	2,5	2,5	1,5	2	2	2	1,5	1,5	3	1,5	-	14	103,7	2,1	93,3	
	4	2,5	2,5	2,5	2,5	3	3	3	2	3	2,5	4	1	3	2	-	13	96,3	2,6	104,2	
	5	2,5	2,5	4	1,5	3,5	2,5	2,5	4	3	2,5	2,5	1,5	2,5	3	2,5	14	103,7	2,7	118,1	
Ext. 1/10	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ext. 1/50	1	1	1,5	1,5	1	1,5	2	1,5	1	1,5	2	-	-	-	-	-	10	74,1	1,5	45,1	42,0
	2	1	1	1,5	1,5	1	1	1	2	1,5	1	-	-	-	-	-	10	74,1	1,3	38,9	
	3	1,5	2	1,5	2	1	1	0,5	0,5	0,5	1	-	-	-	-	-	10	74,1	1,2	35,8	
	4	1,5	1,5	1	1,5	0,5	1	2	2	2	2	1,5	1	-	-	-	12	88,9	1,5	54,4	
	5	1	1	1,5	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	11	81,5	1,0	35,8	
Ext. 1/100	1	2	1	2,5	1,5	2	3	2,5	1,5	1	1,5	1	-	-	-	-	11	81,5	1,9	65,1	72,1
	2	1	0,5	0,5	0,5	1	1,5	1	0,5	2,5	2	2	-	-	-	-	11	86,7	2,0	73,7	
	3	0,5	1,5	1,5	1	2,5	1	1	2	2	2,5	0,5	2,5	-	-	-	12	88,9	2,0	65,8	
	4	1	2	3	1	1	3	1,5	1	1	0,5	1,5	2	1	2	-	14	103,7	1,9	65,1	
	5	1,5	2,5	1,5	2,5	2,5	2	2,5	2,5	1,5	2,5	2,5	2	2	1	-	13	81,5	1,9	76,0	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: índice de germinación.

Tabla 5.154. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones del lixiviado

MUESTRA LI	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	6,5	9	7	6	5,5	7	5	8	4	2,5	10	100,0	6,1	103,9	100,0
	2	5	7	5	5,5	4,5	4,5	6	6,5	5	5	10	100,0	5,4	92,7	
	3	6,5	8	8	7	5,5	6	6	6	-	-	8	100,0	6,6	113,8	
	4	6,5	5	6	7,5	6	4,5	4	6,5	5	5	9	100,0	5,7	97,3	
	5	6,5	8,5	4,5	3,5	5,5	5,5	4	5	-	-	8	100,0	5,4	92,3	
Ext. 1/10	1	9	9	6,5	7,5	12	9	-	-	-	-	6	64,9	8,8	98,4	107,1
	2	9	10	9,5	10	4,5	-	-	-	-	-	5	54,1	8,6	79,8	
	3	7,5	9,5	10,5	9	8,5	9	10	9	4	-	9	97,3	8,6	142,9	
	4	10	9	5,5	7,5	7,5	7	-	-	-	-	6	64,9	7,8	86,3	
	5	9,5	9	7,5	7	8	7	11	10	-	-	8	86,5	8,6	128,1	
Ext. 1/50	1	6,5	8,5	9	8	9,5	7,5	10	2,5	-	-	8	86,5	7,7	114,2	127,7
	2	8,5	6,5	8,5	6	8	8,5	6,5	6	4	-	9	97,3	6,9	116,0	
	3	6	9	6,5	8	8,5	7,5	9	9,5	7	9	10	108,1	8,0	148,5	
	4	5	7	9,5	9	10	10	9,5	9,5	10	10	10	108,1	8,3	153,2	
	5	10	10	7,5	10	8,5	6,5	2,5	2,5	-	-	8	86,5	7,2	106,7	
Ext. 1/100	1	8	10	11	10	8,5	7	5	-	-	-	7	75,7	8,5	110,5	150,2
	2	10,5	9,5	10	9,5	8	10	7	8,5	9,5	2,5	10	108,1	8,5	157,8	
	3	9,5	11	11	10	7	10	8	9	8	8	10	108,1	9,2	169,9	
	4	7,5	10,5	11	10	11	8	9,5	4,5	6,5	-	9	97,3	8,7	145,7	
	5	12	9	9	9	9	9,5	6	9	11,5	6	10	108,1	9,0	167,1	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.155. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones de abono comercial

MUESTRA L2	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Nº Sg*	%SG	L <sub>MR</sub>	IG	media IG
control	1	3,5	6	4,5	5,5	5,5	6	4	3			8	102,6	4,8	93,0	100,0
	2	6,5	3,5	3,5	5	6	2,5	3,5	3			8	102,6	4,2	82,0	
	3	6	6	6	5,5	6	9	7,5				7	89,7	6,6	112,6	
	4	6,5	5,5	6	7	7	4,5	2,5	5			8	102,6	5,5	107,7	
	5	6	5,5	4,5	4,5	5,5	5,5	6	4			8	102,6	5,2	101,6	
Ext. 1/10	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ext. 1/50	1	4	4	3,5	2	-	-	-	-	-	-	4	51,3	3,4	33,0	50,7
	2	4	4,5	4	3,5	2	3	3	2			8	102,6	3,3	63,6	
	3	3,5	3	2,5	3,5	3,5	4,5	3	-			7	89,7	3,4	57,5	
	4	2	1,5	1	1,5	2	1	2,5	1			8	102,6	1,6	30,6	
	5	2,5	3	5	3,5	5	4,5	2	2,5			8	102,6	3,5	68,5	
Ext. 1/100	1	4	5	4,5	2,5	3,5	3	6,5	3			8	102,6	4,0	78,3	75,9
	2	3,5	5	3	4	2	1,5	1,5	-			7	89,7	2,9	50,2	
	3	5	5	4	3	5,5	2,5	-	-			6	76,9	4,2	61,2	
	4	3,5	4	5	5	4,5	6	4	-			7	89,7	4,6	78,3	
	5	5	7	6	7	6,5	5,5	5	3,5			8	102,6	5,7	111,3	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

### 5.9.2 Tratamiento anaerobio

Los datos correspondientes a las caracterizaciones de las muestras procedentes del tratamiento anaerobio aparecen en las tablas 5.156-5.159.

Los valores determinados de pH (tabla 5.156) muestran unos valores de dicho parámetro para todas las muestras, entre 7 y 8, es decir, dentro del rango neutro-básico. Al inicio del proceso, la muestra (D1) tiene como es lógico, un pH similar al del lixiviado de partida. Con el tiempo, el pH de los productos obtenidos aumenta (D3) llegando a estabilizarse al final del proceso (D5). En cualquier caso, su rango es adecuado para la actividad de la mayoría de las poblaciones microbianas.

Como aspecto negativo dentro de una valoración agronómica de los productos está su elevado valor de conductividad eléctrica, indicativo del contenido en sales (cerca a los 10.000—15.000  $\mu$  Siemens por centímetro). Este dato indica que la entrada en el suelo del producto con elevada CE podría generar una paulatina salinización del mismo, y ser un hándicap para algunas especies vegetales. Teniendo en cuenta que en el lixiviado de partida la conductividad era mucho menor, el aumento observado sólo puede ser debido a una concentración de las sales como consecuencia de eliminación de agua.

Tabla 5.156. Valores de pH y Conductividad Eléctrica en los productos del tratamiento anaerobio

Muestra	pH	CE (mS/cm)
D1	7,12	9,85
D3	8,01	12,1
D5	7,97	14,1



El contenido en carbono (tabla 5.157), como cabía esperar, disminuye con el tiempo lo que podría suponer un inconveniente ya que uno de los aspectos de interés en un abono es ese contenido. Sin embargo, el carbono siempre está dentro de niveles aceptables. Además, la cantidad de carbono soluble se mantiene constante a lo largo del tiempo y por tanto, en forma muy asimilable al ataque microbiano, por lo que resultará útil para agilizar la actividad metabólica de los microorganismos que se encuentren en el suelo.

Tabla 5.157. Carbono orgánico total y extraíble en los productos del tratamiento anaerobio

<b>Muestra</b>	<b>Carbono Orgánico Total (mg/l)</b>	<b>C Extraíble (C de sustancias húmicas) (mg/l)</b>
D1	1.900	475
D3	1.400	395
D5	900	325

El contenido en nitrógeno Kjeldahl disminuye a lo largo del proceso (tabla 5.158). Este nitrógeno corresponde al nitrógeno orgánico y al amoniacal por lo que el resultado parece indicar que lo que se ha consumido es el nitrógeno orgánico. El nitrógeno amoniacal, por el contrario aumenta (tabla 5.158), hecho éste lógico si se piensa que en la biometanización se produce amonio como producto del proceso.

El valor de N total que se ha determinado parece adecuado para un producto que quiera ser evaluado desde una perspectiva agronómica (el N es el macronutriente que más necesitan las plantas, y el más limitante para una gran mayoría de los cultivos). Pero por otro lado hay que señalar que, la utilización en suelo de residuos orgánicos que aporten cantidades elevadas de dicho nutriente, podría incidir

negativamente al introducir en el suelo una mayor cantidad de N del necesario, en función de la vulnerabilidad de los suelos donde se adicionen (existe un máximo legal en función del tipo de suelo). En este sentido, se podría hablar de lo que se conoce como “hambre de N”, en suelos donde se adiciona N elevado junto con materia orgánica. Si se produce una explosión de microorganismos, y éstos dan cuenta del N para sus propias estructuras y funcionamiento, la planta podría en algún momento no disponer de N asimilable. Dada la cantidad de nitrógeno obtenida en los productos, no parece posible que esto puede llegar a darse.

Tabla 5.158. Análisis del Nitrógeno en los productos del tratamiento anaerobio

Muestra	N <sub>Kjeldahl</sub> (mg/l)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)
D1	850	640
D3	810	780
D5	760	840

Los tres productos presentan valores adecuados de potasio (tabla 5.159) que es otro nutriente necesario para las plantas, lo cual es un elemento a favor de su posible empleo en agricultura. Este mismo ion puede ser el causante del contenido salino junto con el ion Na que, aunque no aparece en las tablas se ha comprobado que también presenta una concentración elevada.

Los productos analizados también tienen cantidades adecuadas de micronutrientes, como Fe, Mn y Zn, manteniendo la concentración de metales pesados siempre por debajo de los límites permitidos en abonos (tabla 5.159). Todo ello hace interesantes los productos desde el punto de vista agronómico.

Tabla 5.159. Elementos metálicos en los productos del tratamiento anaerobio

Muestra	D1	D3	D5
Cd (mg/l)	0,01	<0,01	0,01
Cr-total (mg/l)	0,08	0,07	0,08
Cr-hexavalente (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01
Cu (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01
Ni (mg/l)	0,1	0,08	0,06
Pb (mg/l)	0,03	0,03	0,04
Zn (mg/l)	0,92	0,82	0,78
Fe (mg/l)	58	5	12
Mn (mg/l)	0,83	0,1	0,15
K (mg/l)	890	740	965
Hg (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01

Los resultados del test de germinación aparecen en las tablas 5.160-5.165. Tanto en el caso de la cebada como en el del césped se aprecia un mayor poder germinativo, en comparación con el control, al aumentar la dilución para prácticamente todas las muestras analizadas. Esto es lógico ya que la dilución amortigua el efecto de los componentes perjudiciales que puede haber en el producto.

También se aprecia en todos los casos una mayor germinación en la cebada (tablas 5.163-5.165) que en el césped (tablas 5.160-5.162) debido a que aquella es más resistente a la salinidad que es alta según se ha comprobado anteriormente.

Comparando los resultados obtenidos a lo largo del proceso anaerobio se aprecia un mayor poder germinativo hacia la mitad del proceso. Esto puede deberse a que, en esa etapa del proceso el contenido en carbono y nitrógeno se han reducido manteniéndose en los límites adecuados para el desarrollo de las plantas. Como se indicó previamente, tanto un exceso como un efecto de nutrientes puede resultar perjudiciales en agricultura.

Tabla 5.160. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del producto al principio del proceso anaerobio (D1)

MUESTRA	D1	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG	
control		1	2,5	2,5	2	2	2,5	2	2,5	2	1	2	2	1	1	-	-	13	100,0	1,9	100,5	100,0	
		2	2	3	2	1,5	2	1,5	1,5	2	2	2	1	1,5	2	-	-	13	100,0	1,8	96,5		
		3	1,5	2	2	2	2,5	2	2,5	2	2	1,5	1,5	2	2	2,5	-	14	100,0	1,9	100,8		
		4	2	2	3,5	3,5	1,5	2,5	3	3	3	1,5	2	1	1,5	1	-	14	100,0	2,1	108,2		
		5	2	2,5	2	2	1,5	1	1	2	1,5	1,5	2	2	2	3	2	0,5	15	100,0	1,8		94,1
Ext. 1/10		1	2	2	4	1,5	3,5	1	2	2,5	2	3	1	1	1	-	-	13	96,3	2,0	102,6	97,5	
		2	3	2	2,5	2	1,5	1	1	2	2,5	3,5	1,5	1	1,5	-	-	13	96,3	1,9	96,8		
		3	2	2	1,5	4	2,5	1	3	1,5	1	2	2	2	2	-	-	13	96,3	2,0	102,6		
		4	2	1	1	2	3	3,5	1,5	2,5	3	2,5	1	1	1	-	-	12	88,9	2,0	92,9		
		5	2	1,5	2,5	3,5	2	1	0,5	2	3	2	2	2	2	-	-	12	88,9	2,0	92,9		
Ext. 1/50		1	3,5	2	2	2	4	2,5	2,5	3	2	1	1	1	-	-	-	12	88,9	2,2	102,6	101,8	
		2	3	3	3,5	3,5	4	1	2	2	3,5	1,5	-	-	-	-	-	10	74,1	2,7	104,5		
		3	1	1	2,5	3,5	1	1,5	2	2	2,5	2	2,5	2	2	-	-	12	88,9	2,0	91,0		
		4	4	3,5	3,5	3,5	2	2	1	1,5	1	1,5	2	-	-	-	-	11	81,5	2,3	98,7		
		5	3	3	4	4	3	1	2,5	2	2,5	1	1	1	2	-	-	12	88,9	2,4	112,2		
Ext. 1/100		1	2	4,5	2,5	3,5	3	3	3,5	2,5	2,5	3	3	1	2	-	-	13	96,3	2,8	139,3	113,0	
		2	2,5	2	2	3	3,5	2	2	3,5	2	2,5	1	1	-	-	-	12	88,9	2,3	104,5		
		3	3	2	2	2	3,5	3	2,5	2,5	3	2	1	-	-	-	-	11	81,5	2,4	102,6		
		4	3	2,5	3	1	2	3	2	2	2	2,5	2,5	2	1,5	-	-	13	96,3	2,2	112,2		
		5	2,5	1	3	2	2,5	3,5	3,5	2	2	3,5	1	1	-	-	-	12	88,9	2,3	106,4		

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.161. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del producto hacia la mitad del proceso anaerobio (D3)

MUESTRA D3	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	2,5	2,5	2	2	2,5	2	2,5	2	1	2	2	1	1	-	-	13	100,0	1,9	100,5	100,0
	2	2	3	2	1,5	2	1,5	2	2	2	2	1	1,5	2	-	-	13	100,0	1,8	96,5	
	3	1,5	2	2	2	2,5	2	2,5	2	2	1,5	1,5	2	2	2,5	-	14	100,0	1,9	100,8	
	4	2	2	3,5	3,5	1,5	2,5	3	3	3	1,5	2	1	1,5	1	-	14	100,0	2,1	108,2	
	5	2	2,5	2	2	1,5	1	2	1,5	1,5	1,5	2	2	2	3	2	0,5	15	100,0	1,8	
Ext. 1/10	1	3,5	2	1,5	2,5	3	3,5	3	1,5	2	2	2,5	2	2	-	-	13	96,3	2,4	120,0	115,3
	2	2,5	3	2,5	3,5	2,5	3,5	2	3	2	2	2	1	-	-	-	12	88,9	2,5	114,2	
	3	4	3	4,5	3,5	3	2,5	4	3	2,5	2	2	-	-	-	-	11	81,5	3,1	131,6	
	4	2,5	3,5	2	2	2,5	4,5	3	1	2	2,5	2,5	1	-	-	-	12	88,9	2,4	112,2	
	5	2	2	3	3,5	2,5	1,5	1,5	2,5	2,5	2,5	1,5	1	-	-	-	12	88,9	2,1	98,7	
Ext. 1/50	1	3	4,5	2,5	2,5	2,5	2,5	3,5	1	1,5	2,5	3	2,5	-	-	-	12	88,9	2,6	121,9	118,8
	2	1,5	2,5	3,5	4,5	2	4	1	1	3,5	2,5	2	-	-	-	-	11	81,5	2,5	108,4	
	3	4	3,5	4	2,5	2,5	4	2	4	3	2,5	-	-	-	-	-	10	74,1	3,2	123,9	
	4	2	3,5	1	3,5	3	2,5	2,5	3	2,5	2	1,5	2	1	-	-	13	96,3	2,3	116,1	
	5	3	4	2	2,5	3	3	3	3	2,5	3,5	2,5	2	1	-	-	12	88,9	2,7	123,9	
Ext. 1/100	1	4	4	4,5	3,5	2	3,5	3,5	3,5	1,5	1,5	-	-	-	-	-	10	74,1	3,2	121,9	129,7
	2	2,5	3,5	3	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2	2,5	2,5	1	-	-	-	12	88,9	2,5	114,2	
	3	2,5	3	3	3	1	3	4	2,5	3	2	2	1	-	-	-	12	88,9	2,5	116,1	
	4	2,5	2	2	2,5	3	3	3	2	2,5	2,5	3,5	3	2,5	-	-	13	96,3	2,6	129,7	
	5	3	3	3	4	5	3	3	5	3,5	3,5	2,5	1,5	1,5	1	-	13	96,3	3,3	166,4	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.162. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del producto al final del proceso anaerobio (D5)

MUESTRA	D5	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control		1	2,5	2,5	2	2	2,5	2	2,5	2	1	2	2	1	1	-	-	13	96,3	1,9	96,8	102,2
		2	2	3	2	1,5	2	1,5	1,5	2	2	2	1	1,5	2	-	-	13	96,3	1,8	92,9	
		3	1,5	2	2	2	2	2,5	2	2	2	1,5	1,5	2	2	2,5	-	14	103,7	1,9	104,5	
		4	2	2	3,5	3,5	1,5	2,5	3	3	3	1,5	2	1	1,5	1	-	14	103,7	2,1	112,2	
		5	2	2,5	2	2	1,5	1	2	1,5	1,5	1,5	2	2	2	0,5	0,5	15	111,1	1,8	104,5	
Ext. 1/10		1	1,5	2,5	3	2	2,5	3,5	1	1	2,5	2,5	1	1	-	-	-	12	88,9	2,0	92,9	80
		2	2,5	3,5	4	2	1,5	2,5	1	1	0,5	1,5	2,5	1,5	-	-	-	12	88,9	2,0	92,9	
		3	3,5	1	1	0,5	3	2,5	1	1,5	0,5	0,5	1	2	0,5	-	-	13	96,3	1,4	71,6	
		4	4	1,5	3	2,5	1,5	1	1	2,5	0,5	1	1	0,5	0,5	-	-	13	96,3	1,6	79,3	
		5	2,5	3,5	1,5	1	2,5	1,5	1	0,5	0,5	2	1,5	0,5	-	-	-	12	88,9	1,5	71,6	
Ext. 1/50		1	2	2,5	2	1,5	2	1,5	2	2,5	1,5	2	1,5	2	-	-	-	12	88,9	1,9	89,0	82,1
		2	1	0,5	2,5	2	0,5	1	2,5	1,5	1	2	1,5	1,5	2	-	-	13	96,3	1,5	75,5	
		3	2,5	2,5	2	3,5	2	1,5	1,5	1	2,5	1	1,5	-	-	-	-	11	81,5	2,0	83,2	
		4	2,5	2	2,5	3	0,5	0,5	1,5	2	3	2,5	1,5	1	-	-	-	12	88,9	1,9	87,1	
		5	2	2,5	2	2,5	2	2,5	2	1	1	1	1	-	-	-	-	11	81,5	1,8	75,5	
Ext. 1/100		1	2,5	2	2	1,5	1,5	1,5	2	1,5	1	1	0,5	0,5	-	-	-	12	88,9	1,5	67,7	72,4
		2	2	2,5	2	2	1,5	2,5	2	2,5	2	1	-	-	-	-	-	10	74,1	2,0	77,4	
		3	3,5	1	1	1,5	2,5	2	1	1	0,5	0,5	0,5	2	0,5	-	-	13	96,3	1,3	67,7	
		4	2	2,5	2	1	1	2,5	1,5	1,5	1,5	1	0,5	1,5	1,5	-	-	13	96,3	1,5	77,4	
		5	2	1	1	1	2	2	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1	-	-	-	12	88,9	1,5	71,6	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.163. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones del producto al principio del proceso anaerobio (D1)

MUESTRA D1	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	7	6,5	8	6,5	6	6,5	5,5	7,5	5	2,5	10	100,0	6,1	108,6	100,0
	2	5	6,5	5,5	6	4	4	5,5	5,5	6	5,5	10	100,0	5,4	95,2	
	3	6,5	6,5	7,5	7	6,5	5,5	5,5	5,5	5	-	8	100,0	6,3	111,3	
	4	6	5,5	5	5,5	5	5,5	5	5	5,5	-	9	100,0	5,3	94,9	
	5	6,5	7	5,5	5,5	5	3,5	4	5	3,5	-	9	100,0	5,1	90,0	
Ext. 1/10	1	8	8	7,5	8	9,5	9	6,5	-	-	-	7	75,7	8,1	108,7	102,6
	2	8	6,5	9,5	7,5	6,5	5,5	3,5	3	-	-	8	86,5	6,3	96,2	
	3	7,5	6,5	6	7,5	7,5	7	5,5	6,5	-	-	8	86,5	6,8	103,9	
	4	9	8	8	5,5	7,5	7,5	3	-	-	-	7	75,7	6,9	93,3	
	5	7,5	7,5	7,5	8,5	6,5	6	7,5	6,5	-	-	8	86,5	7,2	110,7	
Ext. 1/50	1	6,5	8,5	7,5	8	9,5	8	9	1	1	-	9	97,3	6,6	113,5	116,2
	2	6,5	6,5	9	7	7	7,5	6,5	7	5,5	-	9	97,3	6,9	120,3	
	3	6	8	5	5,5	6,5	5	5,5	7,5	5	5,5	10	108,1	6,0	114,5	
	4	5	5,5	9,5	5,5	6,5	5	5	5,5	6	8	10	108,1	6,4	122,2	
	5	10	10	7,5	10	8,5	6,5	2,5	2,5	-	-	8	86,5	7,2	110,7	
Ext. 1/100	1	8	7	7	9	8,5	8,5	5	5,5	-	-	8	86,5	7,3	112,6	126,2
	2	10,5	11	9	9,5	8,5	5,5	5,5	7	-	-	8	86,5	8,3	128,0	
	3	9,5	8	6,5	6,5	7	7,5	5,5	5	5,5	5	10	108,1	6,6	127,0	
	4	5,5	7,5	7,5	10	10	8	9	4	3,5	-	9	97,3	7,2	125,1	
	5	11	8	9	8	9	8,5	6	5	7,5	-	9	97,3	8,0	138,6	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.



Tabla 5.164. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones del producto hacia la mitad del proceso anaerobio (D3)

MUESTRA D3	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	N° Sg*	%SG*	L <sub>MIR</sub> *	IG*	media IG	
control	1	7	6,5	8	6,5	6	6,5	5,5	7,5	5	2,5	10	100,0	6,1	108,6	100,0	
	2	5	6,5	5,5	6	4	4	5,5	5,5	6	5,5	10	100,0	5,4	95,2		
	3	6,5	6,5	7,5	7	6,5	5,5	5,5	5,5	5	-	8	100,0	6,3	111,3		
	4	6	5,5	5	5,5	5	5,5	5	5	5,5	-	9	100,0	5,3	94,9		
	5	6,5	7	5,5	5,5	5	3,5	4	4	5	3,5	-	9	100,0	5,1		90,0
Ext. 1/10	1	8	6,5	6	8	5	8,5	7,5	5,5	3,5	2	10	108,1	6,1	116,4	105,1	
	2	7,5	5,5	5	4	5	3,5	6	6	6,5	-	9	97,3	5,4	94,3		
	3	6,5	3,5	7,5	6	7,5	3,5	6,5	6,5	5	5,5	-	9	97,3	5,7		99,1
	4	10	5	6	7,5	4,5	5,5	5,5	7,5	7,5	5,5	-	9	97,3	6,3		109,7
	5	5,5	6,5	7	7	4	6,5	3,5	3,5	7,5	7,5	-	9	97,3	6,1		105,8
Ext. 1/50	1	3,5	6,5	5	5	6,5	8	5	5	6	-	9	97,3	5,6	97,2	106,2	
	2	4,5	6,5	7,5	7,5	6	6,5	7	6,5	9,5	2	10	108,1	6,4	122,2		
	3	5,5	7,5	6,5	5,5	6	4	4	7	5	5	-	9	97,3	5,8		100,1
	4	5,5	7,5	7,5	4,5	7	7	5	5	6,5	7,5	-	9	97,3	6,4		111,6
	5	4,5	5,5	6	6	5,5	4,5	4,5	8	4	4,5	3,5	10	108,1	5,2		100,1
Ext. 1/100	1	4,5	5,5	5	5	6,5	3,5	7	8	11	6	10	108,1	6,2	119,3	115,7	
	2	4	6,5	7,5	9	6	6	5	8	7	-	9	97,3	6,6	113,5		
	3	3	2,5	5	2	2,5	4,5	2	6	8	8	10	108,1	4,4	83,7		
	4	7	5	8	5	7,5	7	8,5	9	9	3	10	108,1	6,9	132,8		
	5	10	9	9	8	9,5	8	8	2,5	3	3	9	97,3	7,4	128,9		

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MIR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.165. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones del producto al final del proceso anaerobio (D5)

MUESTRA D5	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	N° Sg*	%SG*	L <sub>MIR</sub> *	IG*	media IG
control	1	7	6,5	8	6,5	6	6,5	5,5	7,5	5	2,5	10	100,0	6,1	108,6	100,0
	2	5	6,5	5,5	6	4	4	5,5	5,5	6	5,5	10	100,0	5,4	95,2	
	3	6,5	6,5	7,5	7	6,5	5,5	5,5	5	5	-	8	100,0	6,3	111,3	
	4	6	5,5	5	5,5	5	5,5	5	5	5,5	-	9	100,0	5,3	94,9	
	5	6,5	7	5,5	5,5	5	3,5	4	5	3,5	-	9	100,0	5,1	90,0	
Ext. 1/10	1	5,5	7	7	6,5	5	3,5	4	4	7,5	6	10	100,0	5,6	99,7	94,0
	2	6	7	7	4,5	6	5,5	6	6	5,5	5	10	100,0	5,9	104,1	
	3	8	6,5	5	4,4	3	6,5	7	4,5	5	4	10	100,0	5,4	95,9	
	4	7,5	4	5	3	6	5,5	5	3,5	6	6	10	100,0	5,2	91,7	
	5	6	7	5,5	3	5	5	6,5	5	5	7,5	5	10	100,0	5,6	
Ext. 1/50	1	6,5	7	7,5	5,5	7,5	9	6,5	7	8,5	-	8	86,5	7,2	111,2	101,1
	2	6	4,5	7	3,5	6,5	7	8	3	-	-	8	86,5	5,7	87,6	
	3	7,5	6	2,5	7,5	7	4,5	8,5	8,5	-	-	8	86,5	6,5	100,1	
	4	6	7,5	7	8,5	8	7,5	9	7,5	8,5	-	8	86,5	7,7	118,9	
	5	6	6	7,5	6,5	5	4,5	7,5	2,5	-	-	8	86,5	5,7	87,6	
Ext. 1/100	1	5,5	7,5	4,5	8,5	3,5	7,5	6,5	7,5	-	-	8	86,5	6,4	98,1	95,3
	2	7,5	8	9	6,5	7	5,5	6,5	8,5	-	-	8	86,5	7,3	112,6	
	3	5	5	4	3	5,5	2,5	7,5	8	-	-	8	86,5	5,1	77,9	
	4	3,5	6	8	5	4,5	8,5	9	7,5	-	-	8	86,5	6,5	100,1	
	5	5	7	6	7	6,5	5,5	5	3,5	-	-	8	86,5	5,7	87,6	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MIR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

### 5.9.3 Tratamiento aerobio

Los datos correspondientes a las caracterizaciones de las muestras procedentes del tratamiento anaerobio aparecen en las tablas 5.166-5.169.

Los valores de pH obtenidos para las muestras aerobias (tabla 5.163) están comprendidos entre 7 y 7,5, es decir, dentro del rango neutro-básico adecuado para la actividad de la mayoría de las poblaciones microbianas. Sin embargo, el elevado contenido en sales reflejado en los altos valores de conductividad (10.000-13.000 mS/cm) podría resultar un factor negativo para la utilización de estos productos como fertilizantes. Al igual que en el proceso anaerobio, el aumento de conductividad observado a lo largo del proceso sólo puede ser debido a una concentración de las sales como consecuencia de eliminación de agua.

Tabla 5.166. Valores de pH y Conductividad Eléctrica en los productos del tratamiento aerobio

Muestra	pH	CE (mS /cm)
D2	7,22	10,53
D4	7,42	11.8
D6	7,05	12,8

El contenido en carbono (tabla 5.167) también disminuye con el tiempo como es lógico en cualquier proceso aerobio en el que se transforma la materia orgánica en biomasa. De acuerdo con lo indicado en el apartado anterior, esta disminución podría suponer un inconveniente ya que uno de los aportes de un abono es el carbono. Pero también ahora, el carbono se ha mantenido dentro de niveles aceptables y la cantidad

de carbono soluble permanece prácticamente constante a lo largo del tiempo en su forma asimilable por microorganismos presentes en el suelo.

Tabla 5.167. Carbono orgánico total y extraíble en los productos del tratamiento aerobio

Muestra	Carbono Orgánico Total (mg/l)	C Extraíble (C de sustancias húmicas) (mg/l)
D2	1.600	440
D4	900	390
D6	800	343

Por el contrario, aunque inicialmente se observa una disminución en el contenido de nitrógeno, posteriormente, ha permanecido más o menos constante (tabla 5.165) ya que, aunque es usado dentro del reactor por los microorganismos para su crecimiento, se establece un equilibrio tal que hace que no varía la concentración de nitrógeno en el medio y, en el proceso aerobio, no hay pérdidas de amonio al no generarse biogás.

Tabla 5.168. Análisis del Nitrógeno en los productos del tratamiento aerobio

Muestra	N <sub>Kjeldahl</sub> (mg/l)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)
D2	740	320
D4	800	450
D6	720	370

Para el proceso aerobio, los tres productos analizados también presentan valores elevados de potasio (tabla 5.169) que, además de ser interesante por su característica como nutriente de las plantas, podría ser el causante de la salinidad de las muestras.

Igualmente, el Fe, el Mn y el Zn, están en cantidades interesantes para su empleo como micronutrientes y los metales pesados mantienen su concentración siempre por debajo de los límites permitidos en abonos (tabla 5.169).

Por todo esto, los productos procedentes del tratamiento aerobio del lixiviado también son interesantes desde el punto de vista agronómico.

Tabla 5.169. Elementos metálicos en los productos del tratamiento aerobio

Parámetro	Muestra		
	D2	D4	D6
Cd (mg/l)	0,01	0,01	0,01
Cr-total (mg/l)	0,07	0,09	0,08
Cr-hexavalente (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01
Cu (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01
Ni(mg/l)	0,12	0,06	0,08
Pb (mg/l)	0,03	0,02	0,03
Zn (mg/l)	0,78	0,73	0,85
Fe (mg/l)	35	25	20
Mn (mg/l)	0,62	0,19	0,12
K (mg/l)	912	943	869
Hg (mg/l)	<0,01	<0,01	<0,01

Los resultados del test de germinación aparecen en las tablas 5.170-5.175. También aquí se aprecia un mayor poder germinativo, en comparación con el control, al aumentar la dilución para prácticamente todas las muestras analizadas, tanto en el caso de la cebada como en el del césped. Como ya se ha indicado, esto es debido a que la dilución amortigua el efecto de los componentes perjudiciales que puede haber en el producto.

En todos los casos se observa de igual modo una mayor germinación en la cebada (tablas 5.173-5.175) que en el césped (tablas 5.1707-5.172) puesto que el césped es más sensible a la alta salinidad del medio.

Al igual que en las muestra procedentes del tratamiento anaerobio, se aprecia un mayor poder germinativo hacia la mitad del proceso lo que confirma que es más importante para el desarrollo de las plantas, una relación adecuada de carbono y nitrógeno que un contenido elevado en ambos componentes.

Tabla 5.170. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del producto al principio del proceso aerobio (D2)

MUESTRA D2	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	2,5	2,5	2	2	2,5	2	2,5	2	2	2	2	1	1	-	-	13	100,0	1,9	100,5	100,0
	2	2	3	2	1,5	2	1,5	2	2	2	2	1	1,5	2	-	-	13	100,0	1,8	96,5	
	3	1,5	2	2	2	2,5	2	2,5	2	2	1,5	1,5	2	2	2,5	-	14	100,0	1,9	100,8	
	4	2	2	3,5	3,5	1,5	2,5	3	3	3	1,5	2	1	1,5	1	-	14	100,0	2,1	108,2	
	5	2	2,5	2	2	1,5	1	2	1,5	1,5	1,5	2	2	2	3	2	0,5	15	100,0	1,8	
Ext. 1/10	1	2	1,5	3	2	1,5	3	1,5	2	2	2,5	3	1	-	-	-	12	88,9	2,1	96,8	101,0
	2	3	2	3	2	1,5	3	3	2,5	1	1	2	1	-	-	-	12	88,9	2,1	96,8	
	3	2,5	2	2,5	2	2,5	3	3	2,5	2	3	2	1	2	-	-	13	96,3	2,3	116,1	
	4	3	2	2	2,5	2,5	2	2,5	2,5	2	2	3	1	-	-	-	12	88,9	2,3	104,5	
	5	2	2	1	2,5	1,5	2	3	3,5	1	1,5	2	1,5	2	1,5	-	-	12	88,9	2,0	
Ext. 1/50	1	3	2,5	2	2	3,5	2	2	1,5	3,5	3,5	1,5	2,5	1	-	-	13	96,3	2,3	118,0	107,2
	2	2	1,5	3,5	2,5	2	3,5	2,5	3,5	3,5	2,5	2	-	-	-	-	11	81,5	2,6	112,2	
	3	3,5	3	3	2,5	1,5	1,5	1	2,5	1,5	2,5	1	2,5	1	-	-	13	96,3	2,1	104,5	
	4	3,5	3	2	3,5	2	2	2,5	1,5	2,5	1	1	-	-	-	-	11	81,5	2,2	94,8	
	5	2,5	4	2,5	1	1,5	1,5	3,5	4	2,5	1	1	2,5	-	-	-	12	88,9	2,3	106,4	
Ext. 1/100	1	3,5	2,5	1	2	2,5	1	2,5	1	3,5	2,5	2,5	2	1,5	1	-	14	103,7	2,1	112,2	117,7
	2	5	3	3	2	2	3,5	3,5	2	2,5	2	1	1	3,5	-	-	13	96,3	2,6	131,6	
	3	3,5	2,5	3,5	3,5	1,5	1,5	1	1,5	3	2,5	2,5	1,5	1,5	1	-	14	103,7	2,2	118,0	
	4	2	3	2	2	2,5	1	2,5	2	1	1,5	1,5	2,5	3,5	1	-	14	103,7	2,0	108,4	
	5	4	1,5	2,5	1	2	2,5	2,5	2	2,5	3	2	1,5	2,5	1	-	14	103,7	2,2	118,0	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.171. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del producto hacia la mitad del proceso aerobio (D4)

MUESTRA D4	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sup>MR</sup> *	IG*	media IG
control	1	2,5	2,5	2	2	2,5	2	2,5	2	1	2	2	1	1	-	-	13	96,3	1,9	96,8	102,2
	2	2	3	2	1,5	2	1,5	1,5	2	2	2	1	1,5	2	-	-	13	96,3	1,8	92,9	
	3	1,5	2	2	2	2	2,5	2	2	1,5	1,5	1,5	2	2	2,5	-	14	103,7	1,9	104,5	
	4	2	2	3,5	3,5	1,5	2,5	3	3	1,5	2	1	1,5	1	1	-	14	103,7	2,1	112,2	
	5	2	2,5	2	2	1,5	1	2	1,5	1,5	1,5	2	2	3	2	0,5	15	111,1	1,8	104,5	
Ext. 1/10	1	3,5	3	2,5	3	2,5	1,5	2,5	2,5	1	2	2,5	2,5	-	-	-	12	88,9	2,4	112,2	97,2
	2	3	2	2	2,5	2,5	1	2	2,5	2	2,5	1,5	2,5	2	-	-	13	96,3	2,2	108,4	
	3	1,5	1,5	1	0,5	1	1,5	1	0,5	1	2,5	2,5	3,5	1	-	-	13	96,3	1,5	73,5	
	4	2,5	3	2	2,5	2	1	2,5	2	1,5	1,5	2	2	2	-	-	12	88,9	2,0	94,8	
	5	2	1	2,5	1,5	3	2	2,5	2	2,5	2	2,5	2,5	-	-	-	12	88,9	2,1	96,8	
Ext. 1/50	1	2,5	3	2	2	4	1,5	3,5	2,5	1,5	1,5	1,5	-	-	-	-	11	81,5	2,3	98,7	106,8
	2	1,5	3,5	1	1,5	1,5	2	1	2,5	3,5	2,5	2,5	2,5	2,5	-	-	13	96,3	2,2	112,2	
	3	2,5	1,5	4,5	1,5	2,5	1,5	2	4	1,5	3	2,5	1,5	-	-	-	12	88,9	2,4	110,3	
	4	1,5	1	1,5	1,5	2	2	1,5	2	2	3	1	1,5	2	3,5	-	14	103,7	1,8	98,7	
	5	1	3	1,5	3,5	2,5	3,5	3	2	2	2	1	1	3	2,5	-	13	96,3	2,3	114,2	
Ext. 1/100	1	2,5	3	5	3,5	1	3,5	2,5	2,5	1,5	1,5	2	2	-	-	-	12	88,9	2,5	118,0	121,1
	2	2,5	2,5	1	3,5	3	2,5	3,5	2,5	2,5	3,5	1	1	-	-	-	12	88,9	2,4	112,2	
	3	3,5	2,5	3,5	2,5	2	2,5	2	2	3	3,5	1,5	1	2	1	-	14	103,7	2,3	125,8	
	4	1	2	3,5	1,5	1,5	2,5	2	2,5	3,5	3,5	3	2,5	3,5	1	-	14	103,7	2,4	129,7	
	5	2	2	2	2,5	3,5	2,5	4,5	1,5	1,5	2	3,5	3,5	-	-	-	12	88,9	2,6	120,0	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sup>MR</sup>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.



Tabla 5.172. Germinación de semillas de césped en diferentes diluciones del producto al final del proceso aerobio (D6)

MUESTRA	D6	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control		1	2,5	2,5	2	2	2,5	2	2,5	2	1	2	2	1	1	-	-	13	96,3	1,9	96,8	102,2
		2	2	3	2	1,5	2	1,5	1,5	2	2	2	1	1,5	2	-	-	13	96,3	1,8	92,9	
		3	1,5	2	2	2	2,5	2	2,5	2	2	1,5	1,5	2	2	2,5	-	14	103,7	1,9	104,5	
		4	2	2	3,5	3,5	1,5	2,5	3	3	1,5	2	1	1,5	1	1	-	14	103,7	2,1	112,2	
		5	2	2,5	2	2	1,5	1	2	1,5	1,5	2	2	2	3	2	0,5	15	111,1	1,8	104,5	
Ext. 1/10		1	2,5	3	2	1,5	0,5	2,5	1	2	1,5	1	2,5	0,5	-	-	-	12	88,9	1,7	79,3	89,5
		2	2,5	2	2	2,5	2,5	2,5	1,5	1	1	0,5	-	-	-	-	-	11	81,5	1,8	75,5	
		3	2	3	3	3,5	2,5	2	2,5	3,5	2	1,5	1	1	-	-	-	12	88,9	2,3	106,4	
		4	2,5	3,5	2,5	3,5	1,5	1	0,5	1	1,5	2,5	2	2,5	1	-	-	13	96,3	2,0	98,7	
		5	1,5	3,5	2,5	2,5	2	1,5	2,5	1,5	1	2	0,5	1	-	-	-	12	88,9	1,8	85,1	
Ext. 1/50		1	2,5	2	2	3,5	1,5	1	0,5	1	1,5	2,5	2	-	-	-	-	11	81,5	1,8	77,4	87,5
		2	1	1	1,5	1,5	2	2,5	2	2	2	1,5	1,5	1,5	-	-	-	12	88,9	1,7	77,4	
		3	2,5	2,5	1,5	2,5	1,5	1	2	1,5	1,5	1	2,5	1	-	-	-	12	88,9	1,8	81,3	
		4	2,5	2	1,5	1,5	1,5	1	2,5	2	2	2,5	1,5	2	2,5	-	-	13	96,3	1,9	96,8	
		5	2,5	3	2,5	2	2,5	1	3,5	3,5	2	1	1	2	0,5	-	-	13	96,3	2,1	104,5	
Ext. 1/100		1	2,5	3	2,5	2,5	2	1,5	2,5	2	1,5	2	2,5	2	1	-	-	13	96,3	2,1	106,4	97,1
		2	2	3,5	2,5	2,5	2	1,5	1,5	1	1,5	2,5	2,5	1	1,5	-	-	13	96,3	2,0	98,7	
		3	2,5	2,5	2	3,5	2	1,5	2,5	2,5	2,5	1,5	1,5	2,5	1	-	-	13	96,3	2,2	108,4	
		4	2,5	3,5	2,5	2	2,5	1	1,5	1	1	0,5	1,5	1	1	1	-	14	103,7	1,6	87,1	
		5	3	2	1	2,5	1,5	2,5	2,5	2,5	1,5	1,5	1,5	-	-	-	-	11	81,5	2,0	85,1	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.173. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones del producto al principio del proceso aerobio (D2)

MUESTRA D2	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	7	6,5	8	6,5	6	6,5	5,5	7,5	5	2,5	10	100,0	6,1	108,6	100,0
	2	5	6,5	5,5	6	4	4	5,5	5,5	6	5,5	10	100,0	5,4	95,2	
	3	6,5	6,5	7,5	7	6,5	5,5	5,5	5,5	5	-	8	100,0	6,3	111,3	
	4	6	5,5	5	5,5	5	5,5	5	5	5	5,5	9	100,0	5,3	94,9	
	5	6,5	7	5,5	5,5	5	3,5	4	5	5	3,5	9	100,0	5,1	90,0	
Ext. 1/10	1	8	6	9	10,5	6,5	6,5	7,5	6	3,5	-	9	97,3	7,1	122,2	109,3
	2	6,5	6,5	7	6,5	8	9	6,5	5,5	-	-	8	86,5	6,9	106,8	
	3	6	6	6,5	7,5	7	8	9	7,5	3	-	9	97,3	6,7	116,4	
	4	7,5	8,5	7,5	5,5	5	6	8	5	5	5,5	10	108,1	6,2	119,3	
	5	7,5	6	6,5	6,5	5	7,5	3,5	3,5	-	-	7	75,7	6,1	81,8	
Ext. 1/50	1	8	5,5	6,5	7	7	7,5	5,5	9	5	-	9	97,3	6,8	117,4	114,3
	2	5,5	7,5	3,5	6,5	6,5	7,5	5,5	7,5	7	-	9	97,3	6,3	109,7	
	3	11,5	6,5	6,5	7	8,5	5,5	5,5	8	-	-	8	86,5	7,4	113,5	
	4	9,5	4,5	6,5	7	7,5	5,5	7	7	-	-	8	86,5	6,8	104,9	
	5	8,5	9,5	9	9,5	3,5	8	8	5,5	5,5	9	9	97,3	7,3	126,0	
Ext. 1/100	1	6,5	7,5	8,5	7,5	8	8	6,5	9	3	-	9	97,3	7,2	124,1	119,7
	2	11	7,5	6,5	6	6	6,5	8	6	-	-	8	86,5	7,2	110,7	
	3	6	6	7,5	6	5,5	5,5	8	6,5	11	-	9	97,3	6,9	119,3	
	4	6	6	7,5	9,5	6	6	9	10,5	4,5	-	9	97,3	7,2	125,1	
	5	6,5	8,5	5	3,5	5,5	6,5	7,5	6,5	7,5	5	10	108,1	6,2	119,3	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.174. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones del producto hacia la mitad del proceso aerobio (D4)

MUESTRA D4	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	7	6,5	8	6,5	6	6,5	5,5	7,5	5	2,5	10	100,0	6,1	108,6	100,0
	2	5	6,5	5,5	6	4	4	5,5	5,5	6	5,5	10	100,0	5,4	95,2	
	3	6,5	6,5	7,5	7	6,5	5,5	5,5	5,5	5	-	8	100,0	6,3	111,3	
	4	6	5,5	5	5,5	5	5	5,5	5	5,5	-	9	100,0	5,3	94,9	
	5	6,5	7	5,5	5,5	5	5	3,5	4	5	3,5	-	9	100,0	5,1	
Ext. 1/10	1	6,5	7,5	7	9	6	3	3,5	6,5	-	-	8	86,5	6,1	94,3	97,8
	2	5,5	7	8	6,5	5	7,5	7,5	8	-	-	8	86,5	6,9	105,8	
	3	4,5	6,5	7,5	7,5	6,5	5	5	6	8	-	8	86,5	6,4	99,1	
	4	6,5	7	7	6,5	5,5	5	5	7	6	-	8	86,5	6,3	97,2	
	5	10	5	3	7,5	7	5	5	3	7,5	-	8	86,5	6,0	92,4	
Ext. 1/50	1	4	4,5	5,5	5	4	6	7	7,5	7	-	8	86,5	5,6	86,4	101,8
	2	4,5	5,5	6	5	5,5	5,5	3,5	8	8,5	-	8	86,5	5,8	88,9	
	3	5	6,5	8	9	5	5	5,5	6	8	-	8	86,5	6,8	104,3	
	4	7	6	9	11	5	7	7,5	6,5	6,5	-	8	86,5	7,3	112,0	
	5	5	11	8,5	5,5	7,5	7	7	9	6	9	-	8	86,5	7,6	
Ext. 1/100	1	7	8	7,5	5,5	5,5	9	6	7,5	8	-	8	86,5	7,1	109,5	94,8
	2	5,5	7	3,5	4,5	6,5	5,5	5	4	-	-	8	86,5	5,2	79,9	
	3	6	5	7,5	5	6	7	6	1,5	7	-	8	86,5	5,7	87,2	
	4	7	7,5	2,5	8	6	6,5	7,5	7	-	-	8	86,5	6,5	100,1	
	5	3	5	5	6,5	6	7,5	7,5	8,5	8	-	8	86,5	6,3	97,5	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

Tabla 5.175. Germinación de semillas de cebada en diferentes diluciones del producto al final del proceso aerobio (D6)

MUESTRA D6	placa/ replica	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	N° Sg*	%SG*	L <sub>MR</sub> *	IG*	media IG
control	1	7	6,5	8	6,5	6	6,5	5,5	7,5	5	2,5	10	100,0	6,1	108,6	100,0
	2	5	6,5	5,5	6	4	4	5,5	5,5	6	5,5	10	100,0	5,4	95,2	
	3	6,5	6,5	7,5	7	6,5	5,5	5,5	5,5	5	-	8	100,0	6,3	111,3	
	4	6	5,5	5	5,5	5	5,5	5	5	5	5,5	9	100,0	5,3	94,9	
	5	6,5	7	5,5	5,5	5	3,5	4	4	5	3,5	9	100,0	5,1	90,0	
Ext. 1/10	1	7,5	7	8	6,5	5	3,5	6	4	7,5	6	10	100,0	6,1	108,6	105,0
	2	6	7	7	6,5	6	5,5	8	6	5,5	6	10	100,0	6,4	113,0	
	3	8	6,5	5	4,4	3	6,5	7	4,5	5	4	10	100,0	5,4	95,9	
	4	7,5	6	5	5	6	5,5	5	4,5	6	6	10	100,0	5,7	100,6	
	5	6	7	5,5	6	5	5	6,5	5	5	7,5	5	10	100,0	5,9	
Ext. 1/50	1	5	7,7	6,5	2	7,5	8	8,5	6	6	6	8	86,5	6,3	97,3	93,0
	2	6,5	8,5	4	7,5	8	5	7	5	-	-	8	86,5	6,4	99,1	
	3	5,5	6	7,5	6,5	3,5	6,5	6	6	-	-	8	86,5	5,9	91,4	
	4	5,5	7	7,5	5	4,5	7,5	5	7,5	-	-	8	86,5	6,2	95,3	
	5	5,5	8	5	3,5	8	4,5	5,5	5,5	2,5	-	8	86,5	5,3	81,8	
Ext. 1/100	1	6,5	5	7,5	7	8,5	9	6,5	7,5	-	-	8	86,5	7,2	110,7	106,0
	2	7,5	8	8	5,5	7	6,5	7,5	-	-	-	7	75,7	7,1	96,2	
	3	7	8	8,5	6	5,5	8,5	5	8,5	-	-	8	86,5	7,1	109,7	
	4	6,5	8,5	7,5	7	8,5	6	8,5	-	-	-	7	75,7	7,5	101,0	
	5	5	7	9	7	6,5	8,5	8	7,5	-	-	8	86,5	7,3	112,6	

\* Sg: Semillas germinadas. L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces. IG: Índice de germinación.

## 5.10 ESTUDIOS COMPARATIVOS.

Con el fin de decidir qué tipo de tratamiento puede ser más interesante para ser aplicados a los lixiviados, se va a realizar un estudio comparativo entre los resultados correspondientes al proceso anaerobio y los correspondientes al proceso aerobio.

Los resultados obtenidos para la reducción de materia orgánica (tabla 5.176) indican que, en ambos procesos, la reducción es muy elevada siendo un poco inferior en el tratamiento aerobio. Esto puede deberse al hecho de que, cuando se lleva a cabo una degradación aerobia, la difusión de oxígeno en el medio resulta ser una etapa limitante del proceso, especialmente, para altas cargas orgánicas como es el caso. En este tratamiento se observa cómo la eficacia del proceso aumenta con el tiempo de residencia hidráulico ya que, a mayor tiempo de contacto entre las bacterias y la materia orgánica, mayor será la eliminación de la misma.

Sin embargo, esto no ocurre en el tratamiento anaerobio en el que la eficacia parece ser independiente del tiempo de residencia hidráulico. Este resultado es muy interesante ya que no es habitual en este tipo de procesos en los que suele existir una relación directa entre el tiempo de reacción y la degradación alcanzada. No obstante, este comportamiento sí que ha sido observado por otros investigadores, como Münch y Barr (2001) quienes, en trabajos de eliminación de fósforo en aguas residuales, han obtenido un mismo rendimiento cuando han disminuido el tiempo de residencia ocho veces.

En cualquier caso, hay que destacar que el proceso anaerobio ha resultado altamente eficaz en la depuración del lixiviado para tiempos de residencia muy inferiores a lo habitual para aguas residuales con alta carga orgánica como, en definitiva, es el lixiviado. Para sistemas anaerobios de contacto (mezcla completa), como el utilizado en este trabajo, el tiempo de retención hidráulico varía entre 10 y 60

días (Annachhatre, 1996) y, en este trabajo se ha obtenido una degradación del 90 % para un tiempo de cinco días, del mismo orden que los tiempos habitualmente usados en los procesos aerobios para tratar este tipo de residuos.

Tabla 5.176. Porcentaje de eliminación de DQO

TRH (días)	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
	Eliminación de DQO (%)	Eliminación de DQO (%)
12,4	89,9	88,1
10	85,0	82,8
5	91,6	79,1

Este comportamiento está señalado en la bibliografía por Álvarez-Vázquez *et al.*, (2004) quienes indican que, en el tratamiento de lixiviados, los reactores anaerobios funcionan igual de bien que los aerobios cuando trabajan con tiempos de residencia hidráulicos similares. Según esos autores, se han obtenido eliminaciones de DQO del 88 % y del 83 % para procesos aerobios y anaerobios, respectivamente, para tiempos de residencia hidráulicos entre 5 y 20 días, lo cual coincide plenamente con los resultados aquí obtenidos.

Otros autores, como Lin (1991), han alcanzado rendimientos de eliminación de DQO similares a los alcanzados en este trabajo trabajando también con digestores de mezcla completa. Este investigador alcanzó un 92,5 % en el tratamiento en reactor anaerobio de un lixiviado con una carga orgánica de 37.000-66.000 mg DQO/l utilizando tiempos de residencia hidráulicos entre 1 y 20 días.

En cuanto al tratamiento aerobio, Bae *et al.* (1997) encontraron rendimientos del 97 % de reducción de la DQO trabajando con tiempos de residencia hidráulicos en reactores de fangos activos entre 0,5 y 2 días. Cabe reseñar que el lixiviado que utilizaron estos autores tenía una carga orgánica muy inferior (5.000-6.000 mg DQO/l) al empleado en este trabajo (14.000-16.000 mg DQO/l) lo que justifica plenamente el que, trabajando con un tiempo de residencia hidráulico menor, consiguieran tan buenos resultados. Estos autores también obtuvieron una reducción en el contenido de amoníaco del 87.5 % análoga a la alcanzada en el presente estudio (tabla 5.177).

En relación con esto, Álvarez-Vázquez *et al.*, (2004) también indican que, en el proceso anaerobio, no se produce eliminación de amonio lo que sí ocurre en el proceso aerobio, lo que concuerda con los análisis realizados en este trabajo (tabla 5.177).

Tabla 5.177. Porcentaje de eliminación de  $\text{NH}_4^+$

TRH (días)	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
	Eliminación de $\text{NH}_4^+$ (%)	Eliminación de $\text{NH}_4^+$ (%)
12,4	37,6	84,1
10	19,9	96,1
5	23,7	84,5

En los procesos biológicos llevados a cabo en esta tesis se ha trabajado sin control de la concentración de biomasa lo que ha llevado grandes oscilaciones en la misma contenida en los reactores (tabla 5.178). No obstante, los rendimientos del proceso han sido independientes de esas variaciones. Esta situación no es anómala ya que Boeije (1999), en su tesis doctoral sobre degradación de sustancias complejas

indica que no hay variación alguna en la velocidad de degradación al aumentar la concentración de biomasa.

Tabla 5.178. Cantidad de biomasa en el reactor

TRH (días)	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
	Biomasa (mg/l)	Biomasa (mg/l)
12,4	630	1.575
10	1.449	481
5	541	6.561

A pesar de haber trabajado permitiendo constantes variaciones en la concentración de microorganismos en el interior de los reactores, los resultados obtenidos una vez alcanzado el estado estacionario en las plantas de tratamiento, se han ajustado perfectamente al modelo cinético de Contois (tabla 5.179) lo que confirma la posibilidad de trabajar en este tipo de procesos sin control de ese parámetro. La constante de saturación media calculada ha resultado ser análoga para ambos procesos, anaerobio y aerobio, mientras que, en la velocidad específica de degradación máxima, el valor correspondiente al proceso aerobio es ligeramente inferior al del proceso anaerobio, lógica consecuencia del rendimiento más bajo alcanzado en aquel (tabla 5.176). La relación existente entre las velocidades de degradación coincide con la relación existente entre los porcentajes de eliminación alcanzados lo cual es lógico ya que la velocidad del proceso es directamente proporcional a la diferencia entre la DQO de la alimentación y la DQO del efluente.



Tabla 5.179. Parámetros cinéticos del modelo de Contois.

Parámetro de la ecuación de Contois	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
$v_{\max}$ (d <sup>-1</sup> )	21,79	18,59
$k_c$ (mg DQO/l)	32,51	34,44

Si bien los resultados cinéticos son análogos, no lo son los microorganismos contenidos en los reactores (tabla 5.180).

Tabla 5.180. Análisis de microorganismos presentes en los bioreactores.

	MEDIO CULTIVO	DILUCIÓN	REACTOR					
			AEROBIO			ANAEROBIO		
			24h	48 h	72 h	24h	48 h	72 h
<b>AEROBIOS</b>	PCA	10 <sup>-5</sup>	890	Inc.	Inc.	52	141	168
	PCA	10 <sup>-6</sup>	90	107	176	1	23	41
	VRBG	10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0
<b>ANAEROBIOS</b>	PCA	10 <sup>-5</sup>	0	2	Inc.	0	9	153
	PCA	10 <sup>-6</sup>	0	0	72	0	1	22
	VRBG	10 <sup>-5</sup>	0	0	0	0	0	0
	VRBG	10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0
<b>Clostridios sulf. reduct.</b>	SPS	10 <sup>-6</sup>	0	0	0	0	0	0
<b>Coliformes</b>	PRODUCCIÓN DE GAS		+	+	+	+	+	+

\* Inc.: Incontables

Los estudios microbiológicos realizados sobre la biomasa del reactor aerobio revelan un alto contenido en microorganismos aerobios mesófilos (figuras 5.304 y 5.305) aunque también existe en ella una cantidad importante de microorganismos anaerobios (figura 5.306 y 5.307) y hay presencia de coliformes como indica la producción de gas en la prueba correspondiente. No hay, sin embargo, ni enterobacterias ni *Clostridium* sulfito-reductores.

La microbiología de la biomasa del reactor anaerobio indica un menor desarrollo de microorganismos en general (figuras 5.320-5.323). Coincide con la del reactor aerobio en la presencia de coliformes y en la ausencia de enterobacterias y *Clostridium* sulfito-reductores, pero difiere de ella en el menor contenido de microorganismos aerobios mesófilos lo cual es lógico dado que en el medio hay ausencia de oxígeno. En este medio, sin embargo, sí que se desarrollan bacterias metanogénicas lo que está comprobado por la producción de metano durante el proceso.

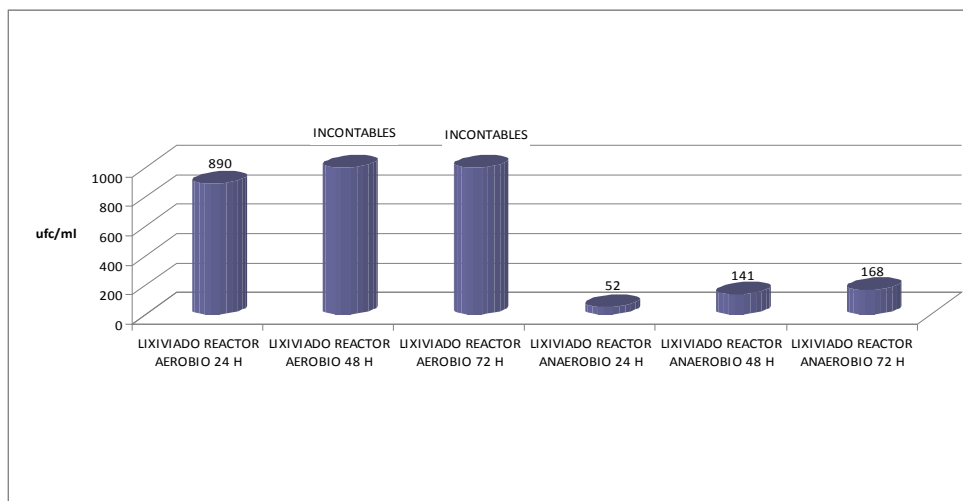


Figura 5.320.- Recuento microbiológico en la biomasa de los reactores. Aerobios en PCA dilución  $10^{-5}$ .

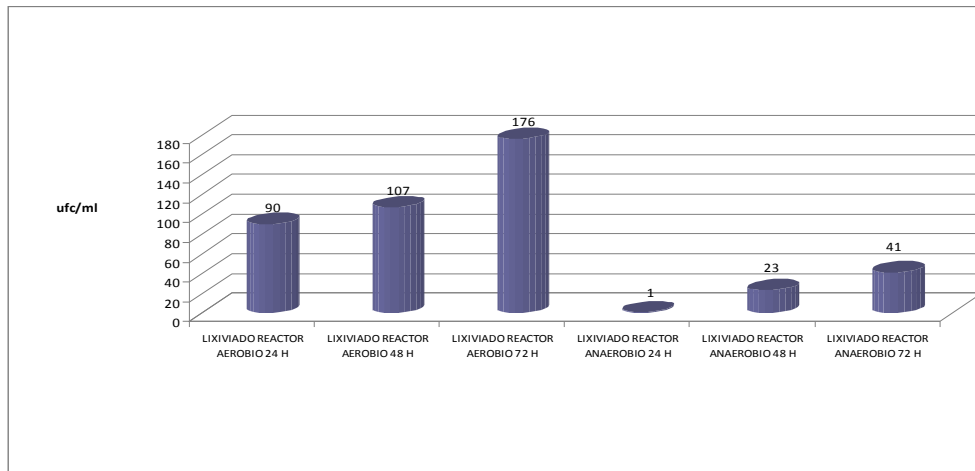


Figura 5.321.- Recuento microbiológico en la biomasa de los reactores. Aerobios en PCA dilución  $10^{-6}$ .

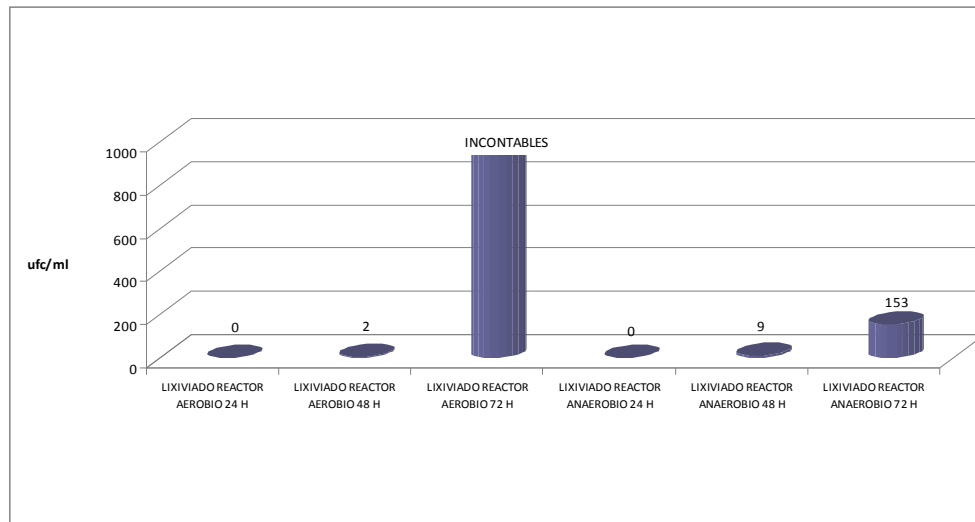


Figura 5.322.- Recuento microbiológico en la biomasa de los reactores. Anaerobios en PCA dilución  $10^{-5}$ .

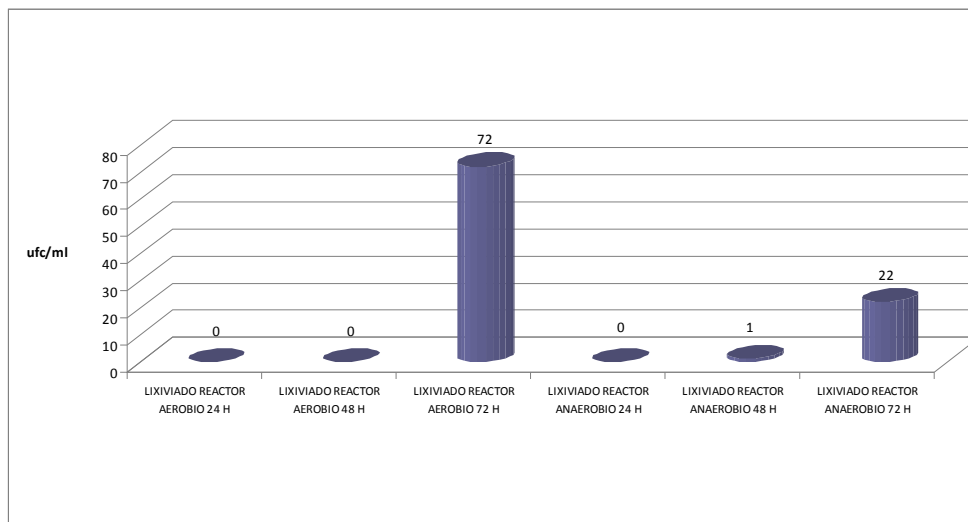


Figura 5.323.- Recuento microbiológico en la biomasa de los reactores. Anaerobios en PCA dilución  $10^{-6}$ .

En relación con esto, obviamente, la diferencia fundamental entre ambos tratamientos radica en la producción de metano que se produce en el tratamiento anaerobio pero no en el aerobio, lo que hace que el primero sea doblemente ventajoso ya que une a la opción de utilizar el lixiviado como fertilizante la posibilidad de obtener un gas combustible.

Respecto a esta producción, se puede observar que es inversamente proporcional al tiempo de residencia hidráulico (tabla 5.181). Esto es debido a que la reducción de DQO obtenida ha sido, prácticamente, la misma para todos los tiempos ensayados lo que significa que la velocidad de degradación ha sido más rápida para cinco días de TRH y como consecuencia también lo es la cantidad de metano producida por kg de DQO eliminada.

Las cantidades de metano obtenidas para los tiempos de residencia más altos están por debajo de los valores de  $350 \text{ l/ kg DQO}_{\text{eliminada}}$  que se consideran habituales en las digestiones anaerobias (Ramalho, 1993). Sin embargo, si se comparan con los

valores de 20-70 l/ kg DQO<sub>eliminada</sub> obtenidos en la digestión anaerobia de lixiviados por autores como Kheradmand et al. (2010) resultan muy interesantes. Además, para el tiempo de residencia hidráulico de cinco días sí que se alcanza el valor estimado de acuerdo con la bibliografía en los procesos anaerobios.

Tabla 5.181. Producción de metano.

TRH (días)	TRATAMIENTO ANAEROBIO	TRATAMIENTO AEROBIO
	Metano (l/kg DQO <sub>eliminada</sub> )	Metano (l/kg DQO <sub>eliminada</sub> )
12,4	141,02	0,00
10	175,15	0,00
5	346,72	0,00

La comparación del potencial germinativo indica que el producto obtenido por tratamiento anaerobio presenta en general un valor más alto excepto al final del proceso en el cual su poder germinativo es inferior al del producto obtenido por tratamiento anaerobio (Tabla 5.182). Este comportamiento es debido a que, al final del proceso, el contenido en carbono es superior en el producto del tratamiento aerobio el cual presenta siempre una eliminación de DQO inferior a la del proceso anaerobio. Como se indicó en el apartado de poder germinativo, un contenido adecuado en carbono resulta fundamental en el proceso fertilizante por lo que el control del tratamiento para finalizarlo en el punto más apropiado para la obtención de ese contenido en carbono parece ser imprescindible.

Tabla 5.182. Valores medios del poder germinativo

Etapa del tratamiento	TRATAMIENTO ANAEROBIO		TRATAMIENTO AEROBIO	
	Césped	Cebada	Césped	Cebada
Inicial	104,1	115,0	108,6	114,4
Media	121,2	109,0	108,4	98,1
Final	78,2	96,8	91,4	101,3

A la vista de todos estos resultados, parece que, aun siendo los dos procesos adecuados para la transformación del lixiviado en un fertilizante, el tratamiento anaerobio podría resultar más interesante ya que produce, además, metano.

Para utilizar el líquido resultante de la degradación anaerobia como abono líquido, además de un adecuado poder germinativo, debe cumplir una serie de requisitos que son los que se exigen a los abonos comerciales. Con el fin de decidir si es posible utilizar ese producto con tal fin, se va a realizar un estudio comparativo entre las características del líquido producido tras el tratamiento anaerobio y las del abono líquido comercial marca COMPO®.

Este abono se elabora a partir de guano de aves y se comercializa concentrado de manera que, para una fertilización normal, deben diluirse 30ml en 2l (es decir, 67 veces), y, para utilizarlo como abono de plantas delicadas, deben diluirse 8ml en 2l (factor de dilución 250). Como consecuencia de esas diluciones sus características cambian (tabla 5.183) por lo que el estudio comparativo debe realizarse a partir de esas diluciones.

Tabla 5.183. Caracterización del abono líquido COMPO®.

	<b>PURO</b>	<b>FACTOR DE DILUCIÓN 67</b>	<b>FACTOR DE DILUCIÓN 250</b>
STT (mg/l)	355.427	5.305	1.422
STV (mg/l)	151.320	2.259	605
SST (mg/l)	3.940	58,81	15,76
SSV (mg/l)	1.730	25,82	6,92
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	4.858	72,51	19,43
DENSIDAD (g/l)	1.179,36	989,91	987,94
pH	7,01	7,01	7,01
TOC (mg/l)	6.800,00	101,49	27,20
TN (mg/l)	16.500,00	246,27	66,00

La comparación de las diluciones con el producto obtenido en una etapa intermedia del tratamiento anaerobio (tabla 5.184), que es el que se ha comprobado tiene un mayor poder germinativo, indica que la mayoría de los parámetros son del mismo orden, especialmente los medidos para la dilución recomendada para un fertilizante normal (67 veces); por ello la comparación se centrará en esta dilución que, además, es la más utilizada.

Tabla 5.184. Caracterización del efluente de la instalación en una etapa intermedia del proceso anaerobio.

STT (mg/l)	5.200
STV (mg/l)	1.400
SST (mg/l)	420
SSV (mg/l)	330

DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	2.000
DENSIDAD (g/l)	980
pH	8,50
TOC (mg/l)	450
TN (mg/l)	350

El pH del abono líquido comercial, un poco inferior al del efluente de la planta, sugiere que el abono COMPO® puede resultar más adecuado en suelos básicos y el producto de la degradación anaerobia en suelos ácidos.

En los nutrientes requeridos por la legislación correspondiente a productos fertilizantes (*Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes* publicado en el BOE núm. 171 de 19/7/2005), fundamentalmente nitrógeno, fósforo y potasio, se aprecia un valor análogo en el contenido en potasio en ambos productos, y un valor superior en el contenido en nitrógeno para el efluente del tratamiento anaerobio respecto al abono comercial lo que, posiblemente, justifica los mejores resultados conseguidos por aquel en cuanto a poder germinativo.

Por el contrario, el contenido en fósforo es bastante inferior en el efluente (tabla 5.185) probablemente debido a su utilización por parte de los microorganismos durante el proceso de degradación anaerobia. Sin embargo, esto no siempre es un inconveniente ya que cuando hay contenidos altos de P en el suelo, la adición de fertilizante tiene poco efecto en la absorción de este elemento, es decir, que la probabilidad de respuesta a la aplicación de un fertilizante fosfatado disminuye a medida que la concentración de P en el suelo se incrementa. Por ello el efluente de la planta de tratamiento sería muy recomendable en suelos ricos en fósforo.



Tabla 5.185. Contenido en nutrientes en el efluente de planta de tratamiento anaerobio y en el abono comercial diluido 67 veces.

	<b>EFLUENTE</b>	<b>COMPO®</b>
NT (mg/l)	350	246,27
TOC (mg/l)	450	101,49
C/N	1,28	0,41
P (mg/l)	10,12	244,60
K (mg/l)	740,	739,11

La concentración en carbono orgánico también es mayor en el efluente de la planta, de ahí un valor mayor en su DQO. Las relaciones C/N para el efluente de la planta y el abono comercial son, respectivamente, 1,28 y 0,41 (tabla 5.185). Si bien la limitación legal sólo indica que la relación C/N debe ser inferior a 20, su valor influye en la disponibilidad del nitrógeno. Cuando es elevada, los microorganismos del suelo precisan de nitrógeno adicional para descomponer el carbono y se producirá inmovilización del nitrógeno de forma orgánica. Por otro lado, un valor bajo de la relación C/N indica contenidos elevados de nitrógeno y puede ser considerado como un fertilizante mineral. No obstante, una relación C/N demasiado baja en un abono líquido implica una mineralización rápida de la materia orgánica del suelo; es por ello por lo que el aporte al suelo de un abono con un contenido de nitrógeno excesivo puede provocar una pérdida de materia orgánica (Kiely, 1999). Por tanto, el efluente de la planta parece adecuado en este sentido.

Los productos fertilizantes elaborados con materias primas de origen orgánico no pueden superar el contenido de metales pesados fijado por el *Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes* (BOE núm. 171 de 19/7/2005), siendo ese contenido más estrictos según sea su clase A, B o C (tabla 5.186). El contenido en metales pesados del producto procedente del tratamiento anaerobio

(tabla 5.186) está dentro de los límites fijados para los metales pesados en cualquiera de los tres tipos de fertilizantes, A, B o C, por lo que también esto parece indicar la posibilidad de su utilización como abono.

Tabla 5.186. Límites en concentración de metales pesados en los fertilizantes.

Metal pesado	Límites de concentración (mg/l)			EFLUENTE (mg/l)
	Clase A	Clase B	Clase C	
Cadmio	0,7	2	3	< 0,01
Cobre	70	300	400	< 0,01
Níquel	25	90	100	0,08
Plomo	45	150	200	0,03
Zinc	200	500	1.000	0,82
Mercurio	0,4	1,5	2,5	< 0,01
Cromo total	70	250	300	0,07
Cromo VI	0	0	0	< 0,01

**Todos estos resultados permiten concluir que el efluente de la planta de tratamiento anaerobio puede utilizarse como fertilizante y que es posible llevar a cabo un aprovechamiento integral de los lixiviados cumpliéndose así el objetivo fijado en esta tesis doctoral.**

## **6 CONCLUSIONES**



Del estudio realizado sobre el aprovechamiento integral de los lixiviados generados en los Centros de Tratamiento de Residuos (CTRs) se han sacado una serie de conclusiones que se pueden estructurar de acuerdo con los estudios realizados:

## 6.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS

Se han analizado lixiviados procedentes de la zona de compostaje y de la balsa de comunes de tres CTRs de Castilla y León: Burgos, León y Zamora, llegando a las siguientes conclusiones:

- ✓ Sus características físico-químicas varían dependiendo de su procedencia, tanto en función de la localidad de origen (Burgos, León o Zamora) como del punto donde se tome la muestra (zona de compostaje o balsa de comunes).
- ✓ El lixiviado procedente de la zona de compostaje suele estar más cargado de materia orgánica y sólidos que el procedente de la balsa de comunes.
- ✓ Suelen ser líquidos muy oscuros con bastantes sólidos totales (entre 4.000 y 22.000 mg/l), un pH en torno a la neutralidad (6,5-8,5) y densidad próxima a la del agua (entre 980 y 1.020 g/l).
- ✓ Poseen alta carga orgánica (DQO entre 2.000 y 27.000 mg/l), elevado contenido en nitrógeno (nitrógeno total entre 500 y 1300 mg/l) y una alta relación carbono/nitrógeno (C/N entre 2 y 18).
- ✓ Poseen elevadas concentraciones de macronutrientes (C, N, P) y micronutrientes (K, Ca, Mg, Fe, P) que los hacen adecuados para una estabilización biológica.
- ✓ Presentan una elevada población bacteriana compuesta por microorganismos aerobios y anaerobios.

De los distintos lixiviados analizados se ha elegido para los estudios posteriores el procedente de la zona de compostaje de Zamora por tener unas características físico-químicas representativas y numerosos microorganismos susceptibles de actuar como inóculo espontáneo en los posteriores procesos de tratamiento biológico anaerobio o aerobio.

## 6.2 TRATAMIENTO ANAEROBIO EN DISCONTINUO

Se ha realizado un tratamiento anaerobio en discontinuo analizando la influencia del tiempo de residencia hidráulico (de 0 a 25 días), de la temperatura (35°C y 55°C) y de la adición o no de inóculo externo, llegando a las siguientes conclusiones:

- ✓ La degradación del lixiviado aumenta con el tiempo de residencia hidráulico alcanzando valores superiores al 70 % a partir de los 22 días.
- ✓ La adición de inóculo al proceso no mejora sustancialmente el mismo dada la cantidad considerable de microorganismos ya presentes en el propio lixiviado.
- ✓ Las condiciones mesófilas (35°C) resultan adecuadas para el proceso y permiten un considerable ahorro energético respecto a las condiciones termófilas.

De las diferentes condiciones de operación ensayadas se ha elegido para el proceso en continuo trabajar a 35°C, sin inyección de inóculo externo y variando el tiempo de residencia hidráulico.

### 6.3 TRATAMIENTO AEROBIO EN DISCONTINUO

Se ha realizado un tratamiento aerobio en discontinuo analizando la influencia del tiempo de residencia hidráulico (de 0 a 25 días), en condiciones mesófilas (35°C de temperatura) y sin adición de inóculo externo, que son las condiciones óptimas obtenidas en el tratamiento anaerobio en discontinuo, llegando a las siguientes conclusiones:

- ✓ La degradación del lixiviado aumenta con el tiempo de residencia hidráulico alcanzando valores superiores al 70 % a partir de los 22 días.
- ✓ La biodegradabilidad del lixiviado en las condiciones de operación ensayadas parece estar en torno al 92 % de la DQO restando una DQO refractaria imposible de eliminar biológicamente de unos 800 mgO<sub>2</sub>/l.
- ✓ El proceso aerobio es competitivo con el anaerobio en la degradación de lixiviados.

Los resultados obtenidos indican que el proceso aerobio resulta interesante como método de tratamiento de los lixiviados por lo que se ha llevado a cabo un estudio en continuo del proceso aerobio en paralelo con el proceso anaerobio utilizando las mismas condiciones de operación: temperatura de 35°C, sin inoculación y con tiempos de retención hidráulicos variables.



## 6.4 TRATAMIENTO ANAEROBIO EN CONTINUO

Se ha diseñado una instalación y realizado un tratamiento anaerobio en continuo analizando la influencia del tiempo de residencia hidráulico (entre 5 y 22 días), a una temperatura de 35°C y sin adición de inóculo externo, llegando a las siguientes conclusiones:

- ✓ La eliminación de DQO es independiente del tiempo de residencia hidráulico siempre que la planta esté estabilizada.
- ✓ El proceso anaerobio ha resultado eficaz para la depuración de lixiviado para tiempos de residencia hidráulicos muy inferiores a lo habitual para aguas residuales con alta carga orgánica, obteniendo una degradación del 90 % para tiempos de tan sólo 5 días.
- ✓ La eliminación de amonio es despreciable en ausencia de oxígeno.
- ✓ La microbiología de la biomasa del reactor anaerobio indica un menor desarrollo de microorganismos en general, con presencia de coliformes y ausencia de enterobacterias y Clostridium sulfito-reductores, bajo contenido en microorganismos aerobios mesófilos y desarrollo de bacterias metanogénicas.
- ✓ La cantidad de metano generado depende del tiempo de residencia hidráulico y varía entre 140 y 350 litros por cada kg DQO eliminada.
- ✓ La cinética del proceso sigue el modelo de Contois con una velocidad específica de degradación de 21,79 días<sup>-1</sup> y una constante de saturación media de 32,51 mg DQO/l.

- ✓ El poder germinativo del efluente procedente del tratamiento es muy elevado siendo mayor en la etapa intermedia del proceso que al principio o al final del mismo.

De las conclusiones extraídas se puede deducir que es posible utilizar el proceso anaerobio en continuo no sólo para depurar los lixiviados sino también para generar energía a través del metano o producir fertilizantes.

## 6.5 TRATAMIENTO AEROBIO EN CONTINUO

Se ha diseñado una instalación y realizado un tratamiento aerobio en continuo analizando la influencia del tiempo de residencia hidráulico (de 0 a 12,4 días), en condiciones mesófilas (35°C de temperatura) y sin adición de inóculo externo, llegando a las siguientes conclusiones:

- ✓ La eliminación de DQO presenta una relación directa con el tiempo de residencia hidráulico de modo que, al aumentar éste, aumenta el porcentaje de eliminación obteniéndose un valor máximo del 88 % a un tiempo de 12,4 días.
- ✓ La eliminación de amonio es importante en presencia de oxígeno (superior al 80%).
- ✓ La biomasa presente en el biorreactor tiene un alto contenido en microorganismos aerobios mesófilos, una cantidad importante de microorganismos anaerobios y presencia de coliformes; no tiene, sin embargo, ni enterobacterias ni *Clostridium* sulfito-reductores.
- ✓ La cinética del proceso sigue el modelo de Contois con una velocidad específica de degradación de 18,59 días<sup>-1</sup> y una constante de saturación media de 34,44 mg DQO/l.
- ✓ El poder germinativo del efluente procedente del tratamiento es muy elevado siendo mayor en las etapas iniciales del proceso que al final del mismo.

Las conclusiones anteriores permiten deducir la aplicación del proceso aerobio en continuo en la depuración de los lixiviados y en la transformación de los mismos en fertilizantes.

A la vista de todos estos resultados, parece que, aun siendo los dos procesos, anaerobio y aerobio, adecuados para la transformación del lixiviado en un fertilizante, el tratamiento anaerobio podría resultar más interesante ya que produce, además, metano.

## 6.6 UTILIZACIÓN DEL EFLUENTE DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO COMO FERTILIZANTE

Se ha analizado el efluente del tratamiento anaerobio para su utilización como fertilizante, llegando a las siguientes conclusiones:

- ✓ El contenido en macronutrientes, como carbono y nitrógeno, es elevado, siendo, no obstante, los valores para la relación C/N adecuados.
- ✓ El contenido en potasio es del mismo orden que el de abonos comerciales.
- ✓ El contenido en fósforo es bajo por lo que sería recomendable su utilización en suelos con un alto contenido en este elemento.
- ✓ El pH es básico por lo que su aplicación resulta adecuada en suelos ácidos.
- ✓ El contenido en metales pesados está por debajo de lo permitido por la legislación en los fertilizantes elaborados con materias primas de origen orgánico.

Todo ello hace que su poder germinativo sea superior al de algunos abonos comerciales haciéndolo altamente recomendable para ser utilizado como fertilizante en agricultura tomando para ello las precauciones habituales de cualquier abono.

Podría parecer un posible inconveniente para la utilización del efluente del tratamiento anaerobio de los lixiviados como fertilizante el coste de tener que trasladarlo desde de la planta de tratamiento de lixiviados al lugar de aplicación y distribuirlo en el terreno mediante dispensadores idóneos. Sin embargo, este gasto se vería compensado por el ahorro en el consumo de abonos comerciales dado que, en cualquier caso, el tratamiento del lixiviado tiene que llevarse a cabo para realizar el

vertido a cauce por debajo de los límites de contaminación exigidos por la legislación vigente.

Un factor que no se ha analizado en esta tesis y que sería necesario comprobar, es la homogeneidad de los efluentes que se irán produciendo con el tiempo, tanto por si se producen cambios en la biodigestión de los lixiviados iniciales, como por el hecho de que tales lixiviados también pueden incorporar cierta heterogeneidad. Sería, por tanto, oportuno y queda abierto para estudios posteriores, realizar un análisis sobre la heterogeneidad de este tipo de subproductos, al igual que de los lixiviados.

También hay que poner de manifiesto que estos efluentes no están a fecha de hoy, reconocidos como fertilizantes líquidos en la legislación española de Fertilizantes y Afines, por lo que, para proponer su empleo, será necesario convertirlo en un fertilizante de los que legalmente están considerados mediante de la adición del elemento o elementos necesarios.

Esta tesis doctoral, cuyo objetivo era desarrollar procedimientos de aprovechamiento integral de los denominados “lixiviados”, considerados como compuestos altamente contaminantes por sus características, ha dado soporte científico a la patente de invención nº 200402938 “Método y reactor para tratamiento fermentativo de lixiviados procedentes de vertederos y plantas de tratamiento de residuos sólidos urbanos y utilización del liquido resultante como abono para plantas” con nº de publicación 2261048 y también a la solicitud de patente 200900699 “Procedimiento para operación de una instalación de biometanización de residuos sólidos orgánicos, e instalación para llevarlo a cabo”, abriendo la puerta a otras investigaciones que la complementan y entre las que se pueden numerar las siguientes:

- Estudio de la microbiota existente en los lixiviados.

- Capacidad fermentativa de los lixiviados con y sin inculo.
- Influencia de la composición del lixiviado y su homogeneidad en el producto fertilizante final.





## **7 NOMENCLATURA**



ABS: Absorbancia.

BGBL: Caldo lactosado biliado verde brillante (brilliant green bile lactose).

c: concentración de ácido clorhídrico para análisis de alcalinidad

CEBAS: Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura.

CTR: Centro de tratamiento de residuos.

CO: Citocromo-oxidasa.

COT: Carbono orgánico total.

DQO: Demanda química de oxígeno.

ECD: Detector electroquímico (electrochemical detector).

FID: Detector de ionización de llama (flame ionization detector).

G: Volumen diario de CH<sub>4</sub> generado.

IC: Carbono inorgánico.

IG: Índice de germinación.

k<sub>s</sub>: Constante de saturación de la expresión cinética de Monod.

k<sub>c</sub>: Constante de la expresión cinética de Contois.

k<sub>ek</sub>: Coeficiente de la expresión cinética de Eckelfelder.

k<sub>mk</sub>: Constante de la expresión cinética de Mc Kinney.

KIA: Medio Kliger Iron Agar.

L<sub>MR</sub>: Longitud media de las raíces de las plantas.

L<sub>RC</sub>: Longitud media de las raíces en el control.

$L_{RT}$ : Longitud media de las raíces de las plantas en los tratamientos.

M: Molaridad.

m: Masa.

n: Número de medidas.

N: Normalidad.

$N_k$ : Nitrógeno Kjeldhal.

NPOC: Carbono orgánico no purgable.

P: Peso (g).

PCA: Plate count agar.

Q: Caudal del influente (volumen/tiempo).

$Q_e$ : Caudal del efluente (volumen/tiempo).

$Q_r$ : Caudal de recirculación de lodos (volumen/tiempo).

$Q_w$ : Caudal de purga de lodos (volumen/tiempo).

RU: Residuos urbanos.

s: Desviación estándar en la medida.

$S_e$ : Concentración del sustrato (DQO) dentro del reactor (masa/volumen).

$S_0$ : Concentración del sustrato en el influente (masa/volumen).

SG: Semillas cebada o berro germinadas con respecto al control.

SPS: Agar-sulfito-polimixina-sulfadiazina.

SST: Sólidos en suspensión totales.

SSV: Sólidos en suspensión volátiles.

STT: Sólidos totales.

STV: Sólidos totales volátiles.

t: Variable estadística.

T: Tiempo de residencia hidráulico.

TCD: Detector de conductividad térmica (thermal conductivity detector).

TN: Nitrógeno total ligado.

TOC: Carbono orgánico total.

TRH: Tiempo de residencia hidráulico.

TSB: Caldo triptona soja (tryptone soy broth).

TW: Agua de triptona (tryptone water).

V: Volumen del reactor biológico.

$V_{\text{muestra}}$ : Volumen de muestra para análisis.

$V_1$ : Volumen de  $H_2SO_4$  para valoración de la muestra en el análisis de nitrógeno Kjeldahl o amoniacal.

$V_2$ : Volumen de  $H_2SO_4$  para valoración del blanco en el análisis de nitrógeno Kjeldahl o amoniacal.

$V_3$ : Volumen de ácido consumido en análisis de alcalinidad.

$V_4$ : Volumen de muestra para análisis de alcalinidad.

$V_6$ : Volumen de ácido clorhídrico para análisis de alcalinidad.

VRBA: Agar biliado-rojo neutro cristal violeta (violet red bile agar).

VRBG: Agar biliado rojo violeta glucosa (violet red bile glucose).

$\bar{x}$ : Media aritmética.

X: Concentración de microorganismos dentro del reactor (masa/volumen).

$X_e$ : Concentración de microorganismos en el efluente (masa/volumen).

$X_0$ : Concentración de microorganismos en el influente (masa/volumen).

$X_r$ : Concentración de microorganismos en la recirculación de lodos (masa/volumen).

$\Delta X_v$ : Cantidad de biomasa producida diariamente.

$\theta_c$ : Tiempo de retención celular.

$\mu$ : Media.

$\rho$ : Densidad.

$\sigma$ : desviación estándar.

$\sigma_\mu$ : desviación estándar de la media.

## **8 BIBLIOGRAFÍA**





AEMET (2009) AGENCIA ESTATAL DE METEOROLOGÍA.

Álvarez-Vázquez, H.; Jefferson, B. y Judd, J. (2004). Review Membrane bioreactors vs. conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *J Chem Technol Biotechnol* 79, 1043–1049.

Annachatre A., (1996), Anaerobic treatment of industrial wastewaters, *Resources, Conservation and Recycling* 16, 161-166.

A.P.H.A. (American Public Health Association), A.W.W.A. (American Water Works Association), W.P.C.F. (Water Pollution Control Federation (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. 17ª ed. Madrid: Díaz de Santos.

Arizabalo, R. D. y Díaz, G. (1991). La contaminación del agua subterránea y su transporte por medios porosos. *Cuadernos del Instituto de Geofísica – UNAM*. Núm., 6. México.

Arvizu, J. y González, R. (2005). *Detección de Lixiviados en un Vertedero de Residuos Sólidos Urbanos*. V Congreso nacional de Aguas Subterráneas celebrado en Hermosillo, Sonora, México.

Ayuso, M. (1995). *Utilización de residuos urbanos como enmiendas orgánicas sólidas y líquidas: valoración agronómica y efectividad frente a enmiendas tradicionales*. Tesis de Doctorado para la obtención del título de Doctor en Química Agrícola y Alimentaria, Facultad de Química, Universidad de Murcia, España.

Ayuso, M., Hernández, T., García, C., y Costa, F. (1992). Utilización de un lodo aerobio como sustitutivo de fertilizantes fosforados inorgánicos. *Suelo y Planta*, (2), 271-280.

- 
- Ayuso, M. (1995). Utilización de residuos urbanos como enmiendas orgánicas sólidas y líquidas: valoración agronómica y efectividad frente a enmiendas tradicionales. *Tesis Doctoral. Universidad de Murcia*.
- Ayuso, M., Hernández, T., García, C. y Pascual, J.A. (1996a). A comparative study of the effect on barley growth of humic substance extracted from municipal wastes and from traditional organic materials. *Journal of Science of Food and Agriculture*, 59, 313-319.
- Ayuso, M., Hernández, T., García, C. y Pascual, J.A. (1996b). Evolution of urban wastes for agricultural use. *Soil Science and Plant Nutrition*, 42, 105-111.
- Bae, J.-H. ; Kim, S. y Chang, H. (1997). Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's treatment followed by activated sludge. *Water Sci. Technol.* 36, 341-348.
- Bastone, D., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S., Pavlostathis, S., Rozzi, A., Sanders, W., Siegrist, H., Vavilin, V. (2002). Anaerobic Digestion Model No 1 (AMD1). *Scientific and Technical Report N° 13 IWA*, Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Wastewater, London: IWA Publishing,
- Bebefield, L.; Molz, F. (1984). A model for the activated sludge process which considers diffusion and reaction in the microbial floc. *Biotech. Bioeng.* 25, 2596-2615.
- Birchler, D. R., Milke, M. W., Marks, A. L. y Luth, R. G. (1994). Landfill Leachate Treatment by Evaporation. *J. Envir. Engrg.* 120(5), 1109-1131.

- Boeije, G. (1999). *Chemical fate prediction for use in georeferenced environmental exposure assessment*. Tesis de doctorado, University of Gante, Gante, Bélgica.
- Brock, T.D., Madigan, M.T. (1997). *Biology of Microorganisms* (7<sup>a</sup> ed.). New Jersey: Prentice-Hall International.
- Buivid, M. D. (1980). *Laboratory Simulation of Fuel Gas Production Enhancement from Municipal Solid Waste Landfills*, Dynatech R/D Company, Report No. 1948.
- Buivid, M.G., D.L. Wise and M.J. Blanchet (1981), Fuel Gas Enhancement by Controlled Landfilling of Municipal Solid Waste. *J. Resources Conserv.* 6, 3-20.
- Calvo, F., Zamorano, M. y Moreno, B. (2002). Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental. *I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid, pp. 965-975.
- Cárdenas León, J. Al. (1996). Impacto del basurero de Navarro sobre las aguas subterráneas en Cali, Colombia. *Tesis de Maestría, Colombia*.
- Chian, E. S.K. y DeWalle, F. B. (1976). Sanitary Landfill Leachates and Their Leachate Treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division* 102(2), 411-431.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H., Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16, 659 – 718.
- Colomer, Francisco J..(2008). “Un nuevo método evalúa el riesgo ambiental de las balsas que contienen líquidos contaminantes”. Universidad de Castellón

- 
- Contois, D. E. (1959). Kinetics of bacterial growth, relationship between population density and specific growth rate of continuous cultures. *J. Gen. Microbiol.* 21, 40-50.
- Costa, C. y Márquez, M. C. (1994). Mathematical models of substrate degradation rate for activated sludge processes. *Chem. Biochem. Eng. Q.* 8(3), 111-117.
- Costa, F., García, C., Hernández, M. T. y Polo, A. (1991). Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. *Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura* (CEBAS), CSIC.
- Cossu, R.; Laraia, R.; Adani, F. y Raga, R. (2001). Test methods for the characterization of biological stability of pretreated municipal solid waste in compliance with EU directives. Proceedings of Sardinia 2001. 8<sup>TH</sup> *International Waste Management and Landfill Symposium*. CISA Cagliari, Italy, 1-5 October 2001.
- Crowe, M., Nolan, K., Collins, C., Carty, G., Donlon, B. (2002). *Biodegradable municipal waste management in Europe. Part 3. Technology and market issues*. *European Environmental Agency*. Copenhagen. pp: 5-18.
- Cruz, R.; Orta, M.; Sánchez, J. y Rojas, M. (2001). Estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios mediante un balance de agua en serie. *Memorias del AMCRESPAC*, Querétaro, México.
- Corbitt, R. (2003). *Manual de referencia de la ingeniería ambiental*. Mc Graw Hill. New York. 2003.
- Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S. D. (1997): Economic and Environmental Evaluations of Waste Treatment and Disposal Technologies for Municipal Solid Waste. *Applied Energy* 58(4), 209-257.

- De María, M. R. (1981). Cinética y simulación del proceso de lodos activos. *Ing. Quim.* 150, 173-177.
- Di Iaconi, C., Del Moro, G., Pagano, M. y Ramadori, R. (2009). Municipal landfill leachate treatment by SBBGR technology. *International Journal of Environment and Waste Management* 4(3-4), 422 – 432.
- Ding, A., Zhang, Z. Fu, J. y Cheng, L.(2001). Biological Control of leachate from municipal landfills, *Chemosphere* 44(1), 1-8.
- Dirección de Investigación Agroindustrial Management & Consulting S.A. (2008). *Biorecuperación de lixiviados en Rellenos Sanitarios*. Colombia
- Durán, P., Ramírez, Z. y Durán, M. (2002). Bioadsorción de lixiviados viejos clarificados. Memorias del XIII Congreso Nacional de FEMISCA, pp. 455-460.
- Eckenfelder, W. W. (1966). *Industrial water pollution control*. Ed. McGraw-Hill, new York.
- Ehrig, H.-J. (1984). Treatment of Sanitary Landfill Leachate: Biological Treatment. *Waste Management & Research* 2(1), 131-152.
- EPA (2002). State of the Practice for Bioreactor Landfills Workshop on Bioreactor Landfills Arlington, Virginia September 6-7, 2000 (EPA, 2002).
- Espinace, R.A.J., Palma, G. & Szanto, N. (1997). "Asentamiento en un vertedero controlado a escala con recirculación de líquidos lixiviados". 4º Congreso Chileno de Ingeniería Geotécnica, 21 al 24 de Octubre.
- Eurostat (2007). *Cultural Statistics. Eurostat Pocketbooks*. 2007 edition. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

- 
- Fernández Muerza A. (2006). *Lixiviados altamente contaminantes*. Consumer. Es Eroski. España.
- Foster, S. (1998). *Políticas de protección de las aguas subterráneas en Europa*. Universidad de Londres, Royal Holloway College, Inglaterra.
- García, J. C.; Gutiérrez, A. y Díaz, J. M. (1991). Reactor continuo de lodos activados: competencia entre microorganismos granulares y filamentosos. *Tecnología del Agua* 85, 17-24.
- García, C., T. Hernández, A. Barahona y Costa, F. (1996). Organic matter features and nutrient content in eroded soils. *Environmental Management*, 20, 133-141.
- Giacomán, G. y Quintal, C. (2006). Modificación de los complejos coloidales por la acción del cambio en el potencial de hidrógeno (pH) generando una disminución de contaminantes. *XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Punta del Este, Uruguay.
- Galbrand, C., Lemieux, I. G., Ghaly, A. E., Côté, R. y Verma, M. (2008). Water Quality Assessment of A Constructed Wetland Treating Landfill Leachate and Industrial Park Runoff. *American Journal of Environmental Sciences* 4 (2), 111-120.
- González Herrera R., Cárdenas, L. K. y Rodríguez Castillo, R. (2000). Basureros Activos. Simulación de la lixiviación - El caso de Mérida, México -. *XXVII de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Porto Alegre, Brasil.
- González, S. y Valdivia, C. (2000) Tratamiento de los lixiviados de un vertedero en un sistema de lodos activados. *XXVII Cong. Interam. Eng. Sanit. Amb.* pp. 1-11.

- Grau, P.; Dohanyos, M.; Chudoba, J. (1975). Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Res.* 9, 637-642.
- Kelling, K.A, Walsh,L.M, Keeney, J.A, Ryan, J.A y Peterson, A.E. (1977). A field study of agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P. *Journal Environmental Quality*, 6, 345-352.
- Kennedy, L. G. y Everett J. W. (2001). Microbial degradation of simulated landfill leachate: solid iron/sulfur interactions. *Advances in Environmental Research Volume 5(2)*, 103-116.
- Kheradmand, S.; Karimi-Jashni, A. y Sartaj, M. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management* 30, 1025–1031.
- Kiely, G. (1999). *Ingeniería ambiental. Fundamentos. Entornos. Tecnologías y sistemas de gestión*. Madrid: McGraw-Hill.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A. y Christensen T.H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 297–336
- Kurniawan, T.A., Lo, W. y Chan G. (2005). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* 129, 80 – 100.
- Laines, J. R., Goñi, J. A., Adams, R. H., Camacho,W. (2008). Mezclas con potencial coagulante para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América* 33(1), 22-28.

- 
- Lechner, Peter. (1989). *Vertederos Sanitarios: Tecnología e Impacto medioambiental*, Capítulo 7.1 Normas Austriacas para Vertederos Sanitarios. Academic Press, Londres 1989.
- Leuschner, A. P., (1987). Landfill enhancement for improving methane production and leachate quality. En Christensen, T. H., Cossu, R & Stegmann, R. (eds). Proceedings Sardinia '87, *First International Landfill Symposium Cagliari*, Italy: CISA.
- Leuschner, A. P. (1989). Enhancement of degradation: laboratory scale experiments. En Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, ed. T. H. Christensen, R. Cosu y R. Stegmann. London: *Academic Press*.
- Liang, Z. y Liu, J. (2008). Landfill leachate treatment with a novel process : Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system. *Journal of hazardous materials* 151(1), 202-212.
- Lin, C.-Y. (1991). Anaerobic digestion of landfill leachate. *Water SA* 17, 301–306.
- Linde, K.; Jönsson, A.-S. y Wimmerstedt, R. (1995). Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination* 101(1), 21-30.
- Lo, I. M. C. (1996). Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment international* 22(4), 433-442.
- Lopes, J. y Peralta, P. (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials* 123(1-3), 181-186.
- López Padilla, Gustavo, & Xochitl María, García Cruz. (2007). "Análisis de un sistema de generación de energía eléctrica mediante basura doméstica para una casa-habitación en la población de Mexicali en México". *Instituto Tecnológico de Mexicali, México*



- Luo, F., Chen, W., Song, F., Li, X., Zhang, G. (2004). Comparison between controlled landfill reactor and conditioned landfill bioreactor. *Journal of Environmental Sciences (China)* 16(5), 874-880.
- Loukidou, M. X. y Zouboulis, A. I. (2001). Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental Pollution* 111(2), 273-281.
- Lucía, T., Curt, M. D. y Fernández, J. (2005). Estudio de la tolerancia de diversas especies de Macrofitas Acuáticas al NaCl en solución y su aplicación al tratamiento de lixiviados de Vertedero. *International Meeting on phytodepuration*. Lorca, Murcia, 252-257.
- Lloyd, M.Sc. y Andrew, P. (2006). Wetland Biofilter System provides year-round, cost effective treatment to over 1.5 million liters of wastewater. Disponible en web: [http://www.environmental\\_expert.com/resultEachArticle.aspx?cid=6392&codi=6564&lr=1&word=landfill%2bleachate](http://www.environmental_expert.com/resultEachArticle.aspx?cid=6392&codi=6564&lr=1&word=landfill%2bleachate). Referencia del 20 de Enero de 2010.
- Madigan, M. T, Martinko, J. M. & Parker, J. (2003). *Brock Biología de los Microorganismos* (10ª ed.). Madrid: Prentice-Hall.
- Maleki, A., Zazouli, M. A., Izanloo, H. y Rezaee, R. (2009). Composting Plant Leachate Treatment by Coagulation-Flocculation Process. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.* 5(5), 638-643.
- Mancipe, D. (2006). *Estudio de la depuración de un agua residual con un elevado contenido orgánico en un reactor anaerobio de mezcla completa: Influencia de la concentración de fósforo en el influente. Memoria para optar al Grado de Salamanca, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Salamanca, España.*

- 
- Marañón (2004). Optimización de procesos avanzados de oxidación para la eliminación de compuestos refractarios en lixiviado de vertedero. *Tesis doctoral*.
- Marks, A. L., Luthy, R. G. y Diwekar, U. M. (2006). Semi-continuous evaporation model for leachate treatment process evaluation. *Environmental Progress* 13(4), 278 – 289.
- Martín, M. J. (1986). Control de los efectos de los iones metálicos Cu (II) y Cr(III) sobre los lodos activos mediante su eliminación con sepiolita. *Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid*, pp. 16.
- Mc Kinney, R. E. (1962). *Microbiology for sanitary engineers*. Ed. McGraw-Hill, New York.
- Méndez Novelo, Roger Iván , Cachón Sandoval, Edgar, Sauri Riancho, Maria Rosa, & Castillo Borges, Elba rené. (2002). *Influencia del material de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario*. Ingeniería Revista Académica, Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Metcalf y Eddy, Inc. (2000). *Ingeniería de aguas residuales* (3ª ed.). Madrid: McGraw-Hill Interamericana España. p. 612.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Perfil Ambiental de España 2006*. Centro de publicaciones. Secretaría General Técnica.
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Ann. Rev. Microbiol.* 3, 371-394.
- Monroe, M. (2001) *Landfill leachate treatment: VSEP offers a revolutionary solution*. Disponible en web: [ww.vsep.com/company/articles/2.html](http://ww.vsep.com/company/articles/2.html). Referencia del 20 de enero de 2010.

- Münch, E. V. y Barr, K. (2001). Controlled struvite crystallization for removing phosphorous from anaerobic digester sidestreams. *Wat. Res.* 35(1), 151-159.
- Nivala, J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S. y Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment* 380(1-3), 19-27.
- Ntampou, X., Zouboulis, A.I. y Samaras, P. (2006). Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. *Chemosphere* 62(5), 722-730.
- Ocaña Robles, L. (2003). Los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Madrid: un recorrido histórico desde Felipe II hasta nuestros días. *Ayuntamiento de Madrid*.
- Orta Ledesma, M<sup>a</sup> Teresa. (2000). "Método de balance de agua para la estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios". XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) Porto Alegre.
- Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., Gomec-Yangin, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management* 23(5), 441-446.
- Palma, J. H., Valenzuela, P. I. y Espinace R. H. (2000). Reducción de los tiempos de estabilización en rellenos sanitarios operados con recirculación de lixiviados tratados. *XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental* III-137, 1-10.
- Park, S., Choi, K. S., Joe, K. S., Kim, W. H y Kim, H. S. (2001). Variations of landfill leachate's properties in conjunction with the treatment process. *Environmental technology* 22(6), 639-645.

- 
- Pascual-Anderson, M.R. y Calderón-Pascual, V. (2000). *Microbiología Alimentaria Metodología analítica para alimentos y bebidas*. Diaz de Santos, Madrid, España.
- Pelaez, A. I., Sanchez, J. y Almendros, G. (2009). Bioreactor treatment of municipal solid waste landfill leachates: Characterization of organic fractions. *Waste Management 29(1)*, 70-77.
- Pettri, M. D., Kruzolek, C., Acuña, M. G., Smorzcewski, M. B. y Barboza, O. M. (2005). Fitorremediación-humedales pilotos para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario. Disponible en web: [http://www.unam.edu.ar/2007/index2.php?option=com\\_content&do\\_pdf=1&id=308](http://www.unam.edu.ar/2007/index2.php?option=com_content&do_pdf=1&id=308). Referencia del 20 de enero de 2010.
- Pohland, F. G., (1975). Accelerated solid waste stabilization and leachate treatment by leachate recycle, through sanitary landfill. *Progress in Water Technology 7*, 753-765.
- Ramalho, R. S. (1993). *Tratamiento de aguas residuales*. Barcelona: Ed. Reverté, S.A, pp. 515-516.
- Reinhart, D., McCreanor, P., Townsend, T., (2002). The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Manage Res 20*, 172–186.
- Renou, S., Poulain, S., Givaudan, J. G., Moulin, P. (2008). Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation-prefiltration-reverse osmosis. *Journal of membrane science 313(1-2)*, 9-22.
- Rodier, J. (1981). *Análisis de aguas*. Barcelona: Ed. Omega, pp. 674.

- Ros Muñoz, M. (2000). Recuperación de suelos agrícolas abandonados mediante el reciclaje en los mismos de residuos orgánicos de origen urbano. *Tesis doctoral, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), Universidad de Murcia, España.*
- Sánchez, J. (2005). Bio-rellenos metanogénicos opción sustentable para la disposición final de los residuos sólidos. *Congreso Interamericano de Residuos, México: D.F; AIDIS / DIRSA.*
- Sang, Y., Sun, T., Chen, J. y Liang, C. (2008). Flocculation Process Optimization of a Novel Coagulant for Landfill Leachate Pretreatment. 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, 3343 – 3346.
- Schroeder, P.R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McEnroe, B.M., Sjostrom, J.W. y Peyton, R.L. (1994). *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model.* 2 Volumes: User's Guide for Version 3; Engineering Documentation for Version 3; EPA/600/R-94/168a,b; US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Statom, R. A., Thyne, G. D. y McCray J. E. (2004). Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA. *Environmental Geology* 45(7), 891-1042.
- Stief, K. (1989). “*Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*”, chapter 7,3 Multi-barrier Concept in West Germany. Academic Press London.
- Takashima M., Speece R.E. (1989), Mineral nutrient requirements for high-rate methane fermentation of acetate at low SRT, *Research Journal WPCF*, 61 (11/12), 1645-1650.

- 
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil S. (1997). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*, vol. I, Madrid: Ed. Mc Graw Hill.
- Trebouet, D., J.P. Schlumpf, J. Jaquen y Quemeneur, F (2001). Stabilized Landfill Leachate Treatment by Combined Physicochemical-Nanofiltration Processes, *Water Research* 35(12), 2935-2942.
- Trujillo, D., Font, X. y Sánchez, A. (2006). Use of Fenton reaction for the treatment of leachate from composting of different wastes. *Journal of Hazardous Materials B138*, 201–204.
- Urbanc-Bercic, O. (1996). Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates: The Slovenian experience. *Wetlands Ecology and Management* 4(3), 189-197.
- U.S.Environmental Protection Agency (1994). Test method 200.7 Rev 4.4 Metals and trace elements by ICP/atomic emission spectrometry. En *Methods for the determination of metals in environmental samples. Suppl. 1 EPA-600/R-94/111*. NTIS Item PB95-125472. Environ. Monitoring Systems Lab., Office of Research and Dev., USEPA, Cincinnati, OH.
- Vadillo, I., Carrasco, F., Andreo, B., García, A. y Bosch, C. (1998). Contaminación por lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos en acuíferos carbonatados: vertedero de la mina (provincia de Málaga). *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. Valencia 1998. AIH-GE, pp. 313-320.
- Valencia, V., Agudelo, J., Restrepo, I., Cajigas A. (2007). Evaluación del tratamiento fisicoquímico de lixiviados parcialmente estabilizados. Seminario Gestión Integral de Residuos Sólidos, LATINOSAN. Cali, Colombia.

- Van Niekerk, A. M.; Jenkins, D.; Richard, M. G. (1988). A mathematical model of the carbon-limited growth of filamentous and floc-forming organisms in low F/M sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.* 60, 100-106.
- Vavilin, V.A. (1982). The theory and design of aerobic biological treatment. *Biotech. Bioeng.* 24, 1721-1747 (1982).
- Vavilin, V.A., Lokshina, L.Ya. (1996). Modeling of volatile fatty acids degradation kinetics and evaluation of microorganism activity, *Bioresource Technology* 57, 69 – 80.
- Vian, A.; Mirada, F.; Aguado, J.; Rodríguez, J. J. (1982). Depuración de aguas residuales mediante lodos activos: aspectos cinéticos. *Ing. Quim.* 159, 89-94.
- Watanabe, T., Sano, D. y Omura, T. (2002). Risk evaluation for pathogenic bacteria and viruses in sewage sludge compost. *Water Science Technology*, 46(11-12), 325-330.
- Yuen, S. (2001). Bioreactor landfills: Do they work? *Geoenvironment 2001: 2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics*, Newcastle, Australia, 28-30 November 2001.
- Zouboulis, A. I. y Petala., M. D. (2007). Performance of VSEP vibratory membrane filtration system during the treatment of landfill leachates. *Desalination* 222(1-3), 165-175.
- Zmora-Nahum, S., Markovith, O., Tarchitzky, J. y Chen, Y. (2005). Dissolved organic matter (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology Biochemistry* 37, 2109-2116.

Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M. y Bertoldi, M. (1985). Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En J.K.R. Gasser (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes* (pp. 73-86). Amsterdam: Elsevier Applied Science Publishers.



**ANEJO I. DATOS DE LAS SONDAS PARA EL  
PROCESO ANAEROBIO**



Tabla I.1. Anaerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 22 días en discontinuo

DÍA	T(°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)
1	35.32	241.33	0.00	28	34.24	55.92	0.19	55	34.24	39.17	0.22
2	35.41	153.33	-0.01	29	33.58	55.17	0.25	56	33.58	43.42	0.27
3	35.28	57.33	-0.04	30	33.06	55.42	0.27	57	33.06	43.58	0.28
4	35.21	23.17	-0.01	31	32.33	55.17	0.26	58	32.33	45.58	0.25
5	35.37	8.00	0.00	32	31.93	54.67	0.31	59	31.93	47.50	0.35
6	35.28	6.50	-0.01	33	31.94	54.17	0.36	60	31.94	50.08	0.27
7	35.09	24.33	-0.02	34	31.67	52.75	0.35	61	31.67	47.08	0.02
8	35.08	33.08	-0.02	35	30.19	53.08	0.37	62	30.19	47.75	0.37
9	35.20	33.42	-0.02	36	29.90	53.33	0.38	63	29.90	46.67	0.44
10	35.18	33.92	-0.02	37	28.43	53.33	0.38	64	28.43	39.42	0.57
11	35.20	29.17	-0.02	38	27.94	53.17	0.36	65	27.94	37.00	0.66
12	35.13	28.25	-0.02	39	27.18	54.25	0.29	66	27.18	39.00	0.69
13	35.11	29.00	-0.02	40	32.68	52.58	0.17	67	32.68	41.58	0.72
14	35.24	28.83	-0.02	41	39.70	44.17	0.30	68	39.70	45.00	0.77
15	35.09	45.75	-0.02	42	36.06	47.00	0.36	69	36.06	43.33	0.80
16	35.13	32.92	-0.02	43	35.51	48.75	0.37	70	35.51	44.33	0.81
17	35.06	38.83	-0.02	44	35.57	49.17	0.38	71	35.57	41.25	0.79
18	35.03	45.58	-0.02	45	35.49	49.58	0.33	72	35.49	44.08	0.76
19	35.03	54.25	-0.02	46	35.53	50.08	0.34	73	35.53	34.75	0.62
20	35.03	57.00	-0.02	47	35.58	51.25	0.35	74	35.58	32.08	0.46
21	35.03	58.33	-0.01	48	35.44	51.54	0.35	75	35.44	32.58	0.40
22	34.78	58.17	0.04	49	35.23	52.00	0.35	76	35.23	31.92	0.36

DÍA	T(°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto (mg/l)
23	34.58	59.00	0.08	50	35.15	50.58	0.31	77	35.15	50.33	0.30
24	34.44	58.92	0.12	51	35.13	46.17	0.31	78	35.13	36.17	0.48
25	34.45	60.17	0.17	52	35.07	43.50	0.31	79	35.07	34.42	0.52
26	34.50	61.17	0.17	53	35.00	40.83	0.28				
27	34.50	57.92	0.21	54	35.04	46.33	0.27				

Tabla I.2. Anaerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 22 días en continuo

DÍA	T(°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)
1	35.32	241.33	0.00	28	34.24	55.92	0.19	55	34.24	39.17	0.22
2	35.41	153.33	-0.01	29	33.58	55.17	0.25	56	33.58	43.42	0.27
3	35.28	57.33	-0.04	30	33.06	55.42	0.27	57	33.06	43.58	0.28
4	35.21	23.17	-0.01	31	32.33	55.17	0.26	58	32.33	45.58	0.25
5	35.37	8.00	0.00	32	31.93	54.67	0.31	59	31.93	47.50	0.35
6	35.28	6.50	-0.01	33	31.94	54.17	0.36	60	31.94	50.08	0.27
7	35.09	24.33	-0.02	34	31.67	52.75	0.35	61	31.67	47.08	0.02
8	35.08	33.08	-0.02	35	30.19	53.08	0.37	62	30.19	47.75	0.37
9	35.20	33.42	-0.02	36	29.90	53.33	0.38	63	29.90	46.67	0.44
10	35.18	33.92	-0.02	37	28.43	53.33	0.38	64	28.43	39.42	0.57
11	35.20	29.17	-0.02	38	27.94	53.17	0.36	65	27.94	37.00	0.66
12	35.13	28.25	-0.02	39	27.18	54.25	0.29	66	27.18	39.00	0.69
13	35.11	29.00	-0.02	40	32.68	52.58	0.17	67	32.68	41.58	0.72
14	35.24	28.83	-0.02	41	39.70	44.17	0.30	68	39.70	45.00	0.77
15	35.09	45.75	-0.02	42	36.06	47.00	0.36	69	36.06	43.33	0.80
16	35.13	32.92	-0.02	43	35.51	48.75	0.37	70	35.51	44.33	0.81
17	35.06	38.83	-0.02	44	35.57	49.17	0.38	71	35.57	41.25	0.79
18	35.03	45.58	-0.02	45	35.49	49.58	0.33	72	35.49	44.08	0.76
19	35.03	54.25	-0.02	46	35.53	50.08	0.34	73	35.53	34.75	0.62
20	35.03	57.00	-0.02	47	35.58	51.25	0.35	74	35.58	32.08	0.46
21	35.03	58.33	-0.01	48	35.44	51.54	0.35	75	35.44	32.58	0.40
22	34.78	58.17	0.04	49	35.23	52.00	0.35	76	35.23	31.92	0.36

DÍA	T(°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto. (mg/l)	DÍA	T (°C)	Potencial Redox (mV)	O2 dto (mg/l)
23	34.58	59.00	0.08	50	35.15	50.58	0.31	77	35.15	50.33	0.30
24	34.44	58.92	0.12	51	35.13	46.17	0.31	78	35.13	36.17	0.48
25	34.45	60.17	0.17	52	35.07	43.50	0.31	79	35.07	34.42	0.52
26	34.50	61.17	0.17	53	35.00	40.83	0.28				
27	34.50	57.92	0.21	54	35.04	46.33	0.27				

Tabla I.3. Anaerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 12,4 días

DÍA	T (°C)	pH	DÍA	T (°C)	pH	DÍA	T (°C)	pH
1	35,01	7,63	39	35,00	9,14	76	34,99	8,03
2	35,00	7,66	40	35,00	9,10	77	35,00	8,05
3	35,00	7,69	41	35,00	9,05	78	35,00	8,07
4	35,00	7,71	42	35,00	8,96	79	35,00	8,04
5	35,00	7,65	43	35,00	8,93	80	35,00	8,04
6	34,99	7,60	44	35,00	8,91	81	35,00	8,04
7	35,00	7,57	45	35,00	8,87	82	35,00	8,03
8	35,00	7,59	46	35,00	8,83	83	35,00	8,04
9	35,00	7,59	47	35,00	8,80	84	35,00	8,04
10	34,99	7,60	48	34,99	8,76	85	34,99	8,05
11	35,00	7,64	49	35,00	8,73	86	35,00	8,06
12	34,99	7,67	50	34,99	8,71	87	35,00	8,07
13	35,00	7,65	51	35,00	8,66	88	35,00	8,07
14	35,00	7,63	52	35,00	8,59	89	34,99	8,03
15	34,97	7,53	53	35,00	8,56	90	35,00	8,02
16	35,00	7,53	54	35,00	8,52	91	35,00	7,92
17	35,00	7,50	55	35,00	8,49	92	35,00	7,89
18	35,00	7,51	58	35,00	8,32	93	34,27	7,72
19	35,00	7,53	59	35,00	8,22	94	35,00	7,88
20	35,00	7,53	60	35,00	8,10	95	34,99	7,82
21	35,00	7,53	61	35,00	7,97	96	35,00	7,75
22	35,00	7,51	62	35,00	7,89	97	35,00	7,72
26	35,00	7,26	63	35,01	7,89	98	35,00	7,68

DÍA	T (°C)	pH	DÍA	T (°C)	pH	DÍA	T (°C)	pH
27	35,00	7,28	64	35,00	7,91	99	35,00	7,65
28	35,00	7,29	65	35,00	7,94	100	35,00	7,65
29	34,99	7,29	66	35,00	7,94	101	35,00	7,65
30	35,00	7,33	67	35,00	7,90	102	35,00	7,64
31	35,00	7,39	68	35,00	7,86	103	35,00	7,62
32	35,00	7,97	69	34,99	7,86	104	33,60	7,64
33	35,00	9,13	70	35,00	7,89	105	35,00	7,56
34	35,00	9,33	71	35,00	7,93	106	35,01	7,52
35	34,99	9,35	72	34,99	7,95	107	35,00	7,51
36	35,00	9,34	73	34,99	7,99	108	34,99	7,52
37	35,00	9,23	74	35,00	8,03	109	35,00	7,53
38	35,00	9,17	75	35,00	8,03			



Tabla I. 4. Anaerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 10 días

DÍA	T (°C)	pH
1	35,00	8,54
2	35,00	8,42
27	34,99	8,33
28	35,00	7,59
29	35,00	7,57
30	35,00	7,55
31	34,99	7,54
32	35,00	7,54
32	35,00	7,54

Tabla I.5. Anaerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 5 días

DÍA	T (°C)	pH	DÍA	T (°C)	pH
1	35,00	7,55	33	35,00	7,86
2	35,01	7,52	34	35,00	7,86
3	35,00	7,51	35	35,00	7,75
4	34,99	7,52	36	35,00	7,60
5	35,00	7,53	37	35,00	7,55
6	35,00	7,52	38	35,00	7,54
7	35,00	7,50	39	35,00	7,53
8	35,00	7,51	40	35,00	7,52
9	35,00	7,53	41	34,85	7,52
10	35,00	7,53	42	34,99	7,50
11	35,00	7,52	43	35,00	7,50
12	35,00	7,53	44	35,00	7,51
13	35,00	7,52	45	32,99	7,53
14	35,00	7,48	46	35,00	7,51
15	35,00	7,48	47	35,00	7,49
16	35,00	7,48	48	35,00	7,49
17	35,00	7,48	49	35,00	7,49
18	35,00	7,50	50	35,00	7,88
19	34,99	7,50	51	35,00	8,56
20	35,00	7,51	52	35,02	8,63
21	35,00	7,52	53	35,00	8,67
22	35,00	7,54	54	35,00	8,70
23	35,00	7,57	55	35,03	8,73
24	35,00	7,63	56	35,00	8,73
25	35,00	7,59	57	34,99	8,73
26	35,00	7,55	58	35,00	8,68
27	35,00	7,55	59	35,00	8,63
28	35,00	7,57	60	35,00	8,61
29	35,00	7,82	61	35,00	8,61
30	35,00	7,87	62	34,99	8,62
31	35,00	7,86	63	35,00	8,59
32	35,00	7,86			

**ANEJO II. DATOS DE LAS SONDAS PARA EL  
PROCESO AEROBIO**



Tabla II.1. Aerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 12,4 días

DÍA	T (°C)	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)	Potencial Redox (mV)	DÍA	T (°C)	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)	Potencial Redox (mV)
1	36.79	-60.08	2.82	38	35.44	-207.75	2.85
2	36.83	74.50	2.81	39	35.20	-202.75	3.13
12	35.82	271.20	3.18	40	35.41	-135.42	3.11
13	35.56	211.42	3.05	41	35.33	-114.75	2.92
14	35.57	-1.58	2.83	42	35.39	-189.92	2.86
15	35.43	-87.25	2.81	43	34.68	-112.25	2.88
16	35.53	-20.17	2.80	44	34.77	-35.86	2.82
17	35.48	-177.67	2.80	45	35.75	27.67	3.02
18	34.78	-196.83	2.81	46	34.98	0.92	2.98
19	35.06	-64.25	2.81	47	35.09	-175.00	2.82
20	32.59	4.42	2.81	48	35.24	-193.17	2.81
21	30.33	-93.08	2.81	49	34.82	-196.00	2.81
22	28.93	-203.25	2.80	50	34.83	-137.42	2.81
23	29.17	-193.92	2.83	51	34.61	-39.17	2.81
24	29.33	-208.50	2.80	52	34.63	-158.83	2.81
25	29.81	-217.25	2.80	53	32.56	15.25	2.84
26	29.78	-217.17	2.80	54	31.12	-174.33	2.81
27	32.16	-218.42	2.80	55	33.14	-137.00	2.81
28	34.96	-224.83	2.81	56	35.07	-57.17	2.84
29	30.89	-218.83	2.80	57	29.42	6.36	2.84
30	35.63	-225.50	2.87	58	35.68	84.92	2.88
31	35.41	-222.00	2.81	59	35.52	113.83	2.87

<b>DÍA</b>	<b>T (°C)</b>	<b>O<sub>2</sub> disuelto (mg O<sub>2</sub> / l)</b>	<b>Potencial Redox (mV)</b>	<b>DÍA</b>	<b>T (°C)</b>	<b>O<sub>2</sub> disuelto (mg O<sub>2</sub> / l)</b>	<b>Potencial Redox (mV)</b>
32	35.00	-227.67	2.81	60	35.64	-3.50	2.82
33	35.14	-235.83	2.81	61	35.60	112.33	2.83
34	35.28	-229.17	2.82	62	35.55	149.67	2.91
35	35.04	-206.67	3.08	63	35.31	139.25	2.94
36	35.48	-214.92	2.88	64	34.48	-3.33	2.82
37	35.45	-208.25	2.93				

Tabla II. 2. Aerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 10 días

DÍA	T (°C)	pH	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)	DÍA	T (°C)	pH	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)
22	34,87	8,33	3,15	69	33,49	8,26	2,90
25	34,15	7,99	2,96	70	33,13	8,22	2,88
26	34,50	7,97	2,85	71	33,40	8,23	2,83
27	34,84	8,16	3,18	72	36,30	8,26	2,82
28	35,10	8,27	3,21	73	36,54	8,27	2,82
29	34,88	8,20	3,19	74	36,48	8,21	2,82
30	34,57	8,26	3,02	75	36,16	8,27	2,83
31	34,56	8,15	2,89	76	35,47	8,32	2,83
32	35,08	8,19	2,99	77	35,68	8,34	2,82
33	34,67	8,26	3,03	78	35,60	8,30	2,82
34	34,68	8,24	2,92	79	35,39	8,31	2,86
35	34,33	8,04	2,84	80	34,97	8,38	2,91
36	34,78	7,95	2,83	81	34,45	8,40	2,96
37	34,61	7,89	2,84	82	33,98	8,41	2,95
38	34,68	7,87	2,84	83	33,64	8,42	2,88
39	34,47	7,78	2,84	84	32,93	8,41	2,82
42	34,18	7,94	2,84	85	32,68	8,34	2,83
43	34,90	8,14	2,84	86	34,55	8,32	2,88
44	32,98	8,29	2,84	87	34,54	8,37	2,97
47	34,38	8,16	2,84	88	34,73	8,42	3,05
48	34,73	8,27	2,83	89	34,90	8,45	2,99
49	34,29	8,26	2,83	90	35,18	8,30	2,83
50	34,93	8,33	2,83	91	35,63	8,29	2,82
51	35,12	8,32	2,82	92	35,63	8,33	2,83
52	34,98	8,35	2,83	93	35,55	8,37	2,84
53	34,35	8,34	2,83	94	35,53	8,36	2,83
54	33,99	8,31	2,83	95	35,48	8,40	2,85
55	34,41	8,18	2,84	96	35,78	8,38	2,82
56	34,97	8,15	2,83	97	35,63	8,35	2,82
57	35,83	8,16	2,83	98	35,63	8,35	2,83
58	36,15	8,21	2,83	99	35,57	8,28	2,83
61	36,31	8,30	2,92	100	35,48	8,35	2,82
62	35,95	8,23	2,82	101	35,58	8,30	2,82
63	35,08	8,25	2,89	102	35,58	8,33	2,81

---

DÍA	T (°C)	pH	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)	DÍA	T (°C)	pH	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)
64	34,92	8,35	2,93	103	35,35	8,35	2,82
65	34,18	8,40	3,00	104	34,70	8,33	2,83
66	33,75	8,39	3,05	105	34,38	8,37	2,83
67	33,58	8,40	3,07	106	35,13	8,30	2,82
68	33,65	8,33	3,02				



Tabla II. 3. Aerobio. Tiempo de residencia hidráulico de 5 días.

DÍA	T (°C)	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)	DÍA	T (°C)	O <sub>2</sub> disuelto (mg O <sub>2</sub> / l)
1	36,79	2,82	38	35,44	2,85
2	36,83	2,81	39	35,20	3,13
12	35,82	3,18	40	35,41	3,11
13	35,56	3,05	41	35,33	2,92
14	35,57	2,83	42	35,39	2,86
15	35,43	2,81	43	34,68	2,88
16	35,53	2,80	44	34,77	2,82
17	35,48	2,80	45	35,75	3,02
18	34,78	2,81	46	34,98	2,98
19	35,06	2,81	47	35,09	2,82
20	32,59	2,81	48	35,24	2,81
21	30,33	2,81	49	34,82	2,81
22	28,93	2,80	50	34,83	2,81
23	29,17	2,83	51	34,61	2,81
24	29,33	2,80	52	34,63	2,81
25	29,81	2,80	53	32,56	2,84
26	29,78	2,80	54	31,12	2,81
27	32,16	2,80	55	33,14	2,81
28	34,96	2,81	56	35,07	2,84
29	30,89	2,80	57	29,42	2,84
30	35,63	2,87	58	35,68	2,88
31	35,41	2,81	59	35,52	2,87
32	35,00	2,81	60	35,64	2,82
33	35,14	2,81	61	35,60	2,83
34	35,28	2,82	62	35,55	2,91
35	35,04	3,08	63	35,31	2,94
36	35,48	2,88	64	34,48	2,82
37	35,45	2,93			



**ANEJO III. DATOS DE METANO GENERADO  
DIARIAMENTE Y METANO ACUMULADO**



Tabla III.1. Metano. Tiempo de residencia hidráulico de 12,4 días

(Q = 0,4 l/día, DQO<sub>influyente</sub> = 14.741 mg/l)

Día	DQO <sub>efluente</sub> (mg/l)	Biomasa (mg/l)	CH <sub>4</sub> producido (l/día)	CH <sub>4</sub> acumulado (l)
22	1040	790	1,76	18,30
25	1295	900	1,86	20,17
27	1730	420	1,92	22,08
32	1345	2050	1,55	23,63
34	1321	630	2,16	25,79
36	1577	867	1,80	27,59
39	1597	433	1,93	29,52
41	2799	633	1,63	31,15
43	3533	343	1,63	32,78
46	4992	647	1,30	34,08
48	3643	140	1,65	35,74
50	3944	733	1,39	37,13
53	3236	293	1,70	38,83
55	3934	420	1,49	40,31
57	3109	413	1,63	41,94
60	4174	647	1,43	43,38
62	2382	780	1,70	45,08
64	3450	480	1,64	46,72
67	2015	487	1,78	48,50
69	2127	540	1,76	50,26
71	2283	0	1,85	52,11
74	1700	1240	1,58	53,69
76	1153	807	1,99	55,68
78	1629	733	1,85	57,53
81	993	1207	1,83	59,36
83	1774	480	1,96	61,32
85	1621	807	1,77	63,09
88	1420	687	1,89	64,98
90	1420	713	1,86	66,84
92	1379	793	1,85	68,69
95	1415	727	1,88	70,57
97	1425	3540	1,31	71,88
99	1543	767	2,40	74,28
102	1578	567	1,88	76,16
104	1501	620	1,84	78,00
106	1204	413	1,94	79,94
109	1524	260	1,88	81,82

Tabla III.2. Metano. Tiempo de residencia hidráulico de 10 días

(Q = 0,5 l/día, DQO<sub>influyente</sub> = 15.565 mg/l).

Día	DQO <sub>efluente</sub> (mg/l)	Biomasa (mg/l)	CH <sub>4</sub> producido (l/día)	CH <sub>4</sub> acumulado (l)
0	15565	0		0,00
4	8039	1317	0,81	0,81
6	7205	1463	1,63	2,44
8	6672	1556	1,46	3,91
11	4862	1873	1,78	5,68
13	6346	1613	1,72	7,40
15	6735	1545	1,54	8,94
18	5096	1832	1,92	10,85
20	4862	1873	1,92	12,78
22	2828	2229	2,15	14,92
25	6034	1668	1,80	16,72
27	2625	2265	2,15	18,87
29	2129	2351	2,33	21,20
32	2280	2325	2,42	23,63
34	2757	2241	2,20	25,83
39	2807	2233	2,25	28,08
41	1654	2434	2,48	30,56
46	2857	2224	2,05	32,61
49	2296	2322	2,40	35,01
53	2049	2365	2,45	37,47
55	2330	2316	1,96	39,43
57	2130	2351	2,80	42,22
60	1754	2417	2,28	44,50
62	2149	2348	2,43	46,93
64	1792	2410	2,37	49,30
67	2663	2258	2,11	51,41
69	2663	2258	2,24	53,65
71	2669	2257	2,38	56,03
74	2581	2272	2,18	58,21

Tabla III.3. Metano. Tiempo de residencia hidráulico de 5 días

( $Q = 1$  l/día,  $DQO_{\text{influyente}} = 15.062$  mg/l).

Día	DQO <sub>efluente</sub> (mg/l)	Biomasa (mg/l)	CH <sub>4</sub> producido (l/día)	CH <sub>4</sub> acumulado (l)
1	1668	353		0,00
3	1405	973	4,47	4,47
6	1459	653	4,92	9,39
8	1386	680	4,77	14,17
10	222	0	5,53	19,70
13	222	0	5,19	24,89
16	222	0	5,19	30,09
19	222	0	5,19	35,28
24	222	680	4,86	40,14
29	1308	820	4,74	44,88
31	2252	1333	4,23	49,11
34	2110	1100	4,65	53,76
36	2242	733	4,67	58,43
38	1158	467	5,00	63,42
41	1394	220	4,91	68,33
43	1298	220	4,82	73,15
45	1178	0	4,97	78,12
48	222	847	4,77	82,89
50	1558	713	4,79	87,68
52	1449	567	4,84	92,52
55	1351	600	4,78	97,30
57	1350		5,10	102,40
59	0	113	5,22	107,62
62	1730	173	4,64	112,25
64	1064	87	4,94	117,19
66	1557	1680	3,94	121,13
69	2110	1853	4,45	125,58
71	1557	1773	4,77	130,34





**ANEJO IV. AJUSTES CINÉTICOS PARA  
TRATAMIENTO ANAEROBIO**



Tabla IV.1. Anaerobio. Ajuste al modelo de Monod

Día	So	Se	X	T	10000/Se	XT/(So-Se)
31	15062	2252	820	5	4,44	0,32
36	15062	2242	1100	5	4,46	0,43
43	15062	1298	220	5	7,70	0,08
48	15062	222	0	5	45,04	0,00
62	15062	1730	113	5	5,78	0,04
66	15062	1557	87	5	6,42	0,03
49	15565	2296	1413	10	4,35	1,06
53	15565	2049	1053	10	4,88	0,78
55	15565	2330	2493	10	4,29	1,88
57	15565	2130	750	10	4,69	0,56
62	15565	2149	947	10	4,65	0,70
67	15565	2663	1693	10	3,75	1,31
69	15565	2663	1773	10	3,75	1,37
71	15565	2669	1273	10	3,75	0,99
74	15565	2581	1633	10	3,87	1,26
76	13299	1700	807	12,4	5,88	0,86
81	13299	1629	1207	12,4	6,14	1,28
83	13299	993	480	12,4	10,07	0,48
85	13299	1621	807	12,4	6,17	0,86
88	13299	1420	687	12,4	7,04	0,72
90	13299	1420	7313	12,4	7,04	7,63
95	13299	1415	737	12,4	7,07	0,77
97	13299	1425	3540	12,4	7,02	3,70
99	13299	1543	767	12,4	6,48	0,81
102	13299	1578	567	12,4	6,34	0,60
104	13299	1501	620	12,4	6,66	0,65
106	13299	1204	413	12,4	8,30	0,42

Tabla IV.2. Anaerobio.Ajuste al modelo de Contois

Día	So	Se	X	T	X/Se	XT/S0-Se
31	15062	2252	820	5	0.36	0.32
36	15062	2242	1100	5	0.49	0.43
43	15062	1298	220	5	0.17	0.08
48	15062	222	0	5	0.00	0.00
62	15062	1730	113	5	0.07	0.04
66	15062	1557	87	5	0.06	0.03
49	15565	2296	1413	10	0.62	1.06
53	15565	2049	1053	10	0.51	0.78
55	15565	2330	2493	10	1.07	1.88
57	15565	2130	750	10	0.35	0.56
62	15565	2149	947	10	0.44	0.71
67	15565	2663	1693	10	0.64	1.31
69	15565	2663	1773	10	0.67	1.37
71	15565	2669	1273	10	0.48	0.99
74	15565	2581	1633	10	0.63	1.26
76	13299	1700	807	12.4	0.47	0.86
81	13299	1629	1207	12.4	0.74	1.28
83	13299	993	480	12.4	0.48	0.48
85	13299	1621	807	12.4	0.50	0.86
88	13299	1420	687	12.4	0.48	0.72
90	13299	1420	7313	12.4	5.15	7.63
95	13299	1415	737	12.4	0.52	0.77
97	13299	1425	3540	12.4	2.48	3.70

APROVECHAMIENTO INTEGRAL DE LIXIVIADOS

---

<b>Día</b>	<b>So</b>	<b>Se</b>	<b>X</b>	<b>T</b>	<b>X/Se</b>	<b>XT/S0-Se</b>
99	13299	1543	767	12.4	0.50	0.81
102	13299	1578	567	12.4	0.36	0.60
104	13299	1501	620	12.4	0.41	0.65
106	13299	1204	413	12.4	0.34	0.42

Tabla IV.3. Anaerobio. Ajuste al modelo de Mc Kinney

Día	So	Se	X	T	Se/X	(So-Se)/XT
31	15062	2252	820	5	2.75	3.12
36	15062	2242	1100	5	2.04	2.33
62	15062	1730	113	5	15.31	23.60
66	15062	1557	87	5	17.90	31.05
49	15565	2296	1413	10	1.62	0.94
53	15565	2049	1053	10	1.95	1.28
55	15565	2330	2493	10	0.93	0.53
57	15565	2130	750	10	2.84	1.79
62	15565	2149	947	10	2.27	1.42
64	15565	1792	1107	10	1.62	1.24
67	15565	2663	1693	10	1.57	0.76
69	15565	2663	1773	10	1.50	0.73
71	15565	2669	1273	10	2.10	1.01
74	15565	2581	1633	10	1.58	0.80
76	13299	1700	807	12.4	2.11	1.16
81	13299	1629	1207	12.4	1.35	0.78
83	13299	993	480	12.4	2.07	2.07
85	13299	1621	807	12.4	2.01	1.17
88	13299	1420	687	12.4	2.07	1.39
90	13299	1420	7313	12.4	0.19	0.13
95	13299	1415	737	12.4	1.92	1.30
97	13299	1425	3540	12.4	0.40	0.27
99	13299	1543	767	12.4	2.01	1.24
102	13299	1578	567	12.4	2.78	1.67
104	13299	1501	620	12.4	2.42	1.53
106	13299	1204	413	12.4	2.92	2.36

Tabla IV.4. Anaerobio. Ajuste al modelo de Eckenfelder

Día	So	Se	X	T	Se	(So-Se)/XT
31	15062	2252	820	5	2252	3.12
36	15062	2242	1100	5	2242	2.33
43	15062	1298	220	5	1298	12.51
62	15062	1730	113	5	1730	23.60
64	15062	1064	173	5	1064	16.18
66	15062	1557	87	5	1557	31.05
49	15565	2296	1413	10	2296	0.94
53	15565	2049	1053	10	2049	1.28
55	15565	2330	2493	10	2330	0.53
57	15565	2130	750	10	2130	1.79
62	15565	2149	947	10	2149	1.42
67	15565	2663	1693	10	2663	0.76
69	15565	2663	1773	10	2663	0.73
71	15565	2669	1273	10	2669	1.01
74	15565	2581	1633	10	2581	0.80
76	13299	1700	807	12.4	1700	1.16
81	13299	1629	1207	12.4	1629	0.78
83	13299	993	480	12.4	993	2.07
85	13299	1621	807	12.4	1621	1.17
88	13299	1420	687	12.4	1420	1.39
90	13299	1420	7313	12.4	1420	0.13
95	13299	1415	737	12.4	1415	1.30
97	13299	1425	3540	12.4	1425	0.27
99	13299	1543	767	12.4	1543	1.24
102	13299	1578	567	12.4	1578	1.67
104	13299	1501	620	12.4	1501	1.53
106	13299	1204	413	12.4	1204	2.36

Tabla IV.5. Anaerobio. Ajuste al modelo de Grau

Día	So	Se	X	T	Se/So	(So-Se)/XT
31	15062	2252	820	5	0.15	3.12
36	15062	2242	1100	5	0.15	2.33
43	15062	1298	220	5	0.09	12.51
62	15062	1730	113	5	0.11	23.60
66	15062	1557	87	5	0.10	31.05
69	15062	2110	1680	5	0.14	1.54
49	15565	2296	1413	10	0.15	0.94
53	15565	2049	1053	10	0.13	1.28
55	15565	2330	2493	10	0.15	0.53
57	15565	2130	750	10	0.14	1.79
62	15565	2149	947	10	0.14	1.42
67	15565	2663	1693	10	0.17	0.76
69	15565	2663	1773	10	0.17	0.73
71	15565	2669	1273	10	0.17	1.01
74	15565	2581	1633	10	0.17	0.80
76	13299	1700	807	12.4	0.13	1.16
81	13299	1629	1207	12.4	0.12	0.78
83	13299	993	480	12.4	0.07	2.07
85	13299	1621	807	12.4	0.12	1.17
88	13299	1420	687	12.4	0.11	1.39
90	13299	1420	7313	12.4	0.11	0.13
95	13299	1415	737	12.4	0.11	1.30
97	13299	1425	3540	12.4	0.11	0.27
99	13299	1543	767	12.4	0.12	1.24
102	13299	1578	567	12.4	0.12	1.67
104	13299	1501	620	12.4	0.11	1.53
106	13299	1204	413	12.4	0.09	2.36



**ANEJO V. AJUSTES CINÉTICOS PARA  
TRATAMIENTO AEROBIO**



Tabla V.1. Aerobio. Ajuste al modelo de Monod

Día	So	Se	X	T	10000/Se	XT/(So-Se)
41	15062	4549	7202	5	2.20	3.43
43	15062	4536	6168	5	2.20	2.93
45	15062	4018	5117	5	2.49	2.32
50	15062	4341	6525	5	2.30	3.04
52	15062	3820	6758	5	2.62	3.01
59	15062	3924	8842	5	2.55	3.97
74	13299	2249	1240	10	4.45	1.12
76	13299	2101	807	10	4.76	0.72
78	13299	2637	493	10	3.79	0.46
83	13299	3549	547	10	2.82	0.56
85	13299	2455	220	10	4.07	0.20
88	13299	2445	473	10	4.09	0.44
90	13299	3663	567	10	2.73	0.59
92	13299	2346	493	10	4.26	0.45
95	13299	3236	373	10	3.09	0.37
99	13299	2268	1640	10	4.41	1.49
102	13299	2205	213	10	4.54	0.19
104	13299	2476	473	10	4.04	0.44
106	13299	2179	580	10	4.59	0.52
109	13299	2268	533	10	4.41	0.48
83	14741	1774	480	12,4	5.64	0.46
90	14741	1420	713	12,4	7.04	0.66
97	14741	1425		12,4	7.02	0.00
102	14741	1578	567	12,4	6.34	0.53
104	14741	1578	567	12,4	6.66	0.58
109	14741	1524	260	12,4	6.56	0.24

Tabla V.2. Aerobio. Ajuste al modelo de Contois

Día	So	Se	X	T	X/Se	XT/S0-Se
41	15062	4549	7202	5	1,58	3,43
43	15062	4536	6168	5	1,36	2,93
45	15062	4018	5117	5	1,27	2,32
50	15062	4341	6525	5	1,50	3,04
52	15062	3820	6758	5	1,77	3,01
59	15062	3924	8842	5	2,25	3,97
74	13299	2249	1240	10	0,55	1,12
76	13299	2101	807	10	0,38	0,72
78	13299	2637	493	10	0,19	0,46
83	13299	3549	547	10	0,15	0,56
85	13299	2455	220	10	0,09	0,20
88	13299	2445	473	10	0,19	0,44
90	13299	3663	567	10	0,15	0,59
92	13299	2346	493	10	0,21	0,45
95	13299	3236	373	10	0,12	0,37
99	13299	2268	1640	10	0,72	1,49
102	13299	2205	213	10	0,10	0,19
104	13299	2476	473	10	0,19	0,44
106	13299	2179	580	10	0,27	0,52
109	13299	2268	533	10	0,24	0,48
83	14741	1774	480	12,4	0,27	0,46
90	14741	1420	713	12,4	0,50	0,66
97	14741	1425		12,4	0,00	0,00
102	14741	1578	567	12,4	0,36	0,53
104	14741	1501	620	12,4	0,41	0,58
109	14741	1524	260	12,4	0,17	0,24

Tabla V.3. Aerobio. Ajuste al modelo de Mc Kinney

Día	So	Se	X	T	Se/X	(So-Se)/XT
41	15062	4549	7202	5	0.63	0.29
43	15062	4536	6168	5	0.74	0.34
45	15062	4018	5117	5	0.79	0.43
50	15062	4341	6525	5	0.67	0.33
52	15062	3820	6758	5	0.57	0.33
59	15062	3924	8842	5	0.67	0.33
74	13299	2249	1240	10	1.81	0.89
76	13299	2101	807	10	2.60	1.39
78	13299	2637	493	10	5.35	2.16
83	13299	3549	547	10	6.49	1.78
85	13299	2455	220	10	11.16	4.93
88	13299	2445	473	10	5.17	2.29
90	13299	3663	567	10	6.46	1.70
92	13299	2346	493	10	4.76	2.22
95	13299	3236	373	10	8.68	2.70
99	13299	2268	1640	10	1.38	0.67
102	13299	2205	213	10	10.35	5.21
104	13299	2476	473	10	5.23	2.29
106	13299	2179	580	10	3.76	1.92
109	13299	2268	533	10	4.26	2.07
83	14741	1774	480	12,4	3.70	2.18
90	14741	1420	713	12,4	1.99	1.51
102	14741	1578	567	12.4	12.4	2.78
104	14741	1578	567	12,4	12.4	2.42
109	14741	1524	260	12,4	5.86	4.10

Tabla V.4. Aerobio. Ajuste al modelo de Eckenfelder

Día	So	Se	X	T	Se	(So-Se)/XT
41	15062	4549	7202	5	4549.00	0.29
43	15062	4536	6168	5	4536.00	0.34
45	15062	4018	5117	5	4018.00	0.43
50	15062	4341	6525	5	4341.00	0.33
52	15062	3820	6758	5	3820.00	0.33
59	15062	3924	8842	5	3924.00	0.25
74	13299	2249	1240	10	2249.00	0.89
76	13299	2101	807	10	2101.00	1.39
78	13299	2637	493	10	2637.00	2.16
83	13299	3549	547	10	3549.00	1.78
85	13299	2455	220	10	2455.00	4.93
88	13299	2445	473	10	2445.00	2.29
90	13299	3663	567	10	3663.00	1.70
92	13299	2346	493	10	2346.00	2.22
95	13299	3236	373	10	3236.00	2.70
99	13299	2268	1640	10	2268.00	0.67
102	13299	2205	213	10	2205.00	5.21
104	13299	2476	473	10	2476.00	2.29
106	13299	2179	580	10	2179.00	1.92
109	13299	2268	533	10	2268.00	2.07
83	14741	1774	480	12,4	1774.43	2.18
90	14741	1420	713	12,4	1420.26	1.51
102	14741	1578	567	12,4	1577.81	1.87
104	14741	1501	620	12,4	1500.99	1.72
109	14741	1524	260	12,4	1524.43	4.10

Tabla V.5. Aerobio. Ajuste al modelo de Grau

Día	So	Se	X	T	Se/So	(So-Se)/XT
41	15062	4549	7202	5	0.30	0.29
43	15062	4536	6168	5	0.30	0.34
45	15062	4018	5117	5	0.27	0.43
50	15062	4341	6525	5	0.29	0.33
52	15062	3820	6758	5	0.25	0.33
59	15062	3924	8842	5	0.26	0.25
74	13299	2249	1240	10	0.17	0.89
76	13299	2101	807	10	0.16	1.39
78	13299	2637	493	10	0.20	2.16
83	13299	3549	547	10	0.27	1.78
85	13299	2455	220	10	0.18	4.93
88	13299	2445	473	10	0.18	2.29
90	13299	3663	567	10	0.28	1.70
92	13299	2346	493	10	0.18	2.22
95	13299	3236	373	10	0.24	2.70
99	13299	2268	1640	10	0.17	0.67
102	13299	2205	213	10	0.17	5.21
104	13299	2476	473	10	0.19	2.29
106	13299	2179	580	10	0.16	1.92
109	13299	2268	533	10	0.17	2.07
83	14741	1774	480	12,4	0.12	2.18
90	14741	1420	713	12,4	0.10	1.51
102	14741	1578	567	12.4	0.11	1.87
104	14741	1501	620	12.4	0.10	1.72
109	14741	1524	260	12,4	0.10	4.10





## **GLOSARIO**



Ácidos fúlvicos	Componentes de las sustancias húmicas del suelo, representan la fracción de humus extraíble por álcali, que no precipita por ácidos y que tiene color amarillento rojizo. Generalmente son compuestos fenólicos de peso molecular bajo.
Ácidos húmicos	Principales componentes de las sustancias húmicas del suelo, se extraen con hidróxido de sodio y que puede precipitar por ácidos como el ácido clorhídrico. Generalmente son polímeros de alto peso molecular que forman coloides esferoidales, su capacidad de intercambio catiónico se debe a la presencia de la función ácido orgánico (-COOH) y de la función hidroxilo. La fracción de los ácidos húmicos soluble en etanol se denomina ácido himatomelánico, que es de color marrón rojizo.
Acuífero	Estrato o formación geológica que permite la circulación o el almacenamiento del agua subterránea por sus poros o grietas. Dentro de estas formaciones podemos encontrarnos con materiales muy variados como gravas de río, limo, calizas muy agrietadas, areniscas porosas poco cementadas, arenas de playa, algunas formaciones volcánicas, depósitos de dunas e incluso ciertos tipos de arcilla. El nivel superior del agua subterránea se denomina nivel freático.
Aerobio	Se denominan aerobios o aeróbicos a los organismos que necesitan del oxígeno diatómico para vivir o poder desarrollarse. El adjetivo "aerobio" se aplica no sólo a organismos sino también a los procesos implicados "metabolismo aerobio" y a los ambientes donde se realizan. Un "ambiente aerobio" es aquel rico en oxígeno, a diferencia de uno anaerobio, donde el oxígeno está ausente, o uno microaerofílico, donde el oxígeno se encuentra a muy baja concentración.

---

Anaerobio	<p>Los organismos anaerobios o anaeróbicos son los que no utilizan oxígeno (O<sub>2</sub>) en su metabolismo, más exactamente que el aceptor final de electrones es otra sustancia diferente del oxígeno. Si el aceptor de electrones es una molécula orgánica (piruvato, acetaldehído, etc.) se trata de metabolismo fermentativo; si el aceptor final es una molécula inorgánica distinta del oxígeno (sulfato, carbonato, etc.) se trata de respiración anaeróbica.</p> <p>El adjetivo "anaerobio" se aplica no sólo a organismos sino también a los procesos implicados "metabolismo anaerobio" y a los ambientes donde se realizan. Un "ambiente anaerobio" es aquel sin oxígeno (anóxico), a diferencia de uno aerobio, rico en oxígeno, o uno microaerofílico, donde el oxígeno se encuentra a muy baja concentración.</p>
Biofiltros	<p>También denominados filtros biológicos, son dispositivos que eliminan una amplia gama de compuestos contaminantes desde una corriente de fluido (aire o agua) mediante un proceso biológico.</p>
Biogás	<p>Es un gas que se genera en medios naturales o en depósitos de residuos, por las reacciones de biodegradación de la materia orgánica, mediante la acción de microorganismos (bacterias metanogénicas, etc.), y otros factores, en ausencia de oxígeno (esto es, en un ambiente anaeróbico). El producto resultante está formado por metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO) y otros gases en menor proporción.</p>
Biometanización	<p>Proceso de fermentación anaeróbica de la fracción orgánica presente en los residuos, mediante el que se obtiene biogás.</p>
Biorreactor	<p>Recipiente o sistema que mantiene un ambiente biológicamente activo. En algunos casos, un biorreactor es un recipiente en el que se lleva a cabo un proceso químico que involucra organismos o sustancias bioquímicamente activas derivadas de dichos organismos. Este proceso puede ser aeróbico o anaeróbico.</p>
Caldo EE de mossel simple	<p>Medio de cultivo que contiene entre otros peptona y bilis de buey. Se utiliza para investigación y recuento de <i>Enterobacteriaceae</i> totales en medio líquido.</p>

Caldo TSB	Procede las siglas inglesas ( <i>Tryptone Soy Broth</i> ), es un caldo de triptona-soja. Se utiliza para investigación y recuento de <i>Enterobacteriaceae</i> totales en medio líquido.
Campana Durham	Campana colocada con su base hacia arriba y abertura hacia abajo, que se coloca dentro de los tubos de ensayo, empleado en microbiología, para observar si el microorganismo desprende gases, que quedan retenidos dentro de la campanita.
<i>Clostridios sulf. reductores</i>	Bacterias sulfito-reductores, asociado a los <i>Clostridium spp</i> y como tal se caracterizan por ser organismos Gram positivos, anaeróbicos.
Compostaje	Descomposición de la materia orgánica por vía aeróbica (con alta presencia de oxígeno).
COT	Carbono Orgánico Total (COT; a veces TOC por su nombre en inglés, <i>Total Organic Carbon</i> ). Cantidad de carbono unido a un compuesto orgánico que se usa frecuentemente como un indicador no específico de calidad del agua. Se mide por la cantidad de dióxido de carbono que se genera al oxidar la materia orgánica en condiciones especiales.
DBO	La demanda biológica de oxígeno (DBO), es un parámetro que mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos que contiene una muestra líquida, y se utiliza para determinar su grado de contaminación. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos. Normalmente se mide transcurridos 5 días (DBO <sub>5</sub> ) y se expresa en mg O <sub>2</sub> /litro.
Digestato	Residuo fermentado ó en proceso de fermentación.
DQO	La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mgO <sub>2</sub> /litro.

---

Electrolitos	Sustancia que contiene iones libres, que se comportan como medio conductor eléctrico.
<i>Enterobacterias</i>	Familia de bacterias Gram negativas que contiene más de 30 géneros y más de 100 especies que pueden tener morfología de bacilos o cocos.
Evapotranspiración	Pérdida de humedad de una superficie por evaporación directa junto con la pérdida de agua por transpiración de la vegetación.
Fermentación	Proceso catabólico de oxidación incompleta, en medio anaeróbico, siendo el producto final un compuesto orgánico. Estos productos finales son los que caracterizan los diversos tipos de fermentaciones.
Fitorremediación	Dícese del uso de plantas para degradar, asimilar, metabolizar o desintoxicar metales pesados, compuestos orgánicos y radiactivos de ambientes contaminados por Cr, Cu, Fe, Ni, Zn, Pb, combustibles, armas químicas, pesticidas y herbicidas, solventes orgánicos.
Floculación	Proceso químico mediante el cual, con la adición de sustancias denominadas floculantes, se aglutinan las sustancias coloidales presentes en el agua, facilitando de esta forma su decantación y posterior filtrado.
Geosintéticos	Según ASTM D 4439: "geosintético: es un producto plano fabricado a partir de materiales poliméricos, para ser usado con suelo, roca, tierra, o cualquier otro material geotécnico, como parte integral de un proyecto, estructura, o sistema realizado por el hombre".
Geotextil	Material textil plano, permeable a base de polímero (natural o sintético), pudiendo ser no tejido, tricotado o tejido, usado en contacto con el suelo o con otros materiales dentro del campo de la geotecnia o de la ingeniería civil.
Guano	Acumulación masiva de excrementos de aves marinas en el litoral (en algunos lugares los excrementos son de murciélago). Por sus características, para su formación se requieren climas áridos o de escasa humedad. Se utiliza como abono líquido por dilución en agua.

Hábitat	Ambiente que ocupa una población biológica, es decir, es el espacio que reúne las condiciones adecuadas para que la especie pueda residir y reproducirse, perpetuando su presencia
Hidrólisis	Reacción química entre agua y otra sustancia, como sales. Al ser disueltas en agua, sus iones constituyentes se combinan con los iones hidronio u oxonio, $H_3O^+$ o bien con los iones hidroxilo, $OH^-$ , o ambos. Dichos iones proceden de la disociación o autoprotólisis del agua. Esto produce un desplazamiento del equilibrio de disociación del agua y como consecuencia se modifica el valor del pH.
Índice de germinación (IG)	Se llama a la medida del tiempo de germinación en relación con la capacidad germinativa de un medio nutritivo.
Lixiviado	Líquido producido cuando el agua percola a través de cualquier material permeable. Puede contener tanto materia en suspensión como disuelta, generalmente se da asociado a vertederos, en donde, como resultado de las lluvias percolandas a través de los desechos sólidos y reaccionando con los productos de descomposición, químicos, y otros compuestos, tiene un olor característico muy desagradable.
Macrofitas	Plantas acuáticas (también llamadas plantas hidrofíticas o hidrofitas o plantas hidrofiláceas o hicrofitas) son plantas adaptadas a los medios muy húmedos o acuáticos tales como lagos, estanques, charcos, estuarios, pantanos, orillas de los ríos, deltas o lagunas marinas. Poseen un abundante sistema radicular, algunos géneros son utilizados para la fitorremediación.
Macronutrientes	Nutrientes que suministran la mayor parte de la energía metabólica del organismo. Los principales son hidratos de carbono, proteínas, y grasas. Otros incluyen alcohol y ácidos orgánicos. Se diferencian de los micronutrientes como las vitaminas y minerales en que estos son necesarios en pequeñas cantidades para mantener la salud pero no para producir energía.

---

Medio cultivo PCA	De la siglas inglesas <i>Plate Count Agar</i> (PCA), Es un medio de cultivo microbiológicos no selectivo, utilizado para evaluar o controlar el crecimiento de todas las bacterias viables de una muestra.
Medio cultivo VRBA	De la siglas inglesas <i>Violet Red Bile Agar</i> (VRBA), es un medio selectivo agar biliado rojo neutro cristal violeta, sirve para obtener el número total de <i>Enterobacteriaceae</i> Lactosa-Positivas (coliformes) por gramo o mililitro de muestra.
Medio de cultivo VRBG	Del inglés <i>Violet Red Bile Glucose</i> : (VRBG), Agar biliado rojo violeta glucosa. Se utiliza para el recuento de enterobacterias en placa.
Medio KIA	Del inglés <i>Kliger Iron Agar</i> (KIA), Este medio se emplea para la identificación de bacilos gram – basada en la fermentación de la lactosa y la glucosa y en la producción de H <sub>2</sub> S.
Mesófilo	Organismo cuya temperatura de crecimiento óptima está entre los 15 y los 40°C (un rango considerado moderado).
Metanización	Ciclo anaeróbico (con nula o muy poca presencia de oxígeno) de descomposición de la materia orgánica.
Metanogénesis	Formación de metano por microorganismos metanógenos, mediante la reducción del CO <sub>2</sub> , siendo una forma de respiración anaeróbica. Los metanógenos no utilizan el oxígeno para respirar; de hecho, el oxígeno inhibe el crecimiento de los metanógenos. El aceptor de electrones terminal en la metanogénesis no es el oxígeno, sino el carbono.
Metanogénicas	Bacterias procariontes, arqueas metanógenas que viven en medios estrictamente anaerobios y que obtienen energía mediante la producción de metano (CH <sub>4</sub> ). Gracias a esta característica, este tipo de organismo tiene una gran importancia ecológica, ya que interviene en la degradación de la materia orgánica en la naturaleza, y en el ciclo del carbono
Microbiota	Microorganismos que normalmente se asocian a un tejido, órgano o un sustrato.



Micronutrientes	Son sustancias que el organismo de los seres vivos necesita en pequeñas dosis. Son indispensables para los diferentes procesos bioquímicos y metabólicos de los organismos vivos y sin ellos morirían.
Nicho	En ecología, un nicho es un término que describe la posición relacional de una especie o población en un ecosistema o el espacio concreto que ocupa en el ecosistema
Nitrógeno total Kjeldahl	Indicador que refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua analizada, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminas, etc.) y el ion amonio $\text{NH}_4^+$ . También se utiliza para determinar proteínas en alimentos.
Ósmosis	Fenómeno físico-químico relacionado con el comportamiento del agua como solvente de una solución ante una membrana semipermeable para el solvente (agua) pero no para los solutos. Tal comportamiento entraña una difusión simple a través de la membrana, sin "gasto de energía". La ósmosis es un fenómeno biológico importante para la fisiología celular de los seres vivos.
Papel Whatman	Papel filtro, utilizado para determinaciones cuantitativas
Polielectrólito	Cualquier polímero que posea grupos electrolitos.
Prueba de la citocromo oxidasa	Prueba que permite discernir si las colonias crecidas son Enterobacterias u otra bacteria que puede crecer en dicho medio pero no es una Enterobacteria. Como las Pseudomonas que son oxidasa positiva y las Enterobacterias son oxidasa negativas.
Psicrófilo	Organismo capaz de vivir a temperaturas por debajo de los 5 °C
Reactivo de Fenton	Se produce al catalizar el peróxido de hidrógeno con hierro, dando como resultado la generación de radicales altamente reactivos del oxhidrilo (OH). Su uso práctico está en el tratamiento de contaminantes del tipo de los fenoles, el formaldehido, los BTEX, los pesticidas, etc.
Residuo	Material que no se puede reciclar, reutilizar o valorizar.

Solución de Lugol	Solución de I <sub>2</sub> y KI en agua destilada, se emplea frecuentemente como desinfectante y antiséptico, y para la desinfección de agua. En microbiología, es empleado para la tinción de Gram que retiene el colorante cristal violeta. El I <sub>2</sub> entra en las células y forma un complejo insoluble en solución acuosa con el cristal violeta.
Termófilo	Organismos que pueden soportar condiciones extremas de temperatura relativamente altas, por encima de los 45°C, o relativamente bajas.
Tinción de Gram	Tipo de tinción diferencial empleado en microbiología para la visualización de bacterias. Se utiliza tanto para poder referirse a la morfología celular bacteriana como para poder realizar una primera aproximación a la diferenciación bacteriana, considerándose Bacteria Gram positiva a las bacterias que se visualizan de color violeta y Bacteria Gram negativa a las que se visualizan de color rosa.
Vertedero	Lugar donde o por donde se vierte algo, generalmente un residuo.
Xenobiótico	La palabra xenobiótico deriva del griego "xeno" ("extraño") y "bio" ("vida"). Se aplica a los compuestos cuya estructura química en la naturaleza es poco frecuente o inexistente debido a que son compuestos sintetizados por el hombre en el laboratorio. La mayoría han aparecido en el medio ambiente durante los últimos 100 años.