

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL



**“TRATAMIENTO DE LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO
MUNICIPAL MEDIANTE FILTRO BIOLÓGICO Y HUMEDAL
ARTIFICIAL”**

**TESIS
PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO SANITARIO**

PRESENTADO POR:

**CARLOS BERNABE ALIAGA CABALLERO
YULER YOEL JULCA RODRIGUEZ**

**LIMA, PERÚ
2014**

DEDICATORIA:

A Zulema Caballero mi querida madre (Carlos), a Julio Julca mi querido padre (Yuler), y a nuestros queridos hermanos.

AGRADECIMIENTO

A Msc. Rosa Yaya B. Asesora, guía y amiga por su gran aporte en nuestra investigación, y a quienes laboran en el Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos CITRAR - UNI. Manuel y Víctor, por su experiencia acumulada y solidaria ayuda para desarrollar los trabajos propios del experimento.

RESUMEN

Aliaga C.C.B., Julca R.Y.Y. (2014). *Tratamiento de lixiviado de relleno sanitario municipal mediante filtro biológico y humedal artificial*. Informe (Título Profesional) – Escuela de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Ingeniería.

En nuestro país no existe un sistema de tratamiento económico y ecológico en el tratamiento de lixiviados de los rellenos sanitarios, además se debe añadir que dichos tratamientos deben contar con la ventaja de bajo costo de construcción y mantenimiento, así como su facilidad de operación. A estos problemas la presente tesis de investigación busca la profundización del conocimiento del tratamiento de los lixiviados municipales, diluyéndolo con agua residual doméstica para luego tratarlo usando unidades de tratamiento primario, secundario y terciario usando un humedal artificial, en éste último se utilizará la especie **EICHORNIA CRASSIPES** (JACINTO DE AGUA).

En la presente tesis se describen los ensayos experimentales que se realizaron en una primera etapa con el Jacinto de Agua (*Eichornia Crassipes*) para determinar su resistencia a cierta concentración de lixiviado disuelto con agua residual doméstica; una segunda etapa, donde se operó una planta de tratamiento piloto con la concentración determinada en la etapa previa, los factores que indujeron a un ajuste de la concentración y los monitoreos de parámetros tales como: Nitratos, Coliformes Fecales, Oxígeno disuelto (O.D.), Demanda bioquímica de oxígeno (D.B.O.), turbiedad, pH, etc., los cuales se midieron en los tramos de las interconexiones de las unidades de la planta de tratamiento piloto, con la finalidad de medir la variación de éstos y observar cuán eficiente es el tratamiento propuesto para los lixiviados de relleno sanitario municipal.

En una tercera etapa, se realizó una evaluación comparativa de producción de gases producidos por los lodos de la unidad de tratamiento primario, utilizada en la tesis, con respecto a los lodos del reactor anaerobio de flujo ascendente - RAFA del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos - CITRAR-UNI.

INDICE

1	CAPITULO	21
	ESTUDIO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS COMO PRINCIPIO DE LOS METODOS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS LIXIVIADOS	21
1.1	Características de las aguas residuales domésticas	22
1.2	Constituyentes de las aguas residuales	22
1.3	Contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual	22
1.3.1	Métodos analíticos	24
1.4	Características físicas	25
1.4.1	Sólidos totales y sedimentables	25
1.4.2	Olores	28
1.4.3	pH	29
1.4.4	Temperatura	30
1.4.5	Turbiedad.....	31
1.4.6	Color	31
1.5	Características químicas	32
1.5.1	Acidez	32
1.5.2	Ácido sulfhídrico	32
1.5.3	Alcalinidad.....	33
1.5.4	Carbohidratos	34
1.5.5	Cloruros	34
1.5.6	Nitrógeno	34
1.5.6.1	Ciclo del Nitrógeno.....	35
1.5.6.2	El Nitrógeno en las aguas residuales domésticas	37
1.5.6.3	Efectos negativos asociados al Nitrógeno	37
1.5.7	Metales	39
1.5.8	Grasas y aceites	39
1.5.9	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).....	39
1.5.10	DBO nitrogenácea	40
1.5.11	Demanda química de oxígeno (DQO)	40
1.6	Características biológicas.....	41
1.6.1	Microorganismo	41
1.6.2	Bacterias	42
1.6.3	Hongos.....	43
1.6.4	Algas	43
1.6.5	Protozoos.....	44
1.6.6	Plantas y animales.....	44
1.6.7	Virus.....	44
2	CAPITULO	46
	ANÁLISIS Y MUESTREO	46

2.1 Muestreo	46
2.1.1 Conservación de la muestra.....	46
3 CAPITULO	48
LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO	48
3.1 Mecanismos de formación de lixiviados	48
3.2 Determinación del volumen de lixiviado generado	50
3.3 Caracterización de lixiviados	51
3.3.1 Lixiviados de residuos peligrosos.....	52
3.3.2 Lixiviados de residuos sólidos municipales.....	52
3.3.3 No peligrosos.....	53
3.3.4 Lixiviados de residuos inorgánicos.....	54
3.3.5 Lixiviados de residuos inertes.....	54
3.4 Contaminación del ambiente por causa de lixiviados	54
3.5 Tratamiento de lixiviados	55
3.5.1 Tratamiento biológico de lixiviados.....	56
4 CAPITULO	59
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS SIN LIXIVIADO ...	59
4.1 Etapas del Tratamiento	59
4.1.1 Tratamiento Preliminar	59
4.1.1.1 Remoción de objetos grandes	59
4.1.1.2 Remoción de arena.....	60
4.1.2 Tratamiento Primario	60
4.1.2.1 Sedimentación	60
4.1.3 Tratamiento secundario.....	60
4.1.3.1 Filtros de Desbaste	61
4.1.3.2 Lodos activados	61
4.1.3.3 Placas rotativas y espirales	61
4.1.3.4 Filtros aireados biológicos	61
4.1.3.5 Reactores biológicos de membrana	61
4.1.4 Tratamiento Terciario.....	62
4.1.4.1 Lagunas de estabilización.....	62
4.1.4.2 Micro – filtración	62
4.1.4.3 Desinfección.....	63
5 CAPITULO	64
USO DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS SIN LIXIVIADOS	64
5.1 Definición de humedales artificiales	64

5.2 Tipos de humedales artificiales	65
5.2.1 Sistemas de flujo libre o superficial (FS)	65
5.2.2 Sistemas de flujo subsuperficial (FSS).....	66
5.3 Componentes de un humedal artificial.....	69
5.3.1 Agua.....	69
5.3.2 Relleno o medio soporte.....	69
5.3.3 Vegetación: Plantas acuáticas emergentes	71
5.3.4 Microorganismos (Biopelícula)	73
5.4 Mecanismos básicos de depuración en un humedal artificial.....	74
5.5 Consideraciones ambientales y de salud pública	75
5.5.1 Nitrógeno	78
5.5.2 Fósforo.....	78
5.5.3 Patógenos.....	78
5.5.4 Bacterias	79
5.5.5 Virus.....	80
5.5.6 Metales	81
5.5.7 Trazas orgánicas	82
6 CAPITULO	83
ORGANISMOS BIOLÓGICOS DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES	83
6.1 Microorganismos y organismos inferiores heterótrofos	83
6.1.1 Algas.....	85
6.2 Vegetación.....	86
6.2.1 Actuación pasiva de la vegetación	86
6.2.2 Procesos activos de la vegetación	87
6.2.2.1 Oxigenación del medio	87
6.2.2.2 Extracción de nutrientes	88
6.3 Fauna	90
7 CAPITULO	91
ESPECIES BÁSICAS RECOMENDABLES PARA HUMEDALES ARTIFICIALES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	91
7.1 Principales plantas acuáticas	92
7.1.1 Jacinto de agua (Eichhornia crassipes).....	92
7.1.2 Lenteja de agua (Lemna sp., Spirodela sp., Wolfia sp., Wolffia sp.)	94
7.1.3 Vellorita o primavera de agua (Ludwigia sp.)	94
7.1.4 Espadaña (Typh asp.)	95
7.1.5 Anea o enea (Scirpus Sp.).....	95
7.1.6 Cañas.....	95
7.1.7 Hierba mala (Elodea nuttallii).....	95

7.2 Descripción de la especie de la investigación – Eichornia Crassipes (Jacinto de agua)	96
7.2.1 Tratamiento con Jacinto Acuático	96
8 CAPITULO	99
DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE TIPO FLUJO SUPERFICIAL ..	99
8.1 Ventajas del tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales	99
8.2 Diseño hidráulico	100
8.3 Humedales de flujo libre	101
9 CAPITULO	104
DESARROLLO DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN	104
9.1 Objetivos	104
9.2 Materiales y métodos	104
9.3 Área de trabajo	105
9.4 Investigación (Evaluación de remoción de parámetros físicos, químicos y biológicos en una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario con Jacinto de Agua en humedal de flujo superficial)	105
9.4.1 Ubicación de la Instalación Experimental.....	105
9.4.2 Captación del afluente	106
9.4.3 Componentes de la Planta de tratamiento piloto.....	107
9.4.3.1 Tanque de almacenamiento y mezcla V=1,100 L	107
9.4.3.2 Tanque séptico – Reactor Anaerobio	108
9.4.3.3 Filtro biológico	109
9.4.3.4 Humedal de flujo horizontal superficial	110
10 CAPITULO	111
DESARROLLO EXPERIMENTAL	111
10.1 Primera Etapa: Evaluación de la Resistencia del Jacinto de Agua (Eichornia Crassipes) al lixiviado de relleno sanitario municipal	111
10.1.1 Materiales	111
10.1.2 Procedimiento.....	112
10.1.2.1 Determinación de primer rango de concentración.....	112
10.1.2.2 Determinación de segundo rango de concentración	118

10.2 Segunda Etapa: Tratamiento de lixiviado diluido en agua residual doméstica empleando una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario (humedal artificial de flujo superficial con Jacinto de agua)	131
10.2.1 Tanque de almacenamiento V=1,100 L.	131
10.2.2 Tanque séptico – Reactor Anaerobio	132
10.2.3 Filtro biológico.....	133
10.2.4 Humedal de flujo horizontal superficial.....	134
10.2.5 Operación de la Planta de tratamiento piloto	136
10.3 Tercera Etapa: Comparación de Producción de biogás del lodo generado en el tanque séptico – reactor anaerobio vs. reactor UASB CITRAR	137
10.3.1 Medición de producción de gas del lodo	138
11 CAPITULO	141
RESULTADOS	141
11.1 Primera Etapa: Evaluación de la Resistencia del Jacinto de Agua (Eichornia Crassipes) al lixiviado de relleno sanitario municipal	141
11.1.1 Determinación de primer rango de concentración	141
11.1.2 Determinación de segundo rango de concentración	141
11.2 Segunda Etapa: Tratamiento de lixiviado diluido en agua residual doméstica empleando una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario (humedal artificial de flujo superficial con Jacinto de agua)	142
11.3 Resultados de Tercera Etapa: Comparación de Producción de biogás del lodo generado en el tanque séptico – reactor anaerobio vs. reactor UASB CITRAR	152
11.3.1 Selección del lodo adecuado de reactor UASB - CITRAR.....	152
11.4 Discusión de los resultados	162
11.4.1 Primera Etapa: Evaluación de la Resistencia del Jacinto de Agua (Eichornia Crassipes) al lixiviado de relleno sanitario municipal	162
11.5 Segunda Etapa: Tratamiento de lixiviado diluido en agua residual doméstica empleando una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario (humedal artificial de flujo superficial con Jacinto de agua)	163
11.5.1 Tercera Etapa: Comparación de Producción de biogás del lodo generado en el tanque séptico – reactor anaerobio vs. reactor UASB CITRAR	168
11.6 Modelo planteado con base en los resultados de la tesis	168
CONCLUSIONES	171
RECOMENDACIONES	175

BIBLIOGRAFIA..... 177

ANEXO..... 180

ANEXO

Anexo 1: PRODUCCIÓN DE GAS EN EL REACTOR ANAEROBIO DE LA PLANTA PILOTO DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADO.....	180
Anexo 2: NORMATIVIDAD PERUANA	208
Anexo 3: EXPERIENCIAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON HUMEDALES ARTIFICIALES Y TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS EN EL PERÚ Y OTROS PAÍSES.....	210
Anexo 4: OTROS TIPOS DE TRATAMIENTO PARA LIXIVIADOS INVESTIGADOS.	230

INDICE DE FIGURAS

Fig. N° 1 Composición del agua residual, técnicas de separación, técnicas de medición.....	27
Fig. N° 2 Ciclo del Hidrógeno	36
Fig. N° 3 Formación de lixiviados	50
Fig. N° 4 Humedal artificial de flujo superficial	66
Fig. N° 5 Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial horizontal.....	67
Fig. N° 6 Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial vertical.....	68
Fig. N° 7 Morfología de Jacinto	93
Fig. N° 8 Morfología de la lenteja de agua.....	94
Fig. N° 9 Esquema de un sistema de tratamiento de acuático	96
Fig. N° 10 Esquema de la planta piloto para nuestro experimento	106
Fig. N° 11 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de la turbiedad, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%.....	142
Fig. N° 12 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de la turbiedad, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%.....	143
Fig. N° 13 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de pH, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%	143
Fig. N° 14 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de pH, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%	144
Fig. N° 15 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de temperatura (°C), medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%.....	144
Fig. N° 16 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de temperatura (°C), medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%.....	145
Fig. N° 17 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones sólidos sedimentables (ml), medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 12.5%.....	145
Fig. N° 18 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de oxígeno disuelto (O.D.), medido en el ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%	146
Fig. N° 19 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de oxígeno disuelto (O.D.), medido en el ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%	146
Fig. N° 20 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de evaporación, medido en baldes de prueba, en periodos de una semana. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%	147

Fig. N° 21 : Curva de los valores obtenidos de la variación del caudal, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio.....	147
Fig. N° 22 Curva de los valores obtenidos de la variación del caudal, medido en la salida del humedal artificial.....	148
Fig. N° 23 Puntos de los valores obtenidos de la variación de carga orgánica según porcentaje de remoción de DBO5, evaluado entre el ingreso a tanque séptico/reactor anaerobio e ingreso a wetland, con las diluciones al 1.25 y 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica	148
Fig. N° 24 Puntos de los valores obtenidos de la variación de carga orgánica según porcentaje de remoción de DBO5, evaluado entre el ingreso y salida del wetland, con las diluciones al 1.25 y 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica.....	149
Fig. N° 25 Puntos de los valores obtenidos de la variación de DBO5, medido en el ingreso a tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso y salida del wetland, con la dilución al 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica	149
Fig. N° 26 Curva con los valores obtenidos de la variación de DBO5, medido en el ingreso a tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso y salida del wetland, con la dilución al 1.25% de lixiviado en agua residual doméstica	150
Fig. N° 27 Puntos de los valores obtenidos de la variación de NO ⁻³ , medido en el ingreso y salida del wetland, con las diluciones al 1.25 y 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica	150
Fig. N° 28 Puntos de los valores obtenidos de la variación de carga orgánica según porcentaje de incremento de Nitrato, evaluado entre el ingreso y salida del wetland. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%	151
Fig. N° 29 Puntos de los valores obtenidos del monitoreo de Coliformes Fecales, medido en el ingreso del tanque séptico/reactor anaerobio e ingreso y salida del wetland. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%	151
Fig. N° 30 Puntos de los valores obtenidos del monitoreo de Coliformes Fecales, medido en el ingreso y salida del wetland. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%.....	152
Fig. N° 31 Gráfico: SST, SSV (en mg/L) – Ensayo N°1	154
Fig. N° 32 Gráfico: SST, SSV (en mg/L) – Ensayo N°2	155
Fig. N° 33 Gráfico: SST, SSV (en mg/L) – Ensayo N°3	156
Fig. N° 34: Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°1).....	158
Fig. N° 35: Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°2).....	160
Fig. N° 36: Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°3).....	162

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 Contaminantes presentes en el agua residual	21
Tabla 2 Características físicas, químicas y biológicas del agua residual y sus procedencias	22
Tabla 3 Contaminantes de importancia del agua residual	23
Tabla 4 Estado de oxidación del Nitrógeno	35
Tabla 5 Tabla Contribuciones y concentraciones de nitrógeno en el desagüe crudo	37
Tabla 6 Clasificación de los microorganismos	42
Tabla 7 Rangos de composición de un lixiviado, en función del estado de descomposición de la materia orgánica en el relleno sanitario.	52
Tabla 8 Comparativo de los Parámetros DBO, DQO en rellenos sanitarios de Sudamérica.	53
Tabla 9 Mecanismos de depuración predominantes en los humedales artificiales .	75
Tabla 10 Contaminantes y sus efectos potenciales	77
Tabla 11 Composición de Jacinto de aguas residuales	93
Tabla 12 Criterios de diseño para sistemas de tratamiento de aguas residuales con Jacinto de agua	98
Tabla 13 Criterios de diseño para sistemas de tratamiento de aguas residuales crudas con Jacinto de agua.....	98
Tabla 14 Límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR	209

INDICE DE CUADROS

Cuadro N° 1 Pruebas tipo Batch – Concentración de lixiviado	114
Cuadro N° 2 Temperatura - pH en muestras	118
Cuadro N° 3 Pruebas tipo Batch – Concentración de lixiviado	120
Cuadro N° 4 Día 1 de Monitoreo de Jacinto de Agua – Determinación de concentración de lixiviado en desagüe doméstico	123
Cuadro N° 5 Día 2 de Monitoreo de Jacinto de Agua – Determinación de concentración de lixiviado en desagüe doméstico	127
Cuadro N° 6 Código de frascos con lodo	139
Cuadro N° 7 Medición de sólidos suspendidos totales (sst) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (en mg/L)	153
Cuadro N° 8 Medición de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (en mg/L)	154
Cuadro N° 9 Medición de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (en mg/L).....	155
Cuadro N° 10 Muestras – Códigos de rotulado	157
Cuadro N° 11 Resultados ensayo N°1: Medición de volumen de gas.....	157
Cuadro N° 12 Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°1)	158
Cuadro N° 13 Resultados ensayo N°2: Medición de volumen de gas.....	159
Cuadro N° 14 Vol. Gas reactor UASB vs. Vol. Gas RAPP.....	159
Cuadro N° 15 Resultados ensayo N° 3: Medición de volumen de gas.....	161
Cuadro N° 16 Vol. Gas reactor UASB vs. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°3)	161

INDICE DE FOTOS

Foto N° 1 Ubicación de la planta de tratamiento piloto	105
Foto N° 2 Bombeo de agua residual doméstica a tanque de mezcla y almacenamiento	106
Foto N° 3 Vista de válvula de aforo de caudal	108
Foto N° 4 Modificación de ingreso de agua residual en tanque	109
Foto N° 5 Filtro biológico con flujo ascendente	109
Foto N° 6 Humedal de flujo superficial con Eichornia Crassipes.....	110
Foto N° 7 Materiales empleados en pruebas tipo Batch.....	112
Foto N° 8 Llenado de lixiviado en probeta de 2000 y 50ml.....	114
Foto N° 9 Recipientes con muestras denominadas “blancos”	115
Foto N° 10 Recipientes con diluciones de lixiviado	116
Foto N° 11 Vista de recipientes del día 2 de monitoreo	117
Foto N° 12 Recipiente N°1.....	120
Foto N° 13 Recipiente N° 2	120
Foto N° 14 Recipiente N° 3.....	121
Foto N° 15 Recipiente N° 4.....	121
Foto N° 16 Recipiente N° 5	121
Foto N° 17 Recipiente N° 6.....	121
Foto N° 18 Recipiente N° 7.....	121
Foto N° 19 Recipiente N° 8	121
Foto N° 20 Recipiente N° 9.....	121
Foto N° 21 Recipiente N° 10	121
Foto N° 22 Tanque de almacenamiento	132
Foto N° 23 Tanque séptico - Reactor anaerobio	133
Foto N° 24 Conexión de ingreso a tanque.....	133
Foto N° 25 Tubería de salida de tanque.....	133
Foto N° 26 Plantas extraídas de medio natural.....	134
Foto N° 27 Con pérdida de pigmentación.....	134
Foto N° 28 Sin pérdida de pigmentación	135
Foto N° 29 Muestra para medición de turbiedad.....	135
Foto N° 30 Guppies en el humedal	136
Foto N° 31 Frascos de 250ml., con 200 ml de lodo	138
Foto N° 32 Conexión frasco con lodo – botella con Azul de Bromotimol.....	139
Foto N° 33 Sistema construido para el ensayo experimental	140
Foto N° 34 Jacinto de agua - lixiviado diluido 1.50% Foto N° 35 Jacinto de agua - lixiviado diluido 1.25%	163
Foto N° 36 Variaciones de turbiedad: (1) Ingreso tanque séptico; (2) Ingreso filtro biológico; (3) Ingreso wetland; (4) Salida wetland.....	164
Foto N° 37 Medición de O.D. ingreso wetland Foto N° 38 Medición de O.D. salida wetland	166
Foto N° 39 Proyecto ALSIRA	213
Foto N° 40 PTAR 01 - Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla	214
Foto N° 41 PTAR 02 - Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla	215
Foto N° 42 Comedor Infantil Hermana Cristóferes en San Juan de Lurigancho...	216
Foto N° 43 Asociación de Vivienda Los Topacios, Nievería, Lurigancho.....	218
Foto N° 44 Institución Educativa 1267, Campiña, Cajamarquilla. Lurigancho	219
Foto N° 45 Planta de Tratamiento de aguas residuales con humedales – CITRAR – Universidad Nacional de Ingeniería, en Rímac	220
Foto N° 46 Plantas de Tratamiento – El Mirador – Nuevo Pachacutec, Ventanilla	222
Foto N° 47 Planta de Tratamiento Oasis de Villa	223
Foto N° 48 Plantas de Tratamiento en Oquendo – Callao.....	225
Foto N° 49 Humedal de Mesapata	228

INTRODUCCIÓN

En nuestro país se sabe que a mayor contaminación de los cuerpos receptores, mayores serán los costos de inversión para lograr recuperar la calidad y mantener la salud de las poblaciones; por lo cual se tienen legislaciones vinculadas al tratamiento y uso de las aguas residuales, basadas en las pautas recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (OMS); motivo por el cual en la década del 60 se inicia el tratamiento y reutilización de las aguas residuales con la implementación de las lagunas de estabilización de San Juan en Lima; y actualmente existen otros como son: Planta de Tratamiento con Lodos Activados – Puente Piedra, Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Carapongo, Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos - CITRAR-UNI (Ant. UNITRAR), etc.

La utilización de humedales artificiales para la recepción de aguas residuales se remonta a comienzos del siglo pasado, junto con otros sistemas (las ciénagas y turberas) se concibieron como los mejores receptores de aguas residuales, pero además jugaban un papel purificador importante. Las primeras nociones científicas relacionadas con el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales se remontan al año de 1946 con Seidel. El procedimiento también llamado “Max Plank Instituto System” (MPSI) y “Proceso Krefeld” conlleva varias etapas sucesivas. Las plantas generalmente utilizadas son los carrizos (*Phragmites Australis*), la Scirpe (*Scirpus Sp.*), el Ires (*Iris Sp.*) y la Quinuilla (*Typha Sp.*). Una primera instalación de este tipo fue implantada en Othfressen en 1974. Kichut y sus asociados ejecutaron diferentes aplicaciones tanto municipales como industriales, entre otras en el campo de los textiles, cervecerías y lecherías. La utilización de humedales para el tratamiento de aguas residuales en Estados Unidos se inició principalmente con la adecuación de humedales ya existentes. Posteriormente ciertas aplicaciones fueron realizadas a partir de humedales artificiales, en la mayoría de los casos con flujo superficial y las plantas más frecuentemente utilizadas fueron los Jacintos de agua (*Eichornia Crassipes*) y las Lentejas de agua (*Lemna Sp.*). El interés por

este tipo de tratamiento se intensificó durante el periodo de 1980 a 1990 y diversas instalaciones aparecieron en partes de Europa y América del Norte. También se instalaron humedales artificiales en Dinamarca e Inglaterra, la especie que utilizaban en la mayoría de sistemas era la Caña común (*Phragmites Australis*). La perspectiva de conferencias de talla internacional sobre el tratamiento de aguas residuales mediante uso de humedales demuestra el interés creciente de la comunidad científica y de la población. De hecho tuvo lugar una primera conferencia en 1988 en Chatanooga, Tennessee, Estados Unidos, una segunda en 1990 en Cambridge, Inglaterra y otra en el otoño de 1991 en Pensacola, Florida. (SQAE. 1999).

A nivel de la Región Ancash donde también existe la especialidad de Ingeniería Sanitaria, se tiene la experiencia de dos investigaciones de tesis, utilizando humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales con plantas nativas de la Región antes mencionada, la primera con *Rorippa Nasturtium – Aquaticum L.* (Berro), en el cual el sistema de humedal obtuvo resultados satisfactorios en la remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) en un 63.66%, cabe mencionar que el tratamiento fue secundario puesto que se trataron las aguas efluentes de un tanque séptico (Vega, F y Rondán E. 2004)., y la segunda investigación denominada *“Determinación de la Eficiencia de Humedales Artificiales en el Tratamiento de las Aguas Residuales Municipales de la ciudad de Chiquián y su Reutilización en el cultivo de Trifolium Pratense (Trébol Rojo)”*, donde la combinación del *Rorippa Nasturtium – Aquaticum L.* (Berro) y *Verónica Anagallis – Aquatica – L.* (Verónica), arrojó rendimientos promedios de remoción en 99% de Coliformes Termotolerantes, 96% de DBO_5 , 68% de Sólidos Totales Suspendidos, 74.5% en Aceites y Grasas, 80% en Nitratos, 56% en Fosfatos, y en 60% en Sólidos Totales Disueltos.

En la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI) se han desarrollado Tesis de Investigación usando humedales artificiales, tratando lixiviados de relleno sanitario, mezclando agua cruda con lixiviado y usando sistemas de humedales de flujo sub-superficial con totora. Una de ellas estuvo referida a la evaluación de tres especies en el tratamiento de desagües domésticos mediante humedal artificial de flujo superficial.

Los sistemas de humedales artificiales son una variante adecuada para la depuración de las aguas residuales domésticas. En estos, las plantas funcionan como filtros biológicos removiendo sustancias tanto biodegradables como no biodegradables, nutrientes, sustancias tóxicas y microorganismos patógenos. Estos sistemas aunque son de bajo costo han sido desarrollados fundamentalmente en países desarrollados debido a la calidad de los efluentes obtenidos. En esta ocasión, se plantea desarrollar un estudio que permita su aplicación en el tratamiento de lixiviados de relleno sanitario, mediante una dilución con agua residual doméstica.

Es importante estimular el desarrollo de sistemas de tratamientos biológicos como el que se propone ya que podrían ser utilizados en los rellenos sanitarios para el tratamiento de lixiviados mediante una dilución con agua residual doméstica, ya que estos sistemas son muy económicos y realizan una adecuada remoción de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos mediante procesos físicos, químicos y biológicos como los que se realizan en la naturaleza.

La especie de planta que será utilizada, cumple un papel muy importante en los ecosistemas acuáticos, debido a que brinda directa o indirectamente alimento, protección y hábitat para muchos organismos. También, pueden ser útiles para el ser humano en la elaboración del compost y adornos.

En algunos cuerpos de agua artificiales podrían ocasionar problemas al interferir con el uso que le da el hombre a esa agua al obstruir el flujo, creando ambientes propicios para la proliferación de plagas, enfermedades y vectores que afectan la salud humana.

Esta planta que será objeto de estudio, ocupa diversas zonas de los ecosistemas acuáticos, es frecuente observarlas en lagunas, pantanos, en las áreas de flujo lento en ríos y quebradas; es por ello que son fáciles de conseguir, siendo una de las facilidades para el desarrollo de la investigación. En Lima la podemos ubicar en el distrito de Chorrillos, en los Pantanos de Villa.

De acuerdo a la información recogida, en nuestro país no se aplica tratamiento a los lixiviados en los rellenos sanitarios, más sí se vienen estudiando la manera de tratarlos para disminuir sus alto grado de contaminación.

A nivel de América del Sur, por la bibliografía encontrada y las publicaciones en internet, sólo se evidencia de experiencias en Argentina y Colombia.

Respecto al tratamiento de las aguas residuales, las estadísticas más recientes indican que sólo alrededor del 22% a nivel nacional y entre 12 a 15% de las aguas residuales conectadas al sistema de desagües reciben algún tipo de tratamiento en funcionamiento. Existen plantas de tratamiento de aguas residuales inoperativas, debido a la escasez de recursos para su operación y mantenimiento, por la inexistencia de personal calificado para su operación o por la inadecuada tecnología aplicada a la zona.

Comparándonos con los países vecinos, la realidad es muy diferente, como por ejemplo con Chile, cuyo nivel de tratamiento de las aguas residuales es cercano al 90% con lo que garantizan un ambiente más saludable y lo constituyen como un indicador más de la calidad de vida que tienen.

La situación actual del tratamiento de aguas residuales en nuestro país, afecta directamente e indirectamente a los pobladores, especialmente a los de menores recursos, siendo reflejados tales problemas en los siguientes indicadores:

Para contrarrestar los problemas antes mencionados, se investigan tecnologías ecológicas de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales; siguiendo este mismo principio es que se plantea el tratamiento de los lixiviados de relleno sanitario diluyéndolos con agua residual doméstica para luego después de un tratamiento primario y secundario destinarlo a un humedal artificial de flujo superficial con la especie **EICHORNIA CRASSIPES** (JACINTO DE AGUA). Cabe resaltar que primero se determinará el porcentaje de mezcla adecuado para tratar dicha dilución, considerando que el efluente del tratamiento podría usarse como agua para riego de plantas no comestibles de tallo alto.

1 CAPITULO

ESTUDIO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS COMO PRINCIPIO DE LOS METODOS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS LIXIVIADOS

En general se consideran aguas residuales domésticas (ARD) los líquidos provenientes de las viviendas o residencias, edificios comerciales e institucionales. Éstas pueden ser tratadas dentro del sitio en el cual son generadas (por ejemplo: tanques sépticos u otros medios de depuración) o bien pueden ser recogidas y llevadas mediante una red de tuberías - y eventualmente estaciones de bombeo - a una planta de tratamiento de desagüe doméstico.

Tabla 1 Contaminantes presentes en el agua residual

CONTAMINANTES PRESENTES EN EL AGUA RESIDUAL		
Contaminante	Fuente	Efectos causados por la descarga del agua residual en aguas superficiales
Sustancias que consumen oxígeno (MO biodegradable).	ARD Y ARI (proteínas, carbohidratos, grasas, aceites).	Agotamiento del oxígeno, condiciones sépticas.
Sólidos suspendidos	ARD Y ARI; erosión del suelo	Depósito de lodo; desarrollo de condiciones anaeróbicas.
Nutrientes: - Nitrógeno - Fósforo	ARD, ARI y ARA ARD y ARI; descarga natural.	Crecimiento indeseable de algas y plantas acuáticas.
Microorganismos patógenos	ARD	Transmisión de enfermedades.
Materia tóxica - Metales pesados - Compuestos orgánicos tóxicos	ARI ARA Y ARI	Deterioro del ecosistema; envenenamiento de los alimentos en caso de acumulación.
MO refractaria (difícil de degradar biológicamente)	ARI (fenoles, surfactantes). ARD (surfactantes) y ARA (pesticidas, nutrientes); materia resultante del decaimiento de la MO.	Resisten el tratamiento convencional, pero pueden afectar el ecosistema.
Sólidos inorgánicos disueltos	Abastecimiento de agua Uso de agua.	Incremento del contenido de sal.
Cloruros	Abastecimiento agua, uso agua, infiltración.	
Sulfuros	ARD Y ARI	
Ph	ARI	Molestia pública
Olores: H ₂ S	Descomposición de ARD	

*MO; Materia orgánica ARD: Aguas residuales domésticas ARI : Aguas residuales industriales
Fuente: Jairo A. Romero Rojas(2000)

1.1 Características de las aguas residuales domésticas

Se refiere a las cantidades de constituyentes físicos, químicos y biológicos presentes en las aguas residuales.

1.2 Constituyentes de las aguas residuales

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. Es conveniente observar la tabla N°2 donde muchos de los parámetros que aparecen están relacionados entre ellos. Por ejemplo, una propiedad física como la temperatura afecta a la actividad biológica como a la cantidad de gases disueltos en el agua residual.

1.3 Contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual

Las normas que regulan los tratamientos secundarios están basadas en las tasas de eliminación de la materia orgánica, sólidos en suspensión y patógenos presentes en el agua residual.

Gran parte de las normas implantadas recientemente, más exigentes, incluyen el control de la eliminación de nutrientes y de los contaminantes primarios. Cuando se pretende reutilizar el agua residual, las exigencias normativas incluyen también la eliminación de compuestos refractarios, metales pesados y, en algunos casos sólidos inorgánicos disueltos.

Tabla 2 Características físicas, químicas y biológicas del agua residual y sus procedencias

Características	Procedencia
Propiedades físicas :	
Color	Aguas residuales domésticas e industriales, degradación natural de materia orgánica.
Olor	Agua residual en descomposición, residuos industriales.
Sólidos	Agua de suministro, aguas residuales domésticas e industriales, erosión del suelo, infiltración y conexiones incontroladas.
Temperatura	Aguas residuales domésticas e industriales.
Constituyentes químicos orgánicos:	
Carbohidratos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales.
Grasas animales, aceites y grasa	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Pesticidas	Residuos agrícolas
Fenoles	Vertidos industriales
Proteínas	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales.

Contaminantes prioritarios Agentes tensoactivos Compuestos orgánicos volátiles Otros Inorgánicos: Alcalinidad	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales. Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales. Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales. Degradación natural de materias orgánicas. Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea.
Cloruros Metales pesados Nitrógeno Ph Fósforo Contaminantes prioritarios Azufre	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea. Vertidos industriales. Residuos agrícolas y aguas residuales domésticas. Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales. Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales; agua de escorrentía. Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales. Agua de suministro, aguas residuales domésticas, comerciales e industriales
Gases: Sulfuro de hidrógeno Metano Oxígeno Constituyentes biológicos: Animales Plantas Protistas: Eubacterias Arqueobacterias Virus	Descomposición de residuos domésticos Descomposición de residuos domésticos. Agua de suministro; infiltración de agua superficial. Cursos de agua y plantas en tratamiento Cursos de agua y plantas en tratamiento Aguas residuales domésticas, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento. Aguas residuales domésticas, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento. Aguas residuales domésticas

Fuente: Metcalf & Eddy (1995)

Tabla 3 Contaminantes de importancia del agua residual

CONTAMINANTES DE IMPORTANCIA DEL AGUA RESIDUAL	
Contaminantes	Razón de la importancia
Sólidos en suspensión	Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósito de fango y de condiciones anaeróbicas cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático.
Materia orgánica biodegradable	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, grasas animales, la materia orgánica biodegradable se mide, en la mayoría de las ocasiones, en función de la DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y de la DQO (demanda química de oxígeno). Si se descargan al entorno sin tratar su estabilización biológica puede llevar al agotamiento de los recursos naturales de oxígeno y al desarrollo de

	condiciones sépticas.
Patógenos	Pueden transmitirse enfermedades contagiosas por medio de los organismos patógenos presentes en el agua residual.
Nutrientes	Tanto el nitrógeno como el fósforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento, Cuando se vierten al entorno acuático, estos nutrientes pueden favorecer al crecimiento de una vida acuática no deseada. Cuando se vierten al terreno en cantidades excesivas, también puede provocar la contaminación del agua subterránea.
Contaminantes prioritarios	Son compuestos orgánicos o inorgánicos determinados en base a su carcinogenicidad, mutagenicidad, teragenicidad o toxicidad aguda conocida o sospechada. Muchos de estos compuestos se hallan presentes en el agua residual.
Materia orgánica refractaria	Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento. Ejemplos típicos son los agentes tensoactivos, los fenoles y los pesticidas agrícolas
Metales pesados	Los metales pesados son, frecuentemente, añadidos al agua residual en el curso de ciertas actividades comerciales e industriales, y puede ser necesario eliminarlos si se pretende reutilizar el agua residual.
Sólidos inorgánicos disueltos	Los constituyentes inorgánicos tales como el calcio, sodio y los sulfatos, se añaden al agua de suministro como consecuencia del uso del agua, y es posible que se deba eliminarlo si se va a reutilizar el agua residual.

Fuente: Metcalf & Eddy (1995)

1.3.1 Métodos analíticos

Para la caracterización del agua residual se emplean tanto métodos de análisis cuantitativos, para la determinación precisa de la descomposición química del agua residual, como análisis cualitativos para el conocimiento de las características físicas y biológicas. Los métodos cuantitativos pueden ser gravimétricos, volumétricos o fisicoquímicos. Estos últimos se utilizan para determinar parámetros no relacionados con las propiedades másicas o volumétricas de agua, e incluyen métodos instrumentales como la turbidimetría, colorimetría, potenciometría, polarografía, espectrometría de adsorción, fluorometría, espectroscopia y radiación nuclear.

1.4 Características físicas

Las características físicas más importantes del agua residual son el contenido total de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Otras características físicas importantes son el olor, la temperatura, la densidad, el color y la turbiedad.

1.4.1 Sólidos totales y sedimentables

Analíticamente, se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtienen como residuo después de someter el agua a un proceso de evaporación entre 103 y 105 °C. No se define como sólida aquella materia que se pierde durante la evaporación debido a su alta presión de vapor.

Los sólidos sedimentables se definen como aquellos que sedimentan en el fondo de un recipiente en forma cónica (cono de Imhoff) en el transcurso de un periodo de 60 minutos. Los sólidos sedimentables, expresados en unidades de ml/L, constituyen una medida aproximada de la cantidad de lodos que se obtendrá en la decantación primaria del agua residual.

Los sólidos totales, o residuo de la evaporación, pueden clasificarse en filtrables o no filtrables (sólidos en suspensión) haciendo pasar un volumen conocido de líquido por un filtro.

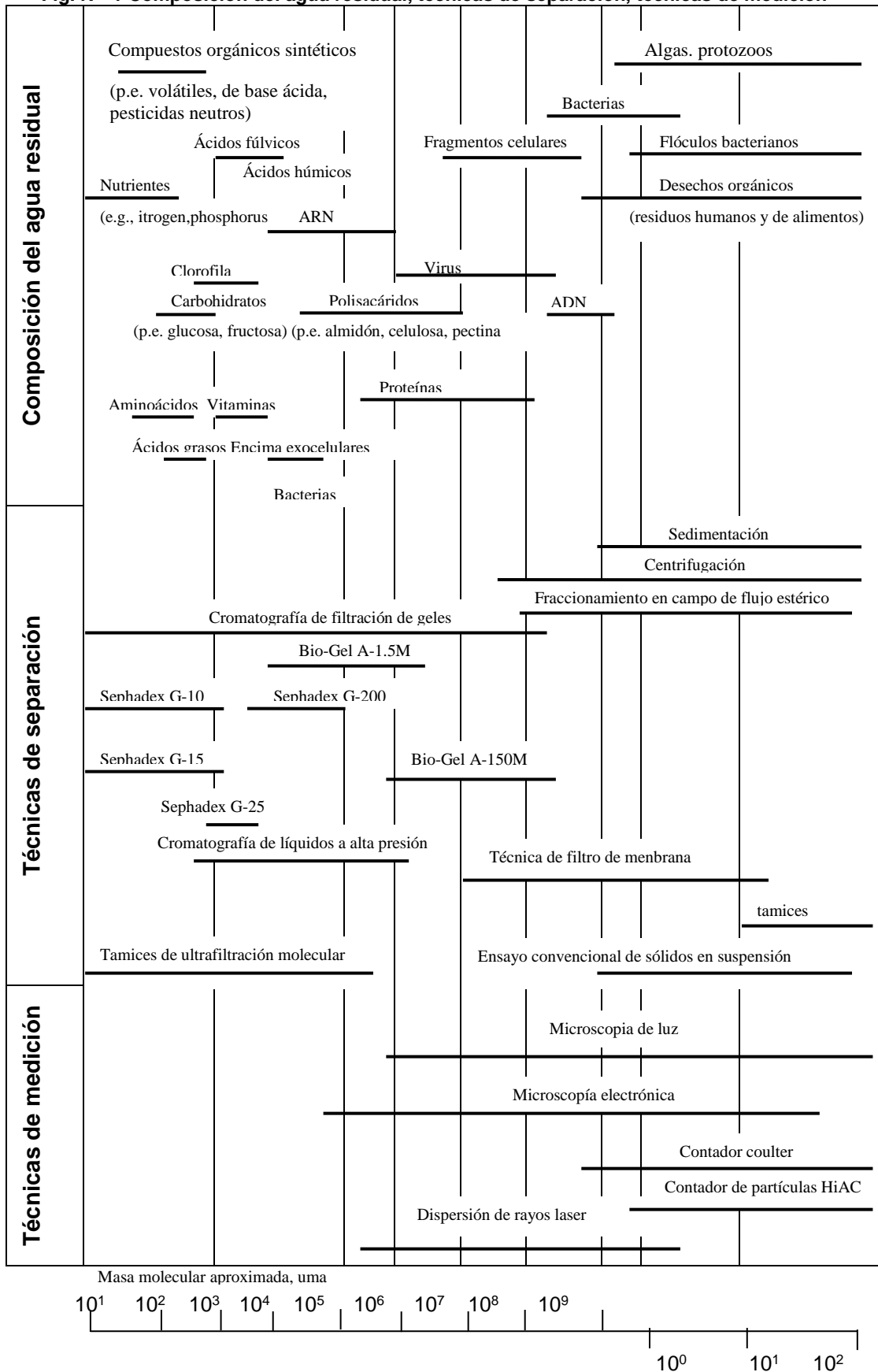
Los sólidos disueltos están compuestos de moléculas orgánicas e inorgánicas e iones en disolución en el agua. No es posible eliminar la fracción coloidal por sedimentación. Normalmente, para eliminar la fracción coloidal es necesaria la oxidación biológica o la coagulación complementadas con la sedimentación.

Cada una de las categorías de sólidos comentadas hasta ahora puede ser, a su vez, dividida en función de su volatilidad a 550 +/- 50°C. A esta temperatura, la fracción orgánica se oxidará y desaparecerá en forma de

gas, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. De ahí que se empleen los términos “Sólidos volátiles” y “Sólidos fijos” para hacer referencia, respectivamente, a los componentes orgánicos e inorgánicos (o minerales) de los sólidos en suspensión. A la temperatura de 500 +/- 50 °C, la descomposición de sales inorgánicas se limita al caso del carbonato de magnesio, que se descompone en óxido de magnesio y dióxido de carbono al alcanzar la temperatura de 350 °C. De las sales inorgánicas, la más frecuente y preponderante es el carbonato de calcio, que se mantiene estable hasta una temperatura de 825 °C.

El análisis de sólidos volátiles se emplea habitualmente para determinar la estabilidad biológica de lodos de aguas residuales.

Fig. N° 1 Composición del agua residual, técnicas de separación, técnicas de medición



Fuente: Ingeniería de aguas residuales. Metcalf & Eddy. Tercera Edición. 1995.

1.4.2 Olores

Las aguas residuales frescas tienen un olor característico desagradable, mientras que las aguas residuales sépticas tienen un olor muy ofensivo, generalmente producido por H_2S proveniente de la descomposición anaerobia de los sulfatos o sulfuros:

Las aguas residuales industriales tienen, a veces, olores característicos específicos del proceso industrial del cual provienen.

Los olores de las aguas residuales constituyen una de las principales objeciones ambientales y su control en plantas de tratamiento es muy importante.

Entre los problemas atribuibles a los olores ofensivos se señalan pérdida del apetito por los alimentos, menor consumo de agua, dificultades respiratorias, náusea, vómito, perturbaciones mentales, deterioro de las relaciones humanas, pérdida del orgullo comunitario y de nivel social, pérdida del valor de la propiedad y del potencial de su desarrollo.

Además del ácido sulfhídrico son causantes comunes de olores ofensivos en aguas residuales los siguientes compuestos: aminas, amoníaco, diaminas, mercaptanos, sulfuros orgánicos y escatol.

Los ácidos fórmico o metanoico, acético o etanoico y propiónico o propanoico, tienen olor fuerte penetrante, mientras que ácidos como el butírico o butanoico y valérico o pentanoico tienen olores muy desagradables, semejantes a los de la grasa y el aceite rancio. Ejemplos de estos olores son el del vinagre (ácido acético), mantequilla rancia (ácido butírico), olor corporal (ácido valérico), olor animal (ácido caproico), y a leche rancia (ácido láctico).

Solamente los ácidos orgánicos que poseen cinco o menos átomos de carbono son solubles en agua. Cuanto más corta sea la cadena de átomos de carbono, más oloroso será el gas.

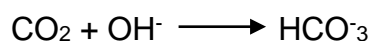
1.4.3 pH

Medida de la concentración de ión hidrógeno en el agua, expresada como el logaritmo negativo de la concentración molar de ión hidrógeno. Aguas residuales en concentración adversa del ión hidrógeno son difíciles de tratar biológicamente, alteran la biota de las fuentes receptoras y eventualmente son fatales para los microorganismos. Aguas con pH menor de seis, en tratamiento biológico, favorecen el crecimiento de hongos sobre las bacterias. A pH bajo el poder de bactericida del cloro es mayor, porque predomina el HOCl; a pH alto la forma predominante del nitrógeno amoniacal es la forma gaseosa no iónica (NH₃), la cual es tóxica, pero también removible mediante arrastre con aire, especialmente a pH de 10,5 a 11,5. El valor de pH adecuado para diferentes procesos de tratamiento y para la existencia de la mayoría de la vida biológica puede ser muy restrictivo y crítico, pero generalmente es de 6,5 a 8,5.

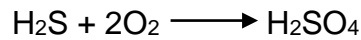
Para descarga de efluentes de tratamiento secundario se estipula un pH de 6,0 a 9,0; para procesos biológicos de nitrificación se recomienda valores de pH de 7,2 a 9,0 y para desnitrificación de 6,5 a 7,5. En lagunas de estabilización las algas usan dióxido de carbono para su actividad fotosintética y esto puede dar como resultado aguas de pH alto, especialmente en aguas residuales de baja alcalinidad. En muchos casos las algas utilizan el ión carbonato como fuente de carbono celular y pueden, también, presentarse variaciones diurnas fuertes de pH. En aguas residuales duras, cuando el pH aumenta, puede predominar la alcalinidad por carbonatos e hidróxidos y producirse la precipitación del carbono de calcio, lo cual impide que el pH siga aumentando.

Entre las reacciones que ocurren en sistemas biológicos y producen disminución de pH se tienen:

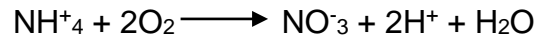
- Destrucción de alcalinidad cáustica por producción bioquímica de CO₂:



- Oxidación bioquímica de sulfuros:



- Nitrificación:



- Producción de ácidos orgánicos.

A la vez, la oxidación bioquímica de ácidos orgánicos y la destrucción de sales de ácidos orgánicos producen incrementos de pH.

1.4.4 Temperatura

Es un parámetro importante en aguas residuales por su efecto sobre las características del agua, sobre las operaciones y procesos de tratamiento, así como sobre el método de disposición final. En general, las aguas residuales son más cálidas que las de abastecimiento y, en aguas de enfriamiento, la polución térmica es significativa.

La temperatura afecta y altera la vida acuática, modifica la concentración de saturación de oxígeno disuelto y la velocidad de las reacciones químicas y de la actividad bacterial. La tasa de sedimentación de sólidos en aguas cálidas es mayor que en aguas frías, por el cambio en la viscosidad del agua.

En general los tiempos de retención para tratamiento biológico disminuyen a mayor temperatura y los parámetros de diseño son en función de ella.

Como el calor específico del agua es mayor que la del aire, la temperatura del agua residual es mayor que la temperatura ambiente en períodos fríos y menor que la temperatura ambiental en períodos cálidos. La temperatura óptima para la actividad bacterial es de 25°C a 35 °C. La digestión anaeróbica y la nitrificación se suspenden cuando la temperatura alcanza los 50°C. Cuando la temperatura es menor a 15°C

la digestión metanogénica es muy lenta, y a temperaturas de 5°C la bacteria autotrófica nitrificante deja de operar.

1.4.5 Turbiedad

La turbiedad, como medida de las propiedades de transmisión de la luz de un agua, es otro parámetro que se emplea para indicar la calidad de las aguas vertidas o de las aguas naturales en relación con la materia coloidal y residual en suspensión. La medición de la turbiedad se lleva a cabo mediante la comparación entre la intensidad de la luz dispersada en la muestra y la intensidad registrada en una suspensión de referencia en las mismas condiciones. La materia coloidal dispersa o absorbe la luz, impidiendo su transmisión. Aún así, no es posible afirmar que exista una relación entre la turbiedad y la concentración de sólidos en suspensión de un agua no tratada. No obstante, sí están razonablemente ligados la turbiedad y los sólidos en suspensión en el caso de efluentes procedentes de la decantación secundaria en el proceso de fangos activados.

1.4.6 Color

Este término se refiere a la condición de la edad del agua residual, que puede ser determinada cualitativamente en función de su color y su olor. El agua residual reciente suele tener un color grisáceo. Sin embargo, al aumentar el tiempo de transporte en las redes de alcantarillado y al desarrollarse condiciones más próximas a las anaerobias, el color del agua residual cambia gradualmente de gris a gris oscuro, para finalmente adquirir color negro. Llegado este punto, suele clasificarse el agua residual como séptica. Algunas aguas residuales industriales pueden añadir color a las aguas residuales domésticas. En la mayoría de los casos, el color gris oscuro o negro del agua residual es debido a la formación de sulfuros metálicos por reacción del sulfuro liberado en condiciones anaerobias con los metales presentes en el agua residual.

1.5 Características químicas

El estudio de las características químicas de las aguas residuales se aborda en los siguientes apartados: materia orgánica, la medición de contenido orgánico, la materia inorgánica y los gases presentes en el agua residual. El hecho de que la medición del contenido en materia orgánica se realice por separado viene justificado por su importancia en la gestión de la calidad del agua y en el diseño de las instalaciones de tratamiento de aguas.

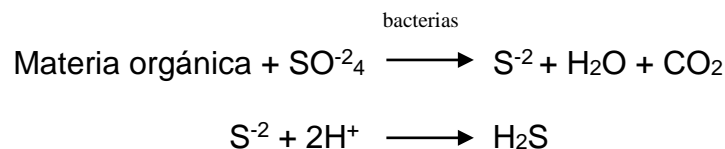
1.5.1 Acidez

Es su capacidad cuantitativa de neutralizar una base fuerte a un pH de 8,2. La titulación con NaOH mide la concentración de ácidos minerales como el ácido sulfúrico, de CO₂ disuelto y de sales de hidrólisis ácida.

La acidez en la disolución de CO₂ atmosférico, en la oxidación biológica de la materia orgánica o en la descarga de aguas residuales industriales. Su efecto corrosivo en aguas residuales es de gran importancia, así como su posible efecto destructor o alterador de la flora y fauna de fuentes receptoras. Algunos residuos industriales, por su alto contenido de acidez mineral, pueden requerir pretratamiento de neutralización antes del tratamiento biológico.

1.5.2 Ácido sulfhídrico

El ácido sulfhídrico (H₂S) es un producto de la descomposición anaerobia de las aguas residuales:



La corrosión de las alcantarillas y de las plantas de tratamiento está, a menudo, relacionada con la producción de H₂S o con la cantidad de H₂S en la atmósfera. Al exponer el agua residual a la atmósfera se desprende H₂S y se detecta un color ofensivo a huevo podrido. Cuando el gas se acumula en la corona de las alcantarillas, éste puede disolverse en la

humedad condensada sobre las paredes del tubo y oxidarse biológicamente en ácido sulfúrico para corroer las tuberías de concreto. El H₂S mezclado con CH₄ y CO₂ es corrosivo; tóxico al sistema respiratorio, incoloro e inflamable, y explosivo en ciertas condiciones. El color negro de muchas aguas residuales es comúnmente causado por la combinación de ácido sulfhídrico con hierro para formar sulfuro ferroso (FeS). Se consideran indeseables concentraciones de H₂S, en aguas residuales, mayores de 1mg/L. así como concentraciones en la atmósfera superiores a 3ppm.

1.5.3 Alcalinidad

La alcalinidad del agua es una medida de su capacidad de neutralizar ácidos. Las aguas residuales domésticas son generalmente alcalinas, concentraciones de 50 – 200 mg/L-CaCO₃ son comunes. La alcalinidad puede generarse por hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, magnesio, sodio, potasio o de amonio, siendo la causa común los bicarbonatos de calcio y magnesio, su capacidad para neutralizar ácidos y prevenir cambios bruscos de pH la hace importante en el tratamiento químico de aguas residuales, en los procesos de remoción biológica de nutrientes, en la remoción de amoníaco y en tratamientos anaerobios.

Cuando se añade alumbre a un agua residual se requieren aproximadamente 0.5 mg/L de alcalinidad por cada mg/L de alumbre agregado para la formación del hidróxido insoluble; cuando se oxida nitrógeno amoniacal, en el proceso de nitrificación, cada mg/L de NH₄ N- oxidado destruye 7.14 mg/L de alcalinidad.

En el proceso de nitrificación se necesita suficiente alcalinidad para reaccionar con la acidez producida en la reacción. Por otra parte, aguas residuales con alcalinidad cáustica reaccionan con el CO₂ producido por la actividad microbial para generar bicarbonato y reducir el valor del pH.

1.5.4 Carbohidratos

Grupos de compuestos de carbono, hidrógeno y oxígeno, en los cuales el hidrógeno y el oxígeno están en la misma relación que en el agua; muy comunes en aguas residuales y en la industria de la madera, papel, textiles y alimentos. Incluye azúcares, almidones, celulosa y hemicelulosa. Desde el punto de vista de tratabilidad el carbohidrato más importante es la celulosa, por ser el más resistente en procesos aerobios, aunque se destruye fácilmente en el suelo como resultado de la actividad de varios hongos.

1.5.5 Cloruros

Son comunes en aguas residuales pues la contribución diaria por persona es de 6 a 9 gramos. Concentraciones altas pueden causar problemas de calidad de aguas para riego y de sabor en aguas para reuso. En general, los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales no remueven cloruros.

En aguas residuales domésticas crudas la concentración de cloruros oscila entre 30 y 200 mg/L. Los cloruros interfieren en el ensayo de la DQO y su determinación también sirve para controlar la polución marina y la tasa de bombeo en acuíferos costeros. Los cloruros en concentraciones mayores de 15.000 mg/L son considerados tóxicos para el tratamiento biológico convencional.

1.5.6 Nitrógeno

Nutriente esencial para el crecimiento de protistas y plantas. Las formas de interés en aguas residuales son las de nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitritos y nitratos. Todas son formas inconvertibles bioquímicamente y componentes del ciclo del nitrógeno.

Los datos del nitrógeno son necesarios para evaluar la tratabilidad de las aguas residuales por tratamientos biológicos; un agua residual con contenido insuficiente de nitrógeno puede requerir la adición de nitrógeno para su adecuada biodescomposición. En otros casos, cuando se exige

control de eutrofización de las fuentes receptoras, la remoción de nitrógeno, en el agua residual, puede ser una condición del tratamiento.

Tabla 4 Estado de oxidación del Nitrógeno

Forma	Fórmula	Estado de Oxidación del Nitrógeno
Amonio	NH_3	-3
Ión Amonio	NH_4^+	-3
Nitrógeno Gaseoso	N_2	0
Ión Nitrito	NO_2^-	+3
Ión Nitrato	NO_3^-	+5

Fuente: Adaptado de van HAANDEL & MARAIS, (1999)

1.5.6.1 Ciclo del Nitrógeno

Todos los seres vivos requieren de átomos de nitrógeno para la síntesis de proteínas de una variedad de otras moléculas orgánicas esenciales. El aire, que contiene 79% de nitrógeno, se utiliza como el reservorio de esta sustancia. A pesar del gran tamaño del patrimonio de nitrógeno, a menudo es uno de los ingredientes limitantes de los seres vivos. Esto se debe a que la mayoría de los organismos no puede utilizar nitrógeno en forma elemental, es decir: como N_2 .

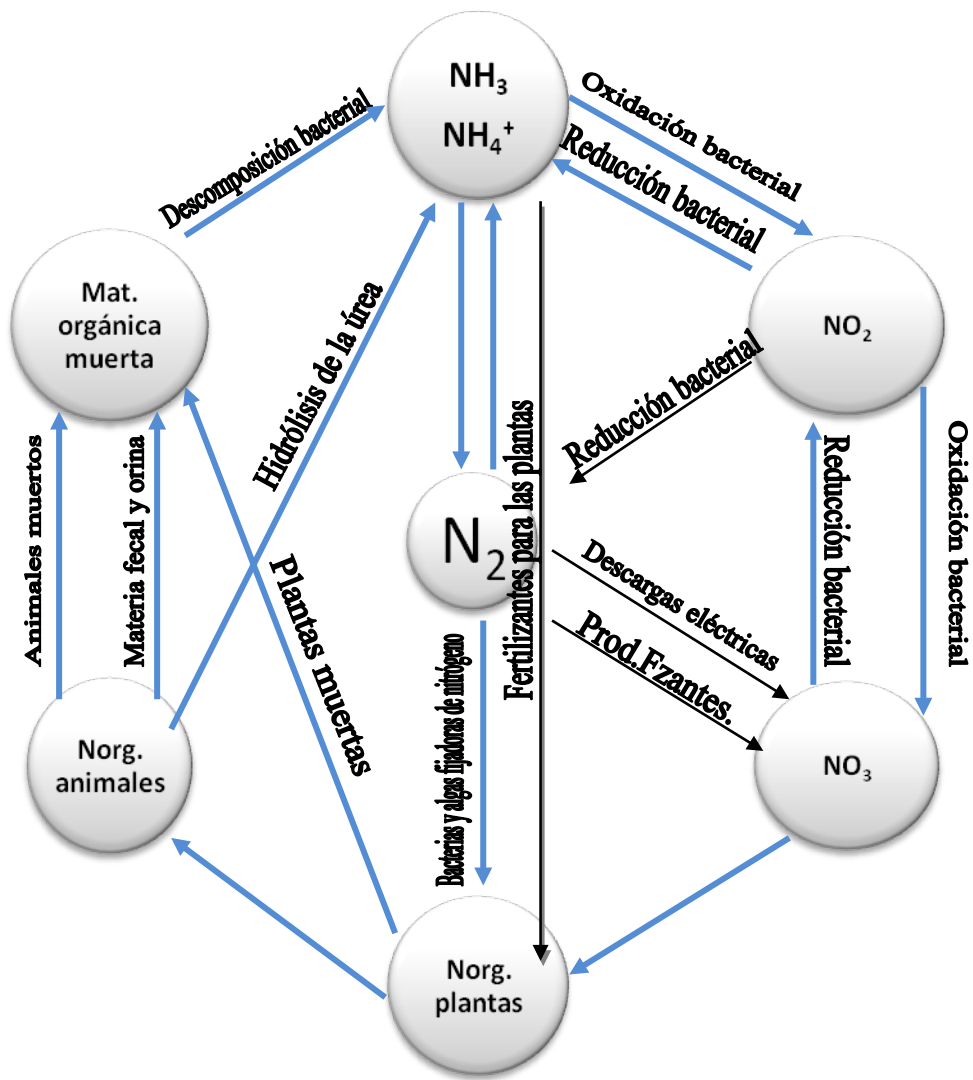
La fijación de nitrógeno atmosférico (N_2), es realizada por algunas especies de bacterias y algas que poseen la capacidad de transformarlo en amonio (NH_3 , NH_4). El amonio puede ser asimilado para formar proteínas en plantas, las cuales son ingeridas por los animales.

A través de las excreciones y muerte de los animales, así como muerte de las plantas, el nitrógeno orgánico es convertido, por descomposición biológica, a amonio, proceso conocido por amonificación. En presencia del oxígeno ocurre la nitrificación, donde el amonio es convertido a nitrato. En una etapa subsecuente el nitrato es reducido a N_2 en ambiente anóxico por la desnitrificación bacteriana (EPA, 1975). Existe un proceso biológico de transformación del nitrógeno que no se encuentra representado en la figura, conocido como proceso ANAMMOX, o también denominado desamonificación. Este proceso consiste en la conversión

del amonio en nitrógeno gaseoso, como producto final en un único estadio, en condiciones anaerobias.

El Ciclo del Nitrógeno se representa en el siguiente esquema:

Fig. N° 2 Ciclo del Hidrógeno



Fuente: Elaboración propia según http://es.wikipedia.org/wiki/Ciclo_del_nitrógeno

1.5.6.2 El Nitrógeno en las aguas residuales domésticas

En los desagües domésticos crudos, las principales formas de nitrógeno son el nitrógeno orgánico y el amonio, y en concentraciones mínimas se presentan los nitritos y nitratos.

Tabla 5 Tabla Contribuciones y concentraciones de nitrógeno en el desagüe crudo

Parámetro	Contribución per capita		Concentración		
	Rango	Típico	Unidad	Rango	Típico
Nitrógeno total	6,0-12,0	8,0	mgN/l	35-70	50
Nitrógeno orgánico	2,5-5,0	3,5	mgN/l	15-30	20
Amonio	3,5-7,0	4,5	Mg NH ₄ ⁺ -N/l	20-40	30
Nitrito	~0	~0	Mg NO ₂ ⁻ -N/l	~0	~0
Nitrato	0,0-0,5	~0	Mg NO ₃ ⁻ -N/l	0-2	~0

Fuente: von Sperling (1997)

Se debe indicar que las actividades que contribuyen en mayor porcentaje a la presencia de nitrógeno en las aguas residuales son las actividades industriales y agrícolas.

1.5.6.3 Efectos negativos asociados al Nitrógeno

Los efectos negativos de los compuestos de nitrógeno en ambientes acuáticos son ya conocidos, la presencia del nitrógeno en las descargas de aguas residuales pueden ser indeseables porque tienen impactos ecológicos y pueden afectar la salud pública.

El amonio se encuentra en medios acuosos en equilibrio químico con el ion amoniaco y su concentración incrementa con el pH y la temperatura, en concentraciones superiores a 2mg/l es extremadamente toxico a los peces y muchos otros organismos. La toxicidad del amonio no debería ser un problema en cuerpos receptores con un pH menor de 8 y una concentración de amonio menor que 1 mg/lit (SAWYER & McCARTY, 1997). El amonio es también un compuesto consumidor de oxígeno, ya

que es oxidado rápidamente a nitrato creando así una demanda de oxígeno que puede depletar el medio.

A parte de los efectos negativos de toxicidad y del consumo del oxígeno, el amonio y/o el nitrato con el fósforo son tomados como nutrientes por las algas, pudiendo causar *eutrofización* cuando son lanzados a los cuerpos de agua.

Los cuerpos de agua sufren eutrofización cuando sus aguas se enriquecen en nutrientes. Podría parecer a simple vista que es bueno que las aguas estén atestadas de nutrientes, porque así podrían vivir fácilmente los organismos. Pero la situación es más compleja. El problema está en que si hay exceso de nutrientes crecen en abundancia las algas y demás organismos. Luego, cuando mueren, se descomponen y producen malos olores, dándole al agua un aspecto nauseabundo, disminuyendo drásticamente su calidad. El proceso de putrefacción consume una gran cantidad del oxígeno disuelto y las aguas dejan de ser aptas para consumo y sustentación de vida de la mayor parte de los seres vivos. El resultado final es un ecosistema casi destruido.

La eutrofización es un proceso que se va produciendo lentamente de forma natural en una gran número de cuerpos de agua del mundo, porque todos van recibiendo nutrientes. Las actividades humanas aceleran el proceso hasta convertirlo, muchas veces, en un grave problema de contaminación. Las principales fuentes de eutrofización son: los vertidos urbanos, que llevan detergentes y desechos orgánicos y los vertidos ganaderos y agrícolas, que aportan fertilizantes, desechos orgánicos y otros residuos ricos en fosfatos y nitratos.

Un efecto negativo directo a la salud es producido por el nitrato, pesar que este compuesto como el mismo no es tóxico, su conversión a nitrito es una preocupación de la salud pública, ya que su presencia es una amenaza si el agua es consumida por infantes. En el cuerpo, el nitrito puede oxidar el hierro (II) y formar metemoglobina, el cual no es capaz

de tomar el oxígeno molecular, resultando así una sofocación o desenvolvimiento de un color azul en la piel, los infantes son más propensos debido al alto pH en sus estómagos que permiten una mayor reducción de nitrato a nitrito.

1.5.7 Metales

No existe una definición única de metales pesados que permita enumerarlos y clasificarlos. Algunos criterios usados para definirlos han sido:

- La densidad relativa del metal, mayor de cuatro o de cinco.
- La localización dentro de la tabla periódica de los elementos.
- La respuesta específica zoológica o botánica.
- La toxicidad del elemento.

1.5.8 Grasas y aceites

Se definen como sustancias solubles en hexano, cuando el ensayo se realiza por extracción con hexano. En la técnica actual el ensayo se realiza por extracción con freón. Se considera grasas y aceites los compuestos de carbono, hidrógeno y oxígeno que flotan en el agua residual, recubren las superficies con las cuales entran en contacto, causan iridiscencia y problemas de mantenimiento, e interfieren con la actividad biológica pues son difíciles de biodegradar. Generalmente provienen de la mantequilla, manteca, margarina, aceites vegetales, hidrocarburos y carnes.

1.5.9 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para oxidar (estabilizar) la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias. Cuando se refiere a la DBO necesaria para oxidar todo el material orgánico carbonáceo biodegradable, se denomina demanda bioquímica última de oxígeno carbonácea (DBOUC). En condiciones normales de laboratorio, esta demanda se cuantifica a 20°C, el ensayo estándar se

realiza a cinco días de incubación y se conoce convencionalmente como DBO, con valores numéricos expresados en mg/L – O₂.

Es el parámetro más usado para medir la calidad de aguas residuales y superficiales, para determinar la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente a materia orgánica del agua, para diseñar unidades de tratamiento biológico, para evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento y para fijar las cargas orgánicas permisibles en fuentes receptoras.

1.5.10 DBO nitrogenácea

La descomposición de la materia orgánica, especialmente la hidrólisis de las proteínas, produce material no carbonáceo como el amoníaco. Este material, nitrógeno amoniacal, es oxidado por las bacterias nitrificantes en nitrito y nitrato, causando una demanda de oxígeno conocida como demanda bioquímica de oxígeno nitrogenácea (DBON)

En un cultivo mixto, como el usado normalmente para determinar la DBO, se tiene una población de bacterias nitrificantes baja, porque la tasa de reproducción de las bacterias nitrificantes es lenta, normalmente de seis a diez días. Por ello, en el ensayo de la DBO, la DBON sólo se observa después de seis a diez días; sin embargo, en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales existe una población de bacterias nitrificantes suficientes para ejercer DBON y alterar el valor de la DBOC. La interferencia causada por la demanda adicional de oxígeno de las bacterias nitrificantes se elimina mediante pretratamiento de la muestra o por medio de agentes inhibidores.

1.5.11 Demanda química de oxígeno (DQO)

Se usa para medir el oxígeno equivalente a la materia orgánica oxidable químicamente mediante un agente químico oxidante fuerte, por lo general dicromato de potasio, en un medio ácido y a alta temperatura. Para la oxidación de ciertos compuestos orgánicos resistentes se requiere la

ayuda de un catalizador como el sulfato de plata. Compuestos inorgánicos que interfieren con el ensayo, como los cloruros, pueden causar resultados erróneos de DBO. La interferencia por cloruros se elimina agregando sulfato mercuríco para formar HgCl_2 y prevenir el consumo de dicromato por el ión cloruro.

1.6 Características biológicas

Es necesario tener un conocimiento exhaustivo de las características biológicas de las aguas residuales. Estar familiarizado con los siguientes temas:

- (1) Principales grupos de microorganismos biológicos presentes, tanto en aguas superficiales como residuales, así como aquellos que intervienen en los tratamientos biológicos;
- (2) Organismos patógenos presentes en las aguas residuales;
- (3) Organismos utilizados como indicadores de contaminación y su importancia;
- (4) Métodos empleados para determinar los organismos indicadores, y
- (5) Métodos empleados para determinar la toxicidad de las aguas tratadas.

1.6.1 Microorganismo

Los principales grupos de organismos presentes tanto en aguas residuales como superficiales se clasifican en organismos eucariotas, eubacterias y arqueobacterias.

Tabla 6 Clasificación de los microorganismos

Clasificación de los microorganismos			
Grupos	Estructura celular	Caracterización	Miembros representativos
Eucariotas	Eucariota ^b	Multicelular, con gran diferenciación de las células y el tejido. Unicelular o coenocítica o micelial; con escasa o nula diferenciación de tejidos.	Plantas (plantas de semilla, musgos, helechos). Animales (vertebrados e invertebrados). Protistas (algas, hongos, protozoos).
Eubacteria	Procariota ^c	Química celular parecida a las eucariotas	La mayoría de las bacterias.
Arqueobacterias	Procariota ^c	Química celular distinta.	Metanógenos, halófilos, termacidófilos.

Fuente: Adaptado de la bibliografía (19).

Contiene núcleo definido.

No contiene membrana nuclear.

1.6.2 Bacterias

Las bacterias se pueden clasificar en eubacterias procarióticas unicelulares. En función de sus formas, las bacterias pueden clasificarse en cuatro grandes grupos: esferoides, bastón curvado y filamentoso. Las bacterias esferoidales, que reciben el nombre de cocos, tienen un diámetro aproximado de entre 1 y 3 micras. Las bacterias de forma de bastón conocidas como bacilos, tienen tamaños muy variables entre 0.5 y 2 micras de ancho por entre 1 y 10 micras de largo. Los *Escherichia coli*, organismo común en heces humanas, miden del orden de 0.5 micras de ancho por 2 micras de largo. Las bacterias del tipo de bastón curvado tienen dimensiones que pueden variar entre 0.6 y 1.0 micras de ancho por entre 2 y 6 micras de longitud. Las bacterias con forma de espiral pueden alcanzar longitudes del orden de las 50 micras, mientras que las filamentosas pueden llegar a superar a las 100 micras.

Los coliformes también se emplean como indicadores de la contaminación por desechos humanos.

1.6.3 Hongos

Los hongos son protistas eucariotas aerobios, multicelulares, no fotosintéticos y quimioheterótrofos. Muchos de los hongos son saprófitos; basan su alimentación en materia orgánica muerta. Juntos con las bacterias, los hongos son los principales responsables de la descomposición del carbono en la biosfera. Desde el punto de vista ecológico, los hongos presentan ciertas ventajas sobre las bacterias: pueden crecer y desarrollarse en zonas de baja humedad y en ámbitos con pH bajos. Sin la colaboración de los hongos en los procesos de degradación de la materia orgánica el ciclo del carbono se interrumpiría en poco tiempo, y la materia orgánica empezaría a acumularse.

1.6.4 Algas

Las algas pueden presentar serios inconvenientes en las lagunas superficiales, puesto que pueden reproducirse rápidamente cuando las condiciones son favorables. Este fenómeno, que se conoce con el nombre de crecimiento explosivo, puede conducir a que ríos, lagos y embalses sean cubiertos por grandes colonias flotantes de algas. Los crecimientos explosivos son característicos de los llamados lagos eutróficos, que son lagos con gran contenido en compuestos necesarios para el crecimiento biológico. Puesto que el efluente de las plantas de tratamiento del agua residual suele ser rico en nutrientes biológicos, la descarga del efluente en los lagos provoca su enriquecimiento y aumenta su tasa de eutrofización. En los ríos pueden producirse efectos análogos. Uno de los problemas más importantes al que se enfrenta la ingeniería sanitaria en el campo de la gestión de la calidad del agua es el de encontrar el proceso de tratamiento que hay que aplicar a las aguas residuales de diferentes orígenes de modo que los afluentes no favorezcan el crecimiento de algas y demás plantas acuáticas. La solución puede implicar la eliminación del carbono, así como de las diferentes formas de nitrógeno y fósforo y alguno de los elementos que se hallan presentes a nivel de traza, como el hierro y el cobalto.

1.6.5 Protozoos

Son microorganismos eucariotas cuya estructura está formada por una sola célula abierta. La mayoría de los protozoos son aerobios o facultativamente quimioheterótrofos anaerobios, aunque se conocen algunos anaerobios. Los protozoos de importancia para el ingeniero sanitario son las amebas, los flagelados y ciliados libres y fijos. Los protozoos se alimentan de bacterias y otros microorganismos microscópicos. Tienen una importancia capital, tanto en el funcionamiento de los tratamientos biológicos como en la purificación de cursos de agua ya que son capaces de mantener el equilibrio natural entre los diferentes tipos de microorganismos. Ciertos protozoos son también patógenos. En el agua de suministro es importante controlar la presencia de *Giardia lamblia* (responsable de las giardiasis o enfermedad de Hikers) y del *Cryptosporidium*, como agente causante de infecciones potencialmente mortales para pacientes con síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA).

1.6.6 Plantas y animales

Las diferentes plantas y animales que tienen importancia para el ingeniero sanitario tienen tamaños muy variados: desde los gusanos y rotíferos microscópicos hasta crustáceos macroscópicos. El conocimiento de estos organismos resulta útil a la hora de valorar el estado de lagos y corrientes, al determinar la toxicidad de las aguas residuales evacuadas al medio ambiente, y a la hora de determinar la efectividad de la vida biológica en los tratamientos secundarios empleados para destruir los residuos orgánicos.

1.6.7 Virus

Son partículas parasíticas formadas por un cordón de material genético – ácido desoxirribonucleico (ADN) o ácido ribonucleico (RNA) – con una capa de recubrimiento proteínico. No tienen capacidad para sintetizar compuestos nuevos. En lugar de ello, invaden las células del cuerpo vivo que los acoge y reconducen la actividad celular hacia la producción de

nuevas partículas virales a costa de las células originales. Cuando muere la célula original, se liberan gran cantidad de virus que infectarán células próximas.

Los virus excretados por los seres humanos pueden representar un importante peligro para la salud pública. Por ejemplo, a partir de datos experimentales, se ha podido comprobar que cada gramo de heces de un paciente con hepatitis contiene entre 10000 y 100000 dosis de virus hepático. Se sabe con certeza que algunos virus pueden sobrevivir hasta 41 días, tanto en aguas limpias como residuales a la temperatura de 20°C, y hasta 6 días en un río normal. Se ha atribuido al agua de abastecimiento ciertos brotes de hepatitis infecciosa. Para determinar los mecanismos de transporte y eliminación de virus en suelos, aguas superficiales y residuales, es necesario un esfuerzo aún mayor por parte tanto de biólogos como de ingenieros.

2 CAPITULO

ANÁLISIS Y MUESTREO

La caracterización del agua residual está encaminada a determinar:

- (1) Las características físicas, químicas y biológicas del desagüe y las concentraciones de los constituyentes de éste, y
- (2) Los medios óptimos para reducir las concentraciones de contaminantes.

2.1 Muestreo

Las técnicas de muestreo utilizadas en un estudio del agua residual deben asegurar la obtención de muestras representativas, ya que los datos que se deriven de los análisis de dichas muestras serán, en definitiva, la base para el proyecto de las instalaciones de tratamiento. No existen procedimientos universales de muestreo; las campañas de muestreo deben diseñarse específicamente para cada situación.

En el caso de que las aguas que se quiere muestrear presenten considerables variaciones en su composición, será preciso emplear procedimientos especiales. Por lo tanto, es necesario seleccionar adecuadamente los puntos de muestreo, y determinar el tipo y frecuencia de muestra a tomar.

2.1.1 Conservación de la muestra

Una campaña de muestreo llevada a cabo de manera minuciosa puede carecer de todo valor si no se conservan las condiciones físicas, químicas y biológicas de las muestras durante los períodos de tiempo entre la toma de las muestras y sus análisis. La mejor manera de eliminar los errores

debidos al deterioro de las muestras es, indudablemente, realizar los análisis con la mayor prontitud posible. Cuando las condiciones analíticas y de muestreo obligan al transcurso de cierto tiempo entre ambas etapas, como en los casos en los que se toman muestras compuestas de 24 horas, es necesario tomar ciertas precauciones para prevenir la degradación de muestras para el análisis de aquellas propiedades que puedan verse afectadas por el deterioro de la muestra. A la hora de aportar los resultados de los análisis, deben especificar los posibles errores debidos al deterioro de la muestra.

3 CAPITULO

LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO

Los lixiviados son 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 principalmente.

Este líquido representa la principal fuente potencial de contaminación del subsuelo y acuíferos, pues disuelven sustancias y descienden hasta la parte inferior del sitio, por lo que la estimación de su producción a lo largo de la vida del relleno es un dato valioso para planear adecuadamente las obras de control en el relleno sanitario.

Los lixiviados se generan en las distintas etapas de la descomposición de los residuos sólidos, debido a la percolación de agua de lluvia, por lo que su composición física y química depende en gran medida de la composición de los mismos residuos.

3.1 Mecanismos de formación de lixiviados

Como ya se mencionó, los lixiviados son producidos cuando la humedad entra en contacto con los residuos sólidos, disolviendo los contaminantes en la fase líquida. Las fuentes de entrada de humedad al sitio de disposición final son:

- Precipitación pluvial.
- Evapotranspiración.
- Forma de operación del sitio.

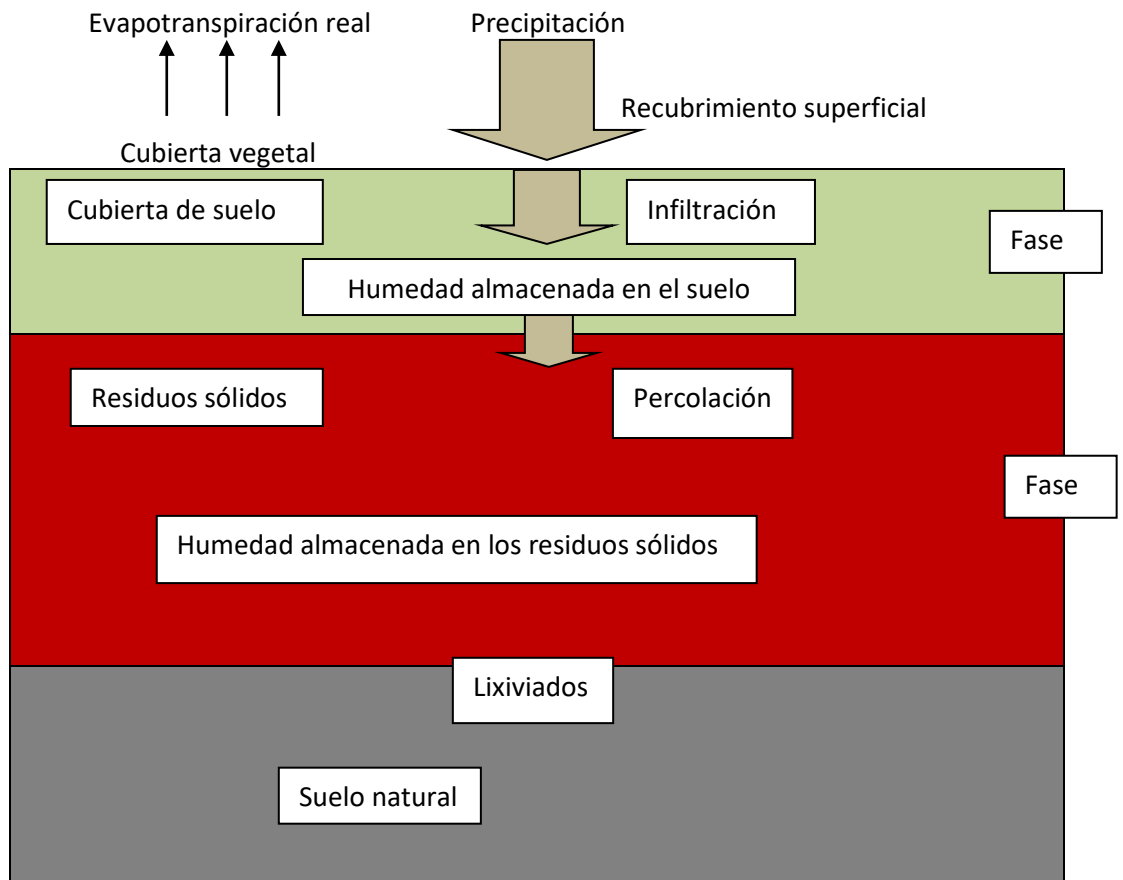
- Existencia y tipo de materiales de cubierta sobre los residuos.
- Pendiente superficial del material de cobertura.
- Degradación de la materia orgánica contenida en los residuos.
- Existencia y tipo de barreras entre los residuos y el agua en zonas húmedas o pantanosas.
- Espesor de los residuos depositados
- Codisposición de residuos o lodos de tratamiento de aguas.
- Capacidad de campo de los residuos.
- Codisposición de residuos líquidos.
- Reacciones físico químico y biológico.
- Cantidad de materia biodegradable.

De la precipitación (P), que cae directamente sobre el relleno sanitario una parte se desvía, y otra parte se infiltra (I) en la superficie del relleno, tanto en los residuos no cubiertos, así como en las cubiertas diaria, media y final.

Una parte de la infiltración compensará la deficiencia de almacenamiento de humedad del suelo (la diferencia entre capacidad de campo y el contenido de humedad), el remanente, después de satisfacer la demanda de Evapotranspiración (EVTP), humedad del suelo (Hs), se moverá hacia los estratos bajos, formando percolados (PERC) y posteriormente lixiviados.

En la figura se presenta un esquema de la formación de lixiviados.

Fig. N° 3 Formación de lixiviados



Fuente: "Proyecto Ejecutivo de las Estaciones de Transferencia de Residuos Sólidos y del Relleno Sanitario Regional de Frontera Chica, Tamaupilas" - Mexico.

3.2 Determinación del volumen de lixiviado generado

La Cooperación técnica de la República de Alemania (1992) considera un procedimiento para determinar la producción de lixiviados según el grado de compactación del relleno:

3.2.1 Rellenos compactados con compactadores: 25% de la tasa de precipitación anual (aproximadamente $5\text{m}^3/\text{ha}/\text{d}$ para el caso de 750 mm de precipitación anual).

3.2.2 Rellenos compactados con orugas: 40% de la tasa de precipitación anual (aproximadamente $9\text{m}^3/\text{ha}/\text{d}$ para el caso de 750 mm de precipitación anual).

Las cantidades para rellenos con producción de compostaje se ubican aproximadamente entre estos valores. Asimismo, en la práctica pueden darse desviaciones de estos valores, condicionados por particularidades locales, por ejemplo mayores cantidades de lixiviados en las laderas; compactado natural causado por el agua del subsuelo que penetra en el relleno; disminución por retención en el relleno, en el caso de rellenos que estén ubicados en depresiones o cuando hay recubrimientos con material aglutinante. En este tipo de rellenos pueden retenerse cantidades considerables de lixiviados, que pueden conducir a problemas en la operación y en la estabilidad.

Para determinar el volumen de líquido percolado existen distintas herramientas computacionales como los programas Visual HELP (Schroeder et. al, 1994) y FILL (Khanbilvardi et al, 1996), ambos desarrollados en Estados Unidos de Norteamérica. El programa Visual HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) corresponde a un modelo hidrológico, cuasi bidimensional, que representa el movimiento del agua dentro, a través y fuera de un relleno sanitario. El programa FILL (FIOW Investigation for landfill Leachate) corresponde a un modelo bidimensional, más detallado que el Visual HELP, y presenta una aproximación más fina del proceso de generación del líquido percolado.

3.3 Caracterización de lixiviados

Los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios se caracterizan por tener altas concentraciones de los parámetros indicadores de la calidad de un afluente como por ejemplo la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) y Demanda Química de Oxígeno (DQO). Según el tipo de residuo que se dispone en el relleno se pueden caracterizar de la siguiente forma:

3.3.1 Lixiviados de residuos peligrosos

Concentraciones extremadamente altas de sales, de orgánicos halogenados, y trazas de elementos. La concentración tiende a disminuir con el tiempo, sin embargo, no puede ser generalizada.

3.3.2 Lixiviados de residuos sólidos municipales

Alta carga orgánica inicial (la DQO en el rango de 20000 mg/L y de DBO5/DQO > 0,5) que se reduce a una carga orgánica baja (el DQO en el rango de 2000 mg/L DBO5/DQO <0,25) dentro de 2 - 10 años.

La tabla de POHLAND and HARPER (1986), presentada a continuación, muestra los valores encontrados en la literatura para la caracterización del lixiviado, en función de la fase de degradación del residuo en el relleno. Además es importante recalcar la gran variabilidad de esos valores ya mencionados anteriormente.

Tabla 7 Rangos de composición de un lixiviado, en función del estado de descomposición de la materia orgánica en el relleno sanitario.

Parámetros (mg/L)	Fases del relleno sanitario				Todas las Fases
	Transición	Acidificación	Metanogénesis	Final	
DBO₅	100 - 10900	1000 - 57700	600 - 3400	4 - 120	4 - 57700
DQO	480 - 18000	1500 - 71100	580 - 9760	31 - 900	31 - 71100
COT*	100 - 3000	500 - 27700	300 - 2230	70 - 260	70 - 27700
AOV**	100 - 3000	3000 - 18800	250 - 4000	0	0 - 18800
DBO₅/DQO	0.23 - 0.87	0.4 - 0.8	0.17 - 0.64	0.02 - 0.13	0.02 - 0.87
TKN	180 - 860	14 - 1970	25 - 82	7 - 490	7 - 1970
NH₃ - N	120 - 125	2 - 1030	6 - 430	6 - 430	2 - 1030
PO₄-P	0.6 - 1.7	0.2 - 120	0.7 - 14	0.2 - 14	0.2 - 120
Alc. Total	200 - 2500	140 - 9650	760 - 5050	200 - 3520	140 - 9650
ST	2450 - 2050	4120 - 55300	2090 - 6410	1460 - 4640	1460 - 55300
pH	6.7	4.7 - 7.7	6.3 - 8.8	7.1 - 8.8	4.7 - 8.8
Cu	0.085 - 0.39	0.005 - 2.2	0.03 - 0.18	0.02 - 0.56	0.005 - 2.2
Fe	68 - 312	90 - 2200	115 - 336	4 - 20	4 - 2200
Pb	0.001 - 0.004	0.01 - 1.44	0.01 - 1.0	0.01 - 0.1	0.001 - 1.44
Mg	66 - 96	3 - 1140	81 - 505	81 - 190	3 - 1140
Mn	0.6	0.6 - 41	0.6	0.6	0.6 - 41
Ni	0.02 - 1.55	0.03 - 79	0.01 - 1.0	0.07	0.01 - 79
K⁺	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300

Na⁺	20 - 7600				20 - 7600
Zn	0.06 - 21	0.65 - 220	0.4 - 0.6	0.4	0.06 - 220
Cd	190 - 490	70 - 3900	76 - 490	76 - 254	70 - 3900
Cr	0.023 - 0.28	0.06 - 18	0.05	0.05	0.023 - 18

* Carbono orgánico total

** Ácidos orgánicos volátiles

Fuente: Pohland and Harper (1986).

Tabla 8 Comparativo de los Parámetros DBO, DQO en rellenos sanitarios de Sudamérica.

RR. SS.	RS Bordo Poniente	RS La Gloria	RS Montevideo	RS Portillo Grande	RS Bordo Poniente	RS La Gloria	RS Montevideo	RS Portillo Grande	RS Bordo Poniente	RS La Gloria	RS Montevideo	RS Portillo Grande
	Mínimo				Promedio				Máximo			
DBO	668	402.0	3400	1166.7	1259.0	430.8	1051.0	12300	1950.0	459.6	1680.0	14320.0
DQO	1050	5417.5	3400	7416.4	8000	8629.2	1855.0	18921.6	1700.0	11840.8	3650.0	21896.4

- RS Bordo Poniente : caracterización y tratabilidad de lixiviados de la etapa IV , Bordo Poniente ;Torres, Vela ,Orta ; México,

- RS "La Gloria" : Evaluación de tratabilidad de los lixiviados en el relleno sanitario de Pereira mediante filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto; Chavarro, Garces, Guerrero, Salas, 2006.

- RS de Montevideo : comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviados de Relleno sanitarios ; Universidad de la Republica , Uruguay,

- RS Portillo Grande: Monitoreo de Gases y lixiviados en el RS Portillo Grande años 2005 al 2007.

Fuente: Tesis: Granulación de lodo anaerobio de un RAFA, usando diferentes medios de soporte, y lixiviado como sustrato.

3.3.3 No peligrosos

Bajo nivel orgánico en lixiviados, bajo contenido de materia orgánica (DQO no excede los 4000 mg/L y tiene un rango típico de DBO/DQO < 0,2) y bajo contenido de nitrógeno (N- Total está en el rango de 200 mg N/L, pero puede estar en el rango de 500mg N/L). Bajos niveles de componentes traza son observados.

3.3.4 Lixiviados de residuos inorgánicos

Altas concentraciones iniciales de sales (sulfatos + cloruros en el rango de 15000mg/L), bajo contenido de materia orgánica (DQO < 1000mg/L) y bajo contenido de nitrógeno (N- Total < 100mg/L).

3.3.5 Lixiviados de residuos inertes

Contenido bajo de cualquier componente.

3.4 Contaminación del ambiente por causa de lixiviados

La contaminación del agua se produce cuando los residuos sólidos se colocan cerca de las aguas subterráneas superficiales o subterráneas y cuando el flujo de la basura sólida se dirige a las aguas subterráneas superficiales o subterráneas. Esto generalmente sucede cuando el relleno sanitario no cuenta con una capa impermeable ya sea de material sintético o arcilla.

Cuando el lixiviado entra en contacto con las aguas superficiales, las observaciones y los análisis organolépticos de la muestra se pueden utilizar para verificar su impacto en la calidad del agua.

El movimiento del lixiviado en formaciones subterráneas es posible detectarlo con la supervisión cuando se contamina un pozo subterráneo de monitoreo construido en las inmediaciones del relleno sanitario.

Los lixiviados de los rellenos sanitarios contienen niveles de concentración de contaminantes a menudo muy superiores a las que usualmente podría presentar una fuente de agua superficial, o el agua residual doméstica. Por lo tanto la presencia de este lixiviado representa un potencial contaminante para el ambiente, especialmente para las aguas subterráneas y superficiales, y en consecuencia para las familias que utilicen dichas fuentes de agua una vez ésta haya sido contaminada.

La exposición al ambiente del lixiviado podría ocurrir a través de diferentes caminos. En rellenos sin medidas de activa protección ambiental (ausencia de capa impermeable), el lixiviado se infiltrará al agua subterránea. Los lixiviados podrían también entrar en contacto con aguas superficiales, en casos de no controlar el desbordamiento de los rellenos o comúnmente con contaminación del agua subterránea en contacto hidráulico con las aguas superficiales. En rellenos con activas medidas ambientales, la práctica más común es la recolección de la descarga del lixiviado hacia los tratamientos de aguas residuales.

Sin embargo, el lixiviado recolectado podría también ser descargado directamente hacia un cuerpo de agua, usualmente después de un tratamiento in situ.

El grado de contaminación ambiental del lixiviado dependerá de los siguientes factores:

- El flujo total de contaminantes transportados fuera del terraplén con el lixiviado.
- El ajuste hidrogeológico y el grado de protección que proporciona.
- La calidad del fondo y la sensibilidad del agua subterránea de recepción o del agua superficial.

3.5 Tratamiento de lixiviados

Los lixiviados son efluentes muy complejos, presentan una gran variabilidad en su composición lo que definirá una evaluación del tipo de tratamiento viable y eficaz para cada caso. Actualmente existen varios métodos estudiados para el tratamiento de estos líquidos, se puede realizar bien en el sitio (in-situ), ó fuera del sitio (off- site).

Realizar el tratamiento adecuado de los lixiviados involucra la participación de una serie de procesos y diversos tipo de tecnología que los contienen; unas más viables que otras según sea la realidad socioeconómica de la localidad ó localidades a las que el relleno sanitario atiende.

Para elegir una adecuada tecnologías en el tratamiento de los lixiviados deberá de tenerse en cuenta a las características que presenten los lixiviados de un determinado relleno sanitario influidos por los parámetros meteorológicos, tipo de basura que reciben y el tiempo o edad de las celdas donde es dispuesta la basura.

Es así como los tratamientos a elegir deberán de tomar en cuenta las características biológicas y fisicoquímicas que presenten los lixiviados, ya que son éstas las que determinaran el grado de eficiencia que se pudiera alcanzar con uno u otro tipo de tratamiento a aplicar. La selección del método dependerá de lo que sea más fiable y adecuado dependiendo tanto de aspectos económicos como técnicos. A continuación se describen algunos métodos utilizados en el tratamiento de lixiviados encontrados durante la revisión bibliográfica, dependiendo de la calidad del lixiviado se podrá efectuar una combinación de dos o más métodos explicados a continuación:

3.5.1 Tratamiento biológico de lixiviados

Los tratamientos biológicos empleados actualmente se basan en sistemas usados para el tratamiento de aguas residuales domésticas; aerobios, anaerobios y lagunajes profundos (Silva, 2002).

Se puede predecir que los lixiviados generados de las recientes disposiciones de basuras, en las cuales la materia orgánica consiste principalmente en ácidos grasos volátiles, puede ser degradado fácilmente por medios biológicos debido a la naturaleza orgánica del lixiviado. Sin embargo, las pocas experiencias han demostrado a menudo algunos problemas de funcionamiento debido a las fluctuaciones de la carga, a las bajas temperaturas, a la formación de la espuma y a los desechos generados.

En el lixiviado de los rellenos estabilizados más viejos, la mayor proporción de la fracción orgánica consiste en el material refractario, y por lo tanto tales lixivados son menos favorables al tratamiento biológico (Kjeldsen et al, 2002).

Las técnicas de tratamiento aerobio se basan en la degradación de los compuestos orgánicos contenidos en el lixiviado por microorganismos en presencia de oxígeno y agitación. Durante esta degradación se formarán sólidos sedimentables que se separan fácilmente de la fracción líquida. Al ser un sistema de tratamiento biológico, requieren de ciertas condiciones de funcionamiento, carga orgánica, concentración de nutrientes, pH, etc., pudiendo presentar problemas de baja sedimentación, espumas y otros si las condiciones no son óptimas.

El tratamiento anaerobio se basa en la utilización de una población bacteriana en condiciones de ausencia de oxígeno (anaerobias). Los reactores a emplearse son de película fija de flujo estacionario descendente, reactores UASB o RAFA y filtros anaerobios. Estos sistemas deberán ser capaces de soportar elevadas cargas orgánicas con tiempos de retención bajo, sobrecargas y arranques rápidos tras periodos de parada.

Los sistemas de lagunaje profundo se basan en el tratamiento conseguido en las lagunas por la acción de la flora bacteriana contenida en la misma. Este método podría admitir variaciones notables de carga orgánica y la implantación de otros sistemas como el riesgo de pulverización. Las condiciones de tratamiento pueden ser anaerobios en el caso de tratarse de una laguna profunda, aerobia, o mixta (facultativa). En zonas cálidas, el aporte de calor beneficiará la actividad microbiana y las zonas frías la reducen.

De acuerdo con la literatura, el tratamiento biológico ha demostrado ser poco eficiente para los lixivados de rellenos viejos, debido a la presencia de compuestos de recalcitrantes (kjeldsen et al, 2002). Entre los procesos biológicos más utilizados encontrados en la literatura

para el tratamiento de tenemos los tratamientos por lodos activados, lagunas aireadas y filtros biológicos.

Cam marota et al. (1994) no encontraron resultados satisfactorios para el tratamiento aerobio biológico, porque se verificó que con el aumento de la concentración del lixiviado como parte del sustrato del reactor biológico, la eficiencia de reducción de la Demanda Química de oxígeno (DQO) se reducía.

En las pruebas de tratamiento biológico realizados por Bila (2000) con el lixiviado proveniente de un pre – tratamiento ocasionado por el proceso de coagulación /floculación, se observó que el lodo activado fue perdiendo su actividad con el aumento de la concentración del lixiviado en el alimento del reactor. La naturaleza recalcitrante del lixiviado en el alimento del reactor. La naturaleza recalcitrante del lixiviado fue asociada con una posible toxicidad causante de la pérdida de la actividad del lodo (Bila D.M., 2000).

4 CAPITULO

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS SIN LIXIVIADO

El tratamiento de aguas residuales incorpora procesos físicos, químicos y biológicos los cuales tratan y remueven los contaminantes físicos, químicos y biológicos, productos del uso humano cotidiano del agua. El objetivo del tratamiento del agua residual es producir un efluente tal que no afecte al medio ambiente y que no represente un peligro para la salud.

Las aguas residuales son generadas por residencias, instituciones y locales comerciales e industriales. Estas pueden ser tratadas dentro del sitio en la cual son generadas (por ejemplo: tanques sépticos) o transportadas mediante una red de tuberías a una planta de tratamiento. Los esfuerzos para coleccionar y tratar las aguas residuales domésticas están típicamente sujetos a regulaciones y estándares locales, regionales y estatales.

4.1 Etapas del Tratamiento

- Tratamiento primario (asentamiento de sólidos)
- Tratamiento secundario (tratamiento biológico de sólidos flotantes y asentados)
- Tratamiento terciario (pasos adicionales como lagunas, micro filtración o desinfección)

4.1.1 Tratamiento Preliminar

4.1.1.1 Remoción de objetos grandes

El afluente del agua residual se pasa por rejas para remover todos los objetos grandes que son echados al sistema de alcantarillado. Estos

objetos son removidos porque esto puede obstruir unidades y dañar equipos en una planta de tratamiento de aguas residuales.

4.1.1.2 Remoción de arena

Esta etapa incluye un canal de arena donde la velocidad de las aguas residuales es controlada para permitir que la arena y otros materiales sedimenten, pero todavía se mantiene la mayoría del material orgánico. Esta estructura es llamada desarenador.

4.1.2 Tratamiento Primario

El tratamiento primario es para reducir aceites, grasas, y sólidos. Este paso se efectúa enteramente mediante medios físicos.

4.1.2.1 Sedimentación

Muchas plantas tienen una etapa de sedimentación donde el agua residual se pasa a través de grandes tanques. Estos tanques son comúnmente llamados clarificadores primarios o tanques de sedimentación primarios. Los tanques son lo suficientemente grandes para que los sólidos puedan depositarse y el material flotante como la grasa y plásticos pueden levantarse hacia la superficie y desnatarse. El propósito principal de la etapa primaria es producir generalmente un líquido homogéneo capaz de ser tratado biológicamente y de un lodo que puede ser tratado separadamente.

4.1.3 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario está destinado a degradar el contenido biológico de las aguas residuales. Para que sea efectivo el proceso requiere oxígeno y un substrato en el cual vivir. Las bacterias y los protozoarios consumen contaminantes orgánicos solubles biodegradables. Los sistemas de tratamiento secundario son clasificados como de película fija y de crecimiento suspendido.

4.1.3.1 Filtros de Desbaste

Los filtros de desbaste son utilizados para tratar cargas orgánicas altas o variables. El diseño de los filtros permite una alta carga hidráulica y un alto flujo de aire. En instalaciones grandes, el aire es forzado a través del medio usando sopladores.

4.1.3.2 Lodos activados

Las plantas de lodos activados usan una variedad de mecanismos y procesos para usar oxígeno disuelto y promover el crecimiento de organismos biológicos que remueven substancialmente materia orgánica. También puede atrapar partículas de material y pueden, bajo condiciones ideales, convertir amoníaco en nitrito y nitrato, y en última instancia a gas nitrógeno.

4.1.3.3 Placas rotativas y espirales

En algunas plantas pequeñas son usadas placas o espirales de revolvimiento lento que son parcialmente sumergidas. Se crea un floculo biótico que proporciona el substrato requerido.

4.1.3.4 Filtros aireados biológicos

Los filtros aireados biológicos combinan la filtración con reducción biológica de la materia orgánica y nitrificación. Incluye usualmente un reactor lleno de medio filtrante. Los medios están en suspensión o apoyados por una capa en la base del filtro. El propósito de este medio es soportar la biomasa activa que se une a él y a los sólidos suspendidos que ingresan al filtro. La remoción y la conversión del nitrógeno amoniacal ocurren en medio aerobio.

4.1.3.5 Reactores biológicos de membrana

Esta tecnología garantiza la remoción de todos los contaminantes suspendidos y algunos disueltos. La limitación de los sistemas MBR es directamente proporcional a la eficaz reducción de nutrientes del proceso

de lodos activados. El costo de construcción y operación de MBR es usualmente más alto que el de un tratamiento de aguas residuales convencional.

4.1.4 Tratamiento Terciario

El tratamiento terciario proporciona una etapa final para aumentar la calidad del efluente antes de que éste sea descargado al cuerpo, reduce las concentraciones de nutrientes como son el Nitrógeno y el Fósforo. Más de un proceso terciario del tratamiento puede ser usado en una planta de tratamiento.

4.1.4.1 Lagunas de estabilización

La tecnología de lagunas de estabilización es uno de los métodos naturales más importantes para el tratamiento de aguas residuales. Las lagunas de estabilización son fundamentalmente reservorios artificiales, que comprenden una o varias series de lagunas anaerobias, facultativas y de maduración. Las lagunas de estabilización constituyen la tecnología de tratamiento de aguas residuales más costo-efectivas para la remoción de microorganismos patógenos, por medio de mecanismos de desinfección natural. Las lagunas de estabilización son particularmente adecuadas para países tropicales y subtropicales dado que la intensidad del brillo solar y la temperatura ambiente son factores clave para la eficiencia de los procesos de degradación. *Adaptación de texto, IRC International Water and Sanitation Center.*

4.1.4.2 Micro – filtración

Las membranas usadas para la micro-filtración tienen un tamaño de poro de 0.1 – 10 μm . Estas membranas de micro-filtración retienen todas las bacterias. Parte de la contaminación viral es atrapada en el proceso, a pesar de que los virus son más pequeños que los poros de la membrana de micro filtración. Esto es porque los virus se pueden acoplar a las bacterias. La micro-filtración puede ser aplicada a muchos tipos diferentes de tratamientos de agua cuando se necesita retirar de

Algunos ejemplos de aplicaciones de la micro-filtración son: separación de bacterias del agua (tratamiento biológico de aguas residuales), tratamiento de efluentes, separación de emulsiones de agua y aceite, pre-tratamiento del agua para nano-filtración y ósmosis inversa, entre otros. Para la remoción de nutrientes en el agua residual también se utilizan filtros biológicos, los cuales serán tratados en capítulos posteriores por ser un tema de gran importancia en el desarrollo de esta investigación.

4.1.4.3 Desinfección

El propósito de la desinfección en el tratamiento de las aguas residuales es reducir substancialmente el número de organismos en el efluente. La efectividad de la desinfección depende de la calidad del agua, del tipo de desinfectante, de la dosis de desinfectante y de variables ambientales. Los métodos comunes de desinfección incluyen compuestos de clorados, ozono y luz UV. El empleo del cloro sigue siendo la forma más común de desinfección de las aguas residuales.

5 CAPITULO

USO DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS SIN LIXIVIADOS

5.1 Definición de humedales artificiales

En concreto, una alternativa importante son los humedales artificiales que se pueden definir como sistemas biológicos confinados mediante algún tipo de impermeabilización, que surgen a partir de la simulación de los mecanismos propios de los humedales naturales para la depuración de las aguas, donde se combinan procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren al interactuar las aguas con el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera, dando lugar a la aparición de procesos de sedimentación, filtración, adsorción, degradación biológica, fotosíntesis, fotooxidación y toma de nutrientes por parte de la vegetación y que tienen las siguientes características:

- Se basan en tratamientos físicos, químicos y biológicos naturales, que no requieren aporte extra de reactivos químicos.
- En lo que respecta a su funcionamiento como tratamiento biológico, se opera en condiciones anaerobias, facultativas y/o aerobias en las que el oxígeno se aporta de forma espontánea por transporte desde la atmósfera, lo que representa un ahorro importante de energía por prescindir de aireación con procedimientos mecánicos.
- Se requieren extensiones de terrenos superiores a las de los sistemas convencionales dadas las bajas velocidades de degradación de la materia orgánica del agua, por lo que son más lentos.

Es un sistema considerado económicamente viable porque presenta implantación a bajo costo, la eficacia alta, mejora de los parámetros que caracterizan a los recursos hídricos, la producción de la biomasa es alta y puede usarse en la producción de alimento para animales, energía y biofertilizantes (Metcalf & Eddy, 1991).

Según Ferreira (2000) algunos autores destacan el uso de este sistema de humedales artificiales como un producto final, después de un tratamiento biológico, para promover la remoción adicional de la materia orgánica y de amoníaco, además de promover la desnitrificación.

5.2 Tipos de humedales artificiales

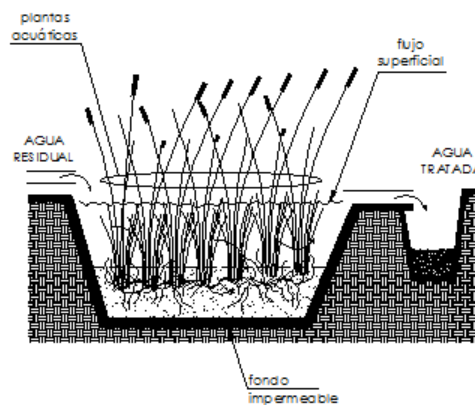
Según el régimen hídrico, pueden distinguirse dos tipos de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de agua residual: 1) Humedal artificial de flujo superficial (FS) y 2) Humedal artificial de flujo subsuperficial (FSS), dentro del cual se pueden encontrar de flujo horizontal (FSSH) y vertical (FSSV). Además, pueden existir combinaciones entre estos para formar sistemas híbridos.

5.2.1 Sistemas de flujo libre o superficial (FS)

Consisten en canales o balsas de poca profundidad (0.1 a 0.6 m) construidas sobre el terreno con algún tipo de barrera que confine el sistema y evite filtraciones, que contienen un lecho de grava o arena para soportar las raíces de la vegetación emergente y a través de los cuales circula agua residual (figura 4). La superficie de agua está expuesta a la atmósfera y la trayectoria del flujo es horizontal. Son utilizados principalmente para tratamientos terciarios y, en algunos casos, para secundarios. Ejemplo de estos sistemas son las lagunas o zanjas vegetadas, lagunas en balsa y pantanos artificiales, existiendo siempre una superficie de agua libre. A los sistemas FS normalmente se les alimenta agua residual pretratada, con algún tipo de tratamiento físico, de forma continua. El tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente. La exposición del agua a la atmósfera hace que el diseño adecuado de estos sistemas

sea crucial para evitar problemas derivados de una posible sobrecarga del sistema, tales como aparición de olores y plagas de insectos. Los sistemas de flujo superficial también se pueden diseñar con el objetivo de crear nuevos hábitats para la fauna y flora o para mejorar las condiciones de humedales naturales próximos. Esta clase de sistemas suele incluir combinaciones de espacios abiertos y zonas vegetadas e islotes con la vegetación adecuada para proporcionar hábitats de cría para aves acuáticas.

Fig. N° 4 Humedal artificial de flujo superficial



**HUMEDAL ARTIFICIAL
DE FLUJO SUPERFICIAL**

Fuente: SQA.E. 1999. OPS, OMS, CNAC.

5.2.2 Sistemas de flujo subsuperficial (FSS)

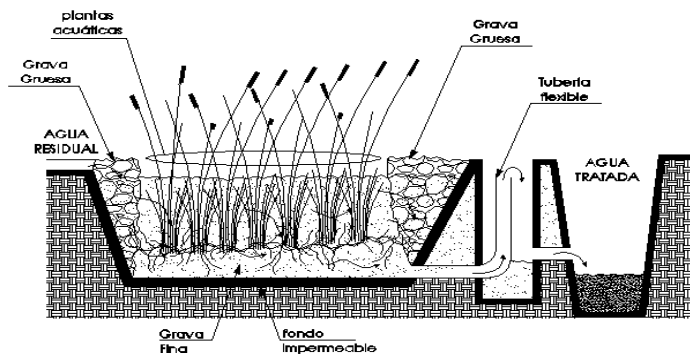
El humedal artificial de flujo subsuperficial consiste igualmente en una balsa o canal impermeabilizado del exterior, que se encuentra relleno de un material sólido poroso ocupando casi toda su profundidad. El agua residual circula a través del medio poroso y siempre por debajo de la superficie del mismo. Como medio poroso, se suele utilizar rocas o grava. Además de tener medio soporte, estos sistemas funcionan con vegetación emergente, cuyo papel es fundamental para su buen funcionamiento.

La circulación del agua a través del suelo o material de soporte parece ser siempre más efectiva que la circulación de superficie para muchos de

los mecanismos de degradación de los contaminantes presentes en las aguas residuales. Durante el paso del agua residual a través del lecho poroso, se produce un contacto con zonas aerobias, anóxicas y anaerobias. La zona aerobia se encuentra en las zonas muy cercanas a la superficie y alrededor de las raíces y rizomas de las plantas. Los microorganismos que degradan la materia orgánica se encuentran formando una biopelícula alrededor de la grava y de las raíces de las plantas. Por lo tanto, cuanto mayor sea la superficie susceptible de ser ocupada por la biopelícula, mayor será la densidad de microorganismos y mayor el rendimiento del sistema. Este hecho hace que el área requerida sea menor que en los humedales de flujo superficial pero con un mayor coste debido al uso de una mayor cantidad de medio poroso. Además, con este sistema, se evitan problemas como posibles plagas de insectos, olores y, en climas fríos, aportan una mayor protección térmica. Dentro de los humedales de flujo subsuperficial, como se enumeró anteriormente, se puede encontrar dos tipos de flujo: horizontal (FSSH) y vertical (FSSV).

Los primeros trabajan con una alimentación continua realizada a lo largo de uno de los laterales. La recogida del agua depurada se realiza en la parte inferior del lado opuesto al de la alimentación. Como se ve en la figura 5, el nivel de agua es regulado con una tubería flexible manteniendo en todo momento el lecho saturado de agua.

Fig. N° 5 Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial horizontal



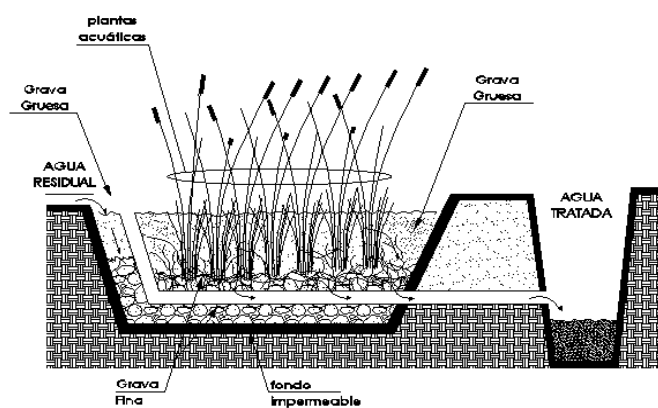
SECCION TRANSVERSAL DE UN SISTEMA DE FLUJO HORIZONTAL

Fuente: SQA. 1999. OPS, OMS, CNAC.

En los de flujo vertical, como se observa en la figura 6, la alimentación se realiza distribuida uniformemente y habitualmente por cargas por toda la superficie, y la recogida a lo largo de todo el fondo. La tubería flexible, o no existe, o está en la posición más baja para mantener unas condiciones insaturadas en el medio poroso. Con este sistema, se consigue un mayor contacto entre el agua residual y el aire dentro de los poros, por lo tanto, mejores rendimientos en aquellos mecanismos aerobios que tuvieran lugar debido a un mayor aporte de oxígeno. Presenta los inconvenientes de que su operación es más compleja, un poco más cara y que no han sido tan estudiados como los horizontales.

Los humedales artificiales con flujo subsuperficial son muy eficientes en lo referido a costo, consumo energético y mantenimiento, si los comparamos con sistemas convencionales. Desde el punto de vista de los costes, que un sistema FSS sea competitivo frente a uno FS, para pequeñas comunidades y caudales, es difícil, pero esto siempre dependerá de los costos de la tierra, del tipo de impermeabilización que se requiera y el tipo y disponibilidad del material granular empleado.

Fig. N° 6 Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial vertical



SECCION TRANSVERSAL DE UN SISTEMA DE FLUJO SUBSUPERFICIAL VERTICAL

Fuente: SQA.E. 1999. OPS, OMS, CNAC.

5.3 Componentes de un humedal artificial

Los humedales artificiales contienen, básicamente, agua, relleno sólido y plantas emergentes. Otros componentes importantes de los humedales, como las comunidades de microorganismos y los invertebrados acuáticos, aparecen de forma espontánea durante su uso.

5.3.1 Agua

El agua es la fase móvil dentro del humedal, la encargada del transporte de los contaminantes y en la cual se van a producir la mayoría de las reacciones responsables de la depuración. Las condiciones hidrológicas son extremadamente importantes para el mantenimiento estructural y funcional del humedal. Éstas afectan a muchos factores abióticos, incluyendo el estado oxidativo del lecho, la disponibilidad de los nutrientes y la salinidad. Estos factores abióticos, a su vez, determinan qué seres vivos van a desarrollarse en el humedal. Finalmente y para completar el ciclo, los componentes bióticos actúan alterando la hidrología y otras características fisicoquímicas del humedal.

5.3.2 Relleno o medio soporte

El relleno, junto con los sedimentos y los restos de vegetación, es importante por varias razones:

- Actúan como barrera primaria de tamizado.
- Actúan como estructura soporte de las plantas y como superficie para el crecimiento y desarrollo de la masa microbiana. En esta función, el tamaño de partícula es importante, puesto que, cuanto más pequeño es el tamaño de partícula, mayor cantidad de biopelícula albergará, pero mayores probabilidades existirán de que se produzcan una obturación de los poros (clogging) e inundaciones por encima del nivel subsuperficial (flooding). Por lo tanto, es necesario optimizar el tamaño de partícula.
- Facilitan los mecanismos de adsorción e intercambio iónico entre el agua residual y los componentes minerales del suelo. Por

ejemplo, el ión amonio sufre una adsorción débil por parte del lecho, y la cantidad adsorbida depende en gran medida de las condiciones de pH, concentración, etc., en el seno del líquido (Kadlec y Knight, 1996).

- La permeabilidad del relleno afecta al movimiento del agua a través del humedal.
- Favorecen la precipitación química de contaminantes disueltos, por ejemplo, precipitación de fosfatos con calcio, aluminio o hierro contenido en el relleno (Molle y col., 2003).

El comportamiento del humedal depende también de si el relleno está saturado de agua (FSSH) o está insaturado (FSSV). En un relleno saturado, el agua reemplaza el aire atmosférico, hecho que afecta, sobre todo, a la disponibilidad de oxígeno y determina la predominancia de mecanismos aerobios o anaerobios en los procesos biológicos que tienen lugar en el humedal. Cuando los aceptores de electrones alternativos al oxígeno (nitrato, hierro, manganeso, etc.) son insuficientes como para degradar la materia orgánica existente, aparecen zonas anaerobias en las que se dan procesos de fermentación. Por lo tanto, en un mismo sistema se estarán dando procesos aerobios, anóxicos y anaerobios. La distribución de estas zonas dependerá de las características del agua influente, del aporte de oxígeno, de la morfología de las plantas (profundidad de las raíces, tipo de tallos, etc.), de las condiciones atmosféricas (viento, temperatura), etc.

Existen estudios en los que se observa que el oxígeno es gastado inmediatamente, demostrando que las zonas aerobias y anóxicas son muy pequeñas y están localizadas en finas capas alrededor de las raíces y de la superficie del agua. Bezbaruah y Zhang (2004) obtuvieron valores de concentraciones de oxígeno disuelto de 2.04 mg/L en contacto con las raíces y, a 4750 m de ellas, encontraron valores de 0.64 mg/L. Por lo tanto, el lecho es, en su mayoría anaerobio (Brix, 1990), quedando reducidas las zonas aerobias y anóxicas a las proximidades de las raíces y de la superficie de agua. La proporción de zonas aerobias y anóxicas

disminuye a medida que se profundiza en el lecho poroso, es decir, que se aleja de las raíces y de la atmósfera.

5.3.3 Vegetación: Plantas acuáticas emergentes

Se piensa que las plantas emergentes contribuyen al tratamiento del agua residual de varias maneras:

- Las plantas acuáticas que crecen en los FSS se supone que actúan como canales de transporte de gases (dióxido de carbono, metano, etc.) hacia la atmósfera y oxígeno hacia el relleno. Por lo tanto, al aporte de oxígeno por difusión atmosférica a través de la superficie de la grava se le suma el aporte de la planta. La cantidad de oxígeno aportado por la planta depende de muchos factores: de la especie, del tamaño, de la época del año, de la edad de la planta, de las condiciones ambientales y del entorno, y de las condiciones oxidativas de las raíces. Las plantas suministran oxígeno a sus propias raíces para mantenerlas en condiciones aerobias. Si se encuentran con un lecho muy reductor, tienen que suministrar más oxígeno para contrarrestar esas condiciones. Es por esto que una misma especie puede aportar más oxígeno cuando está en contacto con agua residual. Esta cantidad de oxígeno transportado al lecho ha sido medido por varios autores y se encuentra en un amplio rango, incluso para la misma especie de plantas. Para *Phragmites australis* creciendo en lechos de grava, los valores varían entre 2.08 (Brix y Schierup, 1990) y 12 g O₂/m²/d (Armstrong y col., 1990).
- Las plantas contribuyen a estabilizar el cauce, influyen en la conductividad hidráulica del terreno, distribuyen y ralentizan la velocidad del agua, lo que favorece la sedimentación de los sólidos suspendidos y aumenta el tiempo de contacto entre el agua y la vegetación (Pettecrew y Kalff, 1992).
- Toman el carbono, nutrientes, y elementos de traza y los

incorporan a los tejidos de la planta (Vymazal y col., 1998; Dierberg y Brezonik, 1984).

- La influencia de las raíces de las plantas es bastante grande. Alrededor de las raíces, existen gradientes de muchas de las especies químicas presentes en el agua (Kadlec y Knight, 1996). Éstos son atribuibles a la extracción de nutrientes y de otras sustancias por las plantas hacia su sistema de raíces. Esto agota las sustancias disueltas en el agua.
- Compactan el lecho dotándolo de estabilidad.
- Las raíces actúan como superficie para la fijación de microorganismos, aumentando así, la superficie de biopelícula (Kadlec y Knight, 1996; Bastviken y col., 2005).
- Minimizan el gradiente de temperatura dentro del relleno, protegiéndolo del frío en invierno y evitando flujos indeseables por diferencias de temperatura (García y col., 2003; Brix, 1994a).
- Cuando se mueren y se deterioran, dan lugar a restos de vegetación.

Hay numerosos estudios (Kadlec y Knight, 1996) con y sin plantas que concluyen que el rendimiento de depuración es mayor cuando las plantas están presentes.

Las plantas emergentes que frecuentemente se encuentran en la mayoría de los humedales para aguas residuales incluyen espadañas, carrizos, juncos, y juncos de laguna. Los juncos de laguna y las espadañas o una combinación de estas dos especies son las dominantes en la mayoría de los humedales artificiales en los Estados Unidos (USEPA, 1993). También existen algunos sistemas con carrizos, siendo esta especie la dominante en los humedales artificiales europeos. Cuando se diseñan sistemas que específicamente buscan un incremento en los valores del

hábitat, además de conseguir el tratamiento del agua residual, usualmente incluyen una gran variedad de plantas, especialmente para proporcionar alimentación y nido a las aves y otras formas de vida acuática.

5.3.4 Microorganismos (Biopelícula)

Muchas transformaciones de los nutrientes y del carbono orgánico en humedales son debidas al metabolismo microbiano y están directamente relacionadas con el crecimiento de los microorganismos. Éstos incluyen, principalmente, bacterias, hongos, y protozoarios. Esta biomasa se encuentra formando una biopelícula alrededor de las partículas del lecho. En general, los procesos microbiológicos por los cuales los microorganismos depuran el agua residual en el humedal son los mismos que en los sistemas biológicos convencionales. Los microorganismos utilizan los nutrientes y el carbono tanto como fuente de energía como para la formación de nueva biomasa microbiana. La velocidad de crecimiento de esta nueva biomasa dependerá tanto de las condiciones ambientales como de la disponibilidad del substrato. La energía es obtenida por la oxidación de compuestos reducidos (dador de electrones) con un oxidante (aceptor de electrones) a través de la cadena respiratoria. Ejemplos de donantes de electrones pueden ser compuestos orgánicos, amonio, hidrógeno o sulfuros; mientras que, como aceptores se pueden encontrar oxígeno, nitrato, hierro (III), manganeso (IV) ó sulfato.

La mayoría de los procesos son llevados a cabo por bacterias heterótrofas y autótrofas. Dependiendo del aceptor final de electrones, el proceso será más o menos rentable. La degradación aerobia de materia orgánica alcanza mayor energía por unidad de masa de donador de electrones que la nitrificación o cualquier otra degradación orgánica. Las bacterias que no utilizan oxígeno como aceptor final de electrones tienen un crecimiento más lento ya que el proceso resulta, en general, menos eficiente que el de la respiración aeróbica. Existe una relación entre el

potencial redox y los aceptores de electrones que actúan en la respiración microbiana dentro del humedal (García y col., 2003).

Los microorganismos, en su crecimiento, consumen nutrientes incorporándolos a su estructura celular. Es obvio, por tanto, decir que las condiciones químicas y físicas que condicionan qué tipo de microorganismos van a existir (heterótrofos, autótrofos) influyen en la cantidad de nutrientes absorbida.

Las poblaciones microbianas se ajustan a los cambios en el agua que les llega y se pueden extender rápidamente cuando se tiene la suficiente energía. Cuando las condiciones medioambientales no son convenientes, muchos microorganismos se inactivan. La comunidad microbiana de un humedal puede ser afectada por sustancias tóxicas, como pesticidas y metales pesados, y debe tenerse cuidado para prevenir que tales sustancias se introduzcan en las cadenas tróficas en concentraciones perjudiciales.

5.4 Mecanismos básicos de depuración en un humedal artificial

Los humedales pueden tratar con efectividad altos niveles de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos (SS), y nitrógeno, así como niveles significativos de metales, compuestos orgánicos traza y patógenos. La eliminación de fósforo es mínima debido a las limitadas oportunidades de contacto del agua residual con el suelo. Los mecanismos básicos de tratamiento son tamizados, sedimentación, precipitación química, adsorción y degradación microbiológica de la DBO y del nitrógeno, así como la captación por parte de la vegetación. Si no se practica la poda, se encuentra una fracción de la vegetación que se descompone y que permanece como materia orgánica refractaria, que termina formando turba en el humedal.

En la tabla 9, se pueden ver los principales procesos que se llevan a cabo en un humedal y que permiten la depuración del agua residual.

Tabla 9 Mecanismos de depuración predominantes en los humedales artificiales

Contaminantes	Mecanismos de eliminación
Sólidos suspendidos	<ul style="list-style-type: none">• Sedimentación.• Filtración.
Materia orgánica	<ul style="list-style-type: none">• Degradación microbiana aerobia.• Degradación microbiana anaerobia.
Nitrógeno	<ul style="list-style-type: none">• Amonificación seguido por nitrificación microbiana y desnitrificación.• Asimilación por parte de las plantas Adsorción principal.• Volatilización del amoniaco.
Fósforo	<ul style="list-style-type: none">• Adsorción por parte del lecho.• Asimilación por parte de las plantas.
Metales	<ul style="list-style-type: none">• Asimilación por parte de las plantas.• Intercambio iónico.
Patógenos	<ul style="list-style-type: none">• Sedimentación.• Filtración.• Muerte natural.• Irradiación ultravioleta.

Fuente: SQAE. 1999. OPS, OMS, CNAC.

5.5 Consideraciones ambientales y de salud pública

La protección de la salud pública es el propósito fundamental del tratamiento de residuos y le sigue en importancia la protección del medio ambiente. Por tanto, es responsabilidad de los ingenieros proyectistas, investigadores científicos y gestores públicos involucrados, asegurar que los sistemas de tratamiento logren esta meta.

Dos aspectos convergentes propugnan para que los ingenieros consideren los procesos naturales como los sistemas de humedales artificiales. El primero es la demanda cada vez mayor de agua en un momento en que las fuentes más económicas ya están agotadas o están cerca de estarlo. El segundo aspecto es el volumen creciente de residuos biológicos y químicos que potencialmente entran en la red de aguas superficiales provenientes de las plantas de tratamiento de agua residual.

Desde este punto de vista y teniendo en cuenta que el costo para construir y operar instalaciones de tratamiento de agua residual con tratamiento avanzado en cuanto a DBO5 y remoción de nitrógeno, es bastante alto comparado con el costo del tratamiento primario y secundario. La búsqueda de un acercamiento diferente para pulir el efluente, ha renovado el interés en la aplicación al terreno o a humedales artificiales de efluentes de instalaciones convencionales de tratamiento de agua residual. Los sistemas que son más "naturales" en el sentido de que en ellos influyen más las condiciones medioambientales naturales de temperatura, lluvia, luz solar, y acción del viento son alternativas útiles a los sistemas convencionales, ya que comparados con los sistemas convencionales, los sistemas naturales usan menos energía eléctrica y requieren menos mano de obra para las labores de operación y mantenimiento.

Desde el punto de vista de salud pública y medioambiental, los sistemas naturales tienen potencialmente más puntos de contacto con el ambiente y con el público, debido a la mayor extensión de terreno que involucran. La supervisión del efluente es complicada porque los indicadores de organismos (coliformes totales) no muestran claramente la magnitud de tratamiento del agua residual (por ejemplo remoción de organismos patógenos). Cualquier aplicación futura de agua residual a humedales artificiales debe estar libre de riesgos irrazonables para la salud pública. Puede controlarse el acceso público a estos sistemas cercando, de modo que en lo referente a salud pública, solo sea necesario monitorear el efluente y tener un adecuado cuidado con los operarios de las instalaciones.

Los principales contaminantes en el agua residual entran en las siguientes categorías: nitrógeno, fósforos, organismos patógenos, metales pesados, y trazas orgánicas. Los patógenos incluyen bacterias, virus, protozoarios y helmintos. Los metales pesados incluyen cadmio, cobre, cromo, plomo, mercurio, selenio, y zinc. Las trazas orgánicas

incluyen compuestos sintéticos muy estables (sobre todo hidrocarburos clorados).

Las consideraciones en cuanto a salud, se refieren principalmente a nitrógeno, metales, patógenos o trazas orgánicas. Estos contaminantes y los posibles efectos potenciales que causan mayor preocupación se presentan en la Tabla 10.

Tabla 10 Contaminantes y sus efectos potenciales

Contaminante	Efecto potencial
Nitrógeno Salud medio ambiente	Suministro de agua a niños pequeños Eutrofización
Fósforo Salud medio ambiente	No tiene impacto directo Eutrofización
Patógenos Salud medio ambiente	Formación de aerosoles en el suministro de agua para cultivos. Acumulación en el terreno y contaminación de la vida salvaje
Metales Salud medio ambiente	Suministro de agua a cultivos y animales en la cadena alimenticia humana A largo plazo daños en el terreno y es tóxico para plantas y animales
Elementos de traza orgánicos Salud medio ambiente	Suministro de agua para plantas y animales en la cadena alimenticia. Acumulación en el terreno.

Fuente: SQAE. 1999. OPS, OMS, CNAC.

5.5.1 Nitrógeno

El nitrógeno está limitado en el agua de boca para proteger la salud de los niños y puede limitarse en aguas superficiales para prevenir eutrofización. Puede eliminarse nitrógeno en estos sistemas mediante procesos de nitrificación/desnitrificación y posterior pérdida de gas a la atmósfera. La remoción de nitrógeno en sistemas de humedales artificiales está entre un 25 y un 85%.

5.5.2 Fósforo

La remoción de fósforo en humedales no es muy eficaz debido a las limitadas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno. Los mecanismos principales para la remoción de fósforo son la captación por parte de las plantas y la retención en el terreno.

5.5.3 Patógenos

En lo referente a las aguas superficiales que recibirán la descarga del efluente del humedal artificial, los patógenos de interés en los sistemas de tratamiento acuáticos son bacterias, y virus. Generalmente no es una preocupación la contaminación del agua subterránea, ni la transmisión a otros lugares vía aerosoles. El agua subterránea no se contaminará en sistemas que estén sellados por una arcilla impermeable o por una barrera de material sintético.

La investigación se ha dirigido a la transmisión de enfermedades parasitarias a los animales y el hombre por medio de la aplicación al terreno de aguas residuales municipales y lodos de depuradora. Estudios significativamente completos indican que los parásitos no aumentan en el ganado que ha estado en contacto con pastos regados por agua residual. Los resultados son consistentes en varias regiones del mundo, como Estados Unidos, Polonia y Australia. Estos estudios, aunque no han sido realizados en sistemas de humedales artificiales, indican que el potencial de problemas serios no parece estar presente.

5.5.4 Bacterias

La fauna puede verse afectada por los sistemas de humedales, ya que los lodos anaerobios pueden contener el organismo causante del botulismo (*Clostridium botulinum*). El control de este patógeno puede lograrse, en gran medida, por puntos de dispersión múltiples para el humedal del tipo FWS. Este patógeno no es un problema para las aves salvajes en humedales tipo SFS.

Las principales vías de transmisión de enfermedades a los seres humanos desde el agua residual son: el contacto directo con el agua residual, transporte de aerosoles, cadena alimenticia, e inadecuado trato del agua de bebida.

Investigaciones en Santee, California, con sistemas de flujo subsuperficial (SFS), han estudiado la contribución de la vegetación a la eliminación de bacterias de coliformes en humedales artificiales. Cada lecho del humedal consistió en una impermeabilización plástica y una excavación de 18,5 m de largo x 3,5 m de ancho y 0,76 m de profundidad, con vegetación emergente que crece en arena gruesa. El flujo del afluente era agua residual municipal primaria. Los niveles de coliformes totales en el afluente eran de $6,75 \times 10^7$ NMP/100 ml y se redujeron a $5,77 \times 10^6$ NMP/100 ml (99% de reducción). El tiempo de residencia hidráulico era 5,5 días. El declive de la población de coliformes es debido a la sedimentación, filtración, y absorción. La luz del sol ha demostrado tener un efecto letal en los coliformes.

En un estudio en humedales de flujo libre (FWS) en Listowel, Ontario, Canadá, los coliformes fecales fueron removidos en aproximadamente 90% cuando se operó con un tiempo de residencia de entre 6 y 7 días. Se han encontrado eficiencias en la remoción de coliformes totales de entre el 93 y el 99% durante el invierno y de 66 a 98% durante el verano con tiempos de retención de 7,5 días en humedales de flujo libre en Arcata, California.

Midiendo la proporción de inactivación de bacterias de coliformes en bolsas selladas con incubación in situ debajo de la superficie de la arena gruesa de un humedal tipo SFS. El resultado fue que la proporción de inactivación a través del sistema del humedal era dos veces que la de uno sin contacto con la vegetación. La diferencia indica que la mitad de la degradación se debe a la acción que la vegetación efectúa.

En California, donde la legislación es estricta respecto a los humedales naturales, los humedales artificiales presentan algunas ventajas sobre los naturales, ya que los efluentes finales pueden tratarse con cloro. La desinfección con cloro de efluentes de humedales artificiales puede producir aguas que se puedan reutilizar sin restricción, siempre que los niveles del coliformes totales puedan reducirse a < 2 NMP/100 ml (legislación referente a reutilización de aguas del estado de California) o $< 1000/100\text{ml}$ en el 80% de las muestras (recomendación de la Organización Mundial de la Salud). Hay una tendencia creciente de no usar cloro como un desinfectante en casos donde la formación de trihalometanos (THM) es probable. La desinfección del efluente del humedal con ultravioleta (UV) u ozono puede ser una alternativa ya que no produce THM.

5.5.5 Virus

Los virus en la mayoría de los sistemas del tratamiento son más resistentes a la inactivación que las bacterias. Se probó la eficacia de remoción de un sistema de SFS en Santee, California, con un indicador de polución viral (MS-2 bacteriófago) se informó un 98.3% en escala de demostración (800 m²) con una lecho de juncos y un tiempo de detención de 5,5 días. Esto involucró la plantación en el agua residual afluyente de virus MS-2 y el estudio de la eficacia de remoción subsecuente. El virus MS-2 se escogió porque es un bacteriófago de ARN casi de igual tamaño que los enterovirus y es más resistente a los rayos UV el calor y la desinfección que la mayoría de los virus entéricos.

5.5.6 Metales

Los metales pesados son contaminantes medioambientales comunes que se producen como resultado de actividades industriales, comerciales y domésticas, y aunque las normas obligan a las industrias que vierten estos productos a alcanzar niveles de pretratamiento altos, la presencia o no en el agua residual, depende de la eficiencia del sistema de control de los vertidos industriales.

Las unidades de proceso convencionales de tratamiento primero y secundario en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales son inadecuadas para la remoción eficaz de metales pesados. Procesos avanzados, incluida la precipitación química, electrólisis, ósmosis inversa e intercambio iónico, son usados para el pretratamiento de fuentes conocidas de metales pesados en aguas residuales industriales. El uso de estos procesos para quitar concentraciones bajas de metales pesados en agua residual municipal tiene la desventaja de un costo de capital alto y unos costes de funcionamiento y mantenimiento también altos. Las desventajas adicionales pueden ser costes de energía eléctrica relativamente altos para la electrólisis y la ósmosis inversa y la producción de cantidades grandes de lodos voluminosos con un alto tiempo de decantación en los procesos de la precipitación químicos.

Por tanto, un proceso del tratamiento que precipita y retiene metales pesados en el área confinada de un humedal artificial logra el mismo nivel de remoción con menos mano de obra y menores costes de energía. El objetivo del tratamiento para los metales pesados es quitar los metales del medio ambiente y de la cadena alimenticia, sobre todo la cadena alimenticia en ríos y aguas marinas.

El humedal artificial del tipo (SFS) en Santee, California recibió agua residual municipal que se cargó con cobre, zinc y cadmio. Con un tiempo de retención hidráulico de 5,5 días, las eficiencias de remoción fueron respectivamente 99, 97, y 99%. La remoción se atribuyó a los fenómenos de precipitación - adsorción. La precipitación química es reforzada por el metabolismo del humedal, sobre todo de las algas que reducen los niveles de CO₂ disuelto y aumentan el pH.

5.5.7 Trazas orgánicas

Las aguas residuales municipales e industriales contienen concentraciones variables de compuestos orgánicos sintéticos. Durante 1960-1970, los investigadores medioambientales se dieron cuenta de la tendencia de algunos contaminantes orgánicos a resistirse a ser removidos en el tratamiento convencional del agua residual y persistir en el ambiente por periodos muy largos. Una observación más perturbadora era que esos compuestos tóxicos persistentes, fueron encontrados acumulándose en las cadenas alimenticias debido a la tendencia de los compuestos de ser liposolubles. Un compuesto puede desaparecer de la solución acuosa a través de varios mecanismos. Entre estos están: las alternativas biológicas, químicas, fotoquímicas, y los procesos fisicoquímicos como absorción, sedimentación, y evaporación. La degradación biológica de compuestos orgánicos fácilmente degradables se considera el más importante de éstos.

Se piensa que la absorción de trazas orgánicas por la materia orgánica y las partículas de la arcilla presentes en el sistema de tratamiento, es el principal mecanismo fisicoquímico para la remoción de compuestos refractarios en los humedales.

6 CAPITULO

ORGANISMOS BIOLÓGICOS DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

Los humedales artificiales reproducen la dinámica de los humedales naturales, y como éstos, constituyen delicados ecosistemas, que combinan procesos físicos, químicos y biológicos en un medio diseñado, construido y manejado por el hombre. La principal diferencia con respecto a los humedales naturales, es el grado de control que puede ejercerse sobre los procesos intervinientes.

Algunos de los aspectos diferenciales con respecto a los humedales naturales, son el hecho de que el flujo de agua es más estable –no está sometido necesariamente a fluctuaciones estacionales–, el tiempo de retención está controlado por el operador, y la carga contaminante es más elevada. Sin embargo, y a semejanza de lo que ocurre en los humedales naturales la influencia de los parámetros climáticos (precipitación, radiación, temperatura) en el comportamiento del humedal es importante.

Las temperaturas bajas hacen que se retarden los procesos biológicos, pero en cambio no afectan a procesos físicos como la filtración y sedimentación.

El comportamiento de los humedales artificiales es el resultado de un entramado complejo de procesos físicos, químicos y biológicos, siendo de extrema importancia la actuación e interacciones con el agua residual, de los componentes vivos del sistema: microorganismos, hongos, algas, vegetación (plantas superiores) y fauna.

6.1 Microorganismos y organismos inferiores heterótrofos

En este apartado se incluyen pequeños organismos heterótrofos que tienen cometidos indispensables para la depuración del agua residual,

como bacterias, protozoos, actinomicetos, hongos. Aunque son grupos de organismos muy diferentes, coinciden en la doble vertiente de ser organismos que participan en la descomposición de materia orgánica y a la vez, productores primarios de biomasa. Son organismos heterótrofos, es decir, organismos que necesariamente requieren carbono orgánico para desarrollarse –en oposición a los organismos fotosintéticos, algas y plantas, cuya fuente de carbono es inorgánica–. Se desarrollan naturalmente en los humedales artificiales, concentrándose alrededor de la superficie de partículas sólidas, sedimentos, y de desechos y partes sumergidas de las plantas.

Las bacterias intervienen en procesos esenciales para el buen comportamiento del sistema. Así pues, son responsables de la degradación de la materia orgánica y de la remoción de la contaminación orgánica por intervenir en la liberación de compuestos gaseosos del carbono hacia la atmósfera (anhídrido carbónico, metano). También desempeñan una función esencial en el ciclo del nitrógeno, ya que hidrolizan el nitrógeno orgánico y lo transforman hacia formas asimilables para las plantas (ion amonio y nitrato); además, la actividad de ciertas bacterias anaerobias conduce a la desnitrificación, que consiste en la reducción del ion nitrato a nitrógeno gaseoso, que se libera hacia la atmósfera.

La disponibilidad del fósforo para las plantas, que es otro elemento esencial para su nutrición, también depende en cierta medida de la actividad microbiana, al transformar formas insolubles de fósforo a formas solubles fácilmente asimilables por las plantas. Otros procesos en los que participan bacterias son la reducción de compuestos de azufre a sulfuros y la oxidación de sulfuros.

Los protozoos son muy abundantes en las aguas residuales de tipo orgánico. Su papel en el tratamiento de las aguas residuales domésticas es bien conocido, y se aprovecha para el buen funcionamiento de sistemas de tratamiento convencionales (fangos activados, filtros de

percolación lenta). Son importantes organismos en la cadena trófica del sistema, ya que al alimentarse de bacterias, regulan la población bacteriana responsable de la descomposición de la materia orgánica. Otros aspectos a destacar son su contribución a flocular sólidos orgánicos en suspensión del agua residual y la excreción, como productos de su metabolismo, de ortofosfatos y amonio, compuestos inorgánicos de fósforo y nitrógeno, respectivamente, fácilmente asimilables por las plantas.

Con carácter general los hongos son organismos descomponedores de la materia orgánica. Los hongos que se encuentran en los humedales (actinomicetes y otros) son mayoritariamente organismos saprofiticos que se nutren de restos de organismos –restos de alimentos, residuos de plantas, contribuyendo, por tanto, a reducir la carga orgánica contaminante del sistema.

6.1.1 Algas

Las algas son organismos acuáticos fotosintéticos cuyo papel es esencial en la biosfera; así pues, se estima que las algas contribuyen con alrededor de un 90% a la fotosíntesis de la Tierra. La presencia de algas en los humedales es inherente a su condición de hábitats húmedos. Las algas, al realizar la función fotosintética, contribuyen a crear ambiente aerobio liberando oxígeno propicio para procesos oxidativos de la carga contaminante. Sin embargo, la proliferación incontrolada de algas, que puede ocurrir cuando en el medio hay un exceso de nitratos y fosfatos (eutrofización), no es deseable, porque puede ocasionar efectos perniciosos en el sistema. Entre otros efectos, cabe señalar el aumento de los sólidos en suspensión, turbidez, bloqueo del paso de la luz a través de la columna de agua, competencia por nutrientes con plantas superiores acuáticas y afección a las raicillas de la vegetación del humedal.

6.2 Vegetación

El papel de la vegetación en la eficacia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales con macrofitas ha sido ampliamente debatido en el ámbito científico. Es indudable que la vegetación en los humedales artificiales es un componente fundamental del sistema, ya que el sistema de tratamiento está estrechamente relacionado con un tipo determinado de vegetación. Por ejemplo, no pueden desarrollarse sistemas acuáticos si no se dispone de plantas flotantes.

La vegetación desempeña papeles múltiples en el buen funcionamiento del sistema. Se trata tanto de actuaciones activas derivadas de la actividad fisiológica de la vegetación como actuaciones pasivas, en las que no intervienen éstos, sino procesos físicos por efecto de la presencia de las plantas en el sistema.

6.2.1 Actuación pasiva de la vegetación en la depuración

En el balance global de las funciones que desempeña la vegetación en los humedales artificiales, los procesos físicos suponen la función más importante de las plantas para la eficacia depuradora del sistema.

En primer lugar las macrofitas pueden ejercer funciones de desbaste, reteniendo los sólidos gruesos arrastrados por el agua residual.

También, por actuar de barrera física para el flujo del agua residual, reducen la velocidad del influente, lo que favorece la floculación la sedimentación de partículas en suspensión.

Por otra parte, las partes de las plantas que están en contacto con el influente, actúan como soporte pasivo de microorganismos y crean en sus proximidades ambientes propicios para el desarrollo de estos; es decir, las plantas crean una enorme área superficial para el desarrollo de 'biopelículas', en las que crecen bacterias, protozoos, y algas microscópicas.

También son de reseñar las actuaciones pasivas que se refieren a la parte aérea de las plantas. Cuando la vegetación tiene un determinado

porte, como ocurre con plantas acuáticas emergentes, la vegetación tiene un cierto efecto amortiguador de las temperaturas extremas y otros fenómenos atmosféricos, ya que aísla la superficie del agua, intercepta lluvia y nieve, y reduce las pérdidas de calor que eventualmente se producen por el viento.

6.2.2 Procesos activos de la vegetación en la depuración

Con respecto a las funciones que desempeñan activamente las plantas en los humedales artificiales, hay que destacar: el intercambio gaseoso hacia desde las hojas hacia la zona radicular en contacto con el agua residual, y la extracción de contaminantes del agua. Las plantas adaptadas a vivir en aguas con elevada carga orgánica, utilizando su propia energía procedente en última instancia de la energía solar captada por fotosíntesis, son capaces de enviar el oxígeno del aire hasta sus raíces a través de un sistema conductor muy especializado. Esto favorece la degradación de la materia orgánica del entorno de las raíces por medio de los microorganismos que viven asociados al sistema radicular de la planta.

También las macrofitas pueden ejercer una depuración directa por la absorción de iones contaminantes, tanto metales pesados como aniones eutrofizantes (nitratos y fosfatos principalmente).

6.2.2.1 Oxigenación del medio

Como ya se ha indicado, las plantas acuáticas, y particularmente, las macrofitas emergentes, han desarrollado mecanismos adaptativos a las condiciones de saturación del sustrato y de inundación.

Entre estas adaptaciones hay que destacar las que se refieren a necesidad de proporcionar mecanismos de aireación de sus tejidos. La presencia de lenticelas, pequeñas aberturas en hojas y tallos, permite que el aire entre dentro de la planta, pero lo que es más importante es el desarrollo de un tejido especializado con grandes espacios huecos interconectados, el aerénquima, que permite la convección de gases a

través de toda la longitud de la planta, llegando a proporcionar aire a las raíces. Finalmente, por intercambio gaseoso en las raíces se libera oxígeno al medio, redundando en la creación de un microambiente aerobio en el agua próxima a las raíces. Este microambiente estimula el desarrollo de microorganismos aerobios responsables de la degradación de la materia orgánica, resultando en la disminución de la carga contaminante del sistema. La magnitud del efecto oxigenador de las macrofitas acuáticas ha sido muy debatido en la comunidad científica, entre otras razones por las dificultades experimentales y por la incertidumbre de la extrapolación. Por ejemplo, se indica que *Phragmites* puede liberar hasta 4.3 g O₂/m²/día y las plantas flotantes de 0.25 a 9.6 g O₂/m²/día.

6.2.2.2 Extracción de nutrientes

El papel que desempeña la vegetación en la remoción de nutrientes y otros contaminantes del agua está estrictamente relacionado con factores intrínsecos de la planta. Obviamente, las extracciones en valores absolutos (g extraídos del elemento por unidad de superficie vegetada) dependerán del rendimiento de la planta (g de peso seco de biomasa producida por unidad de superficie) y del contenido en dicho elemento por unidad de peso seco de la planta. Las plantas acuáticas son muy productivas, por lo que la extracción de nutrientes por incorporación al tejido vegetal, puede llegar a ser muy significativa.

Como se sabe, hay tres grupos de elementos indispensables para la vida de las plantas:

- Macronutrientes: nitrógeno, fósforo, potasio, cuya proporción en la composición de la planta es del orden de 1-2%, 0.1-1% y 0.5-1% del peso seco de la biomasa respectivamente, aunque en determinadas plantas estos contenidos pueden ser muy superiores (por ejemplo, el contenido en nitrógeno de las lentejas de agua puede llegar al 7%).
- Micronutrientes: azufre, calcio, magnesio, cuya proporción es <0.5%.

- Oligoelementos: hierro, manganeso, cinc, cobre, boro, molibdeno, que son imprescindibles para la vida de las plantas pero se encuentran en proporciones muy pequeñas, del orden de ppm, en sus tejidos.

Además, hay otros elementos que tienen un cierto papel en la fisiología de algunas especies vegetales – por ejemplo, cloro, silicio, cobalto. También hay que mencionar que hay otros elementos que no siendo indispensables son acumulados por algunas plantas, aspecto que se aprovecha para la biorremediación, que es la recuperación a través de procesos biológicos de áreas (suelos, aguas) puntualmente contaminados por actividades industriales (metales pesados, hidrocarburo).

Los principales elementos contaminantes de las aguas residuales domésticas son el nitrógeno y el fósforo, generalmente en una concentración del orden de 20-85 mg/l y 4-15 mg/l, respectivamente. En una estimación conservadora –para el contaminante mayoritario, el nitrógeno– se asume que la vegetación contiene un 1.5% de N y que el rendimiento es del orden de 2 kg peso seco/m²/año; cosechando la biomasa aérea se elimina del sistema del orden de 30 g de nitrógeno, equivalente a la cantidad total de nitrógeno contenido en unos 380 L de agua residual. Algunos autores indican que cosechando la biomasa se elimina del orden del 20% del nitrógeno que proviene del influente, y que la mayor proporción de remoción de este contaminante se efectúa por desnitrificación (liberación de nitrógeno gaseoso por reducción microbológica).

Con respecto al fósforo, la cantidad que puede eliminarse del sistema por extracción de las plantas es menor, citándose cantidades del orden de miligramos por litro del agua residual. Otros autores calculan que la capacidad de las macrofitas para extraer nitrógeno y fósforo está en los intervalos de 200 a 2500 kg N/ha/año y 30 a 150 kg P /ha/año.

6.3 Fauna

La fauna que acompaña a los humedales artificiales principalmente está compuesta por diferentes especies insectos, y en menor medida, aves, peces, anfibios y reptiles ocasionales. Los insectos juegan un papel incuestionable en la cadena trófica, y son alimento de otros organismos superiores, como aves y peces. Sin embargo, algunos insectos pueden ser plagas de la vegetación implantada en el humedal, como por ejemplo pulgones, ácaros, y pueden llegar a causar daños significativos en las plantas.

Otros insectos, como los mosquitos, pueden ser dañinos o molestos para el hombre y en algunos emplazamientos pueden constituir una plaga importante contra la que hay que actuar. Los mosquitos son un problema más probable en los sistemas que presentan superficie libre de agua que en los que el de flujo del agua es subsuperficial. Para evitarlo, se recurre a diseños específicos de la configuración del humedal y a predadores naturales de mosquitos.

El aspecto natural de los humedales artificiales y la disponibilidad de agua y alimento atraen a aves silvestres, que utilizan la vegetación como refugio, redundando en la integración del sistema en el entorno; sin embargo, ello puede conllevar que se acerque público general que quede expuesto a riesgos de salud inherentes a las aguas residuales.

7 CAPITULO

ESPECIES BÁSICAS RECOMENDABLES PARA HUMEDALES ARTIFICIALES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Un sistema de tratamiento acuático es aquel en el que se aplican aguas residuales sobre terrenos húmedos naturales o artificiales con el propósito de remover sus contaminantes. La mayor parte de los sistemas de tratamiento acuático están constituidos por marjales, pantanos, ciénagas, turberas y una o más lagunas de poca profundidad, en las cuales una o más especies de plantas acuáticas (plantas tolerantes al agua como la espadaña, la enea, los juncos, la vellorita o primavera y el Jacinto de agua) crecen y se desarrollan.

Las plantas acuáticas tienen una función muy importante en los ecosistemas de agua dulce porque proveen alimento, estructura, cobertura y albergue para diferentes especies de animales terrestres y acuáticos. La vegetación acuática puede mejorar la calidad del agua y servir para estabilizar riberas de ríos y lagos y para mejorar la estética ambiental. Sin embargo el carácter, la cantidad y la calidad de la vegetación acuática están asociados con su uso benéfico y con la necesidad de evitar problemas ligados a su crecimiento.

La tasa de crecimiento de muchas plantas es explosiva. Dichas plantas pueden cubrir completamente la superficie de un lago o de un embalse, causando efectos perjudiciales para el uso del agua en consumo humano, riego o recreación. El costo de limpieza de las rejillas de las Bocatomas, de los canales de riego y de los cuerpos de agua puede ser excesivo y de gran impacto sobre la necesidad del uso benéfico del recurso hídrico. Por ello, el uso de plantas para tratamiento acuático debe planearse con cuidado.

Conceptualmente, un sistema de tratamiento acuático se puede visualizar como un filtro percolador de tasa baja, de flujo horizontal con sedimentación propia, en

el cual las plantas reemplazan la piedra o el medio sintético como estructura de soporte del crecimiento bacteriano. A diferencia de las lagunas de estabilización convencionales donde el tratamiento depende de la población algal, en los sistemas de tratamiento acuático las plantas acuáticas reemplazan las algas y permiten hacer la remoción de los contaminantes del agua residual cruda. En los sistemas de tratamiento convencional, las aguas residuales son tratadas rápidamente en un reactor o medio ambiental de energía intensiva y operación supervisada, mientras que en un sistema acuático el tratamiento ocurre a una tasa relativamente lenta, en un medio ambiental esencialmente natural, cuyo objetivo es tratar aguas residuales; los acuicultivos usan aguas residuales para el crecimiento de organismos o plantas con valor económico.

7.1 Principales plantas acuáticas

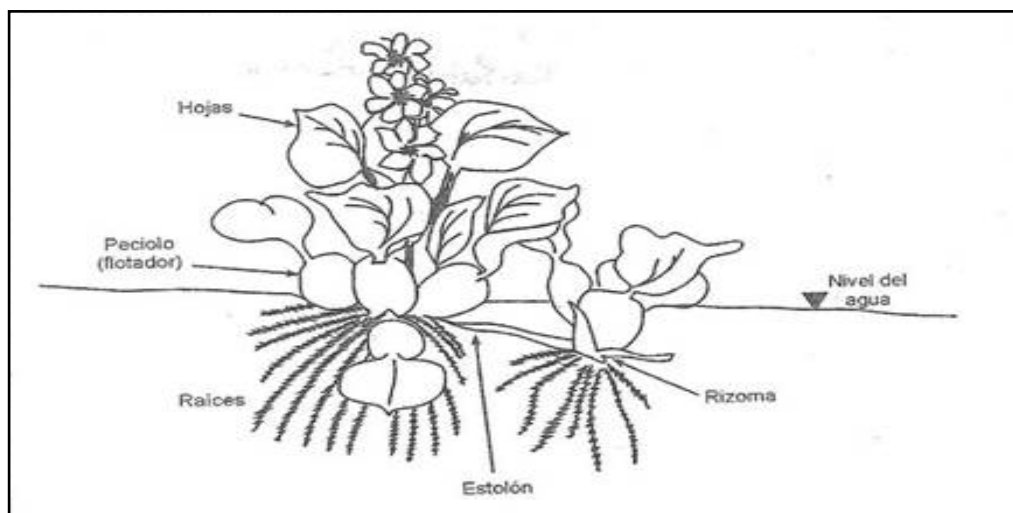
El uso de plantas acuáticas para tratamiento de aguas residuales tiene por objeto reducir en forma económica la concentración de contaminantes que de otra manera requieren tratamiento secundario o terciario. A continuación se describen brevemente las plantas acuáticas más conocidas en el tratamiento de aguas residuales.

7.1.1 Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*)

El Jacinto de agua, también conocido como *Taruya*, *Lirio de agua*, *Batata*, *Oreja de mula*, etc.; es una planta acuática, perenne, vascular, flotante, de clima cálido y frío. Su habilidad de crecimiento y adaptación le permite sobrevivir y extenderse en muchos sitios. Puede duplicar su tamaño en diez días, y durante la estación normal de ocho meses de crecimiento una sola planta es capaz de producir 70.000 plantas. Gracias a su extenso sistema de raíces tiene un excelente poder de filtración y capacidad de absorber impurezas y contaminantes como el níquel, cadmio, plomo, mercurio, cromo, plata, cobre, fenoles y otros. Es resistente a los insectos y a las enfermedades, generalmente crece a temperaturas de agua mayores de 10°C. En aguas residuales, con cosecha, del Jacinto, las raíces pueden extenderse 10 cm por debajo del

rizoma central. Si no hay cosecha miento, las raíces crecen y pueden penetrar el suelo del fondo en humedales sin recubrimiento. La flor del Jacinto puede el producir semillas, pero el método principal de producción se hace mediante los rizomas subacuáticos. El componente principal de la planta es el agua – 95% de la masa total -, factor de gran importancia en su disposición (tabla 11).

Fig. N° 7 Morfología de Jacinto de agua



Fuente: Tratamiento de aguas residuales – Teoría y principios de diseño. Jairo A. Romero Rojas. 2000.

Tabla 11 Composición de Jacinto de aguas residuales

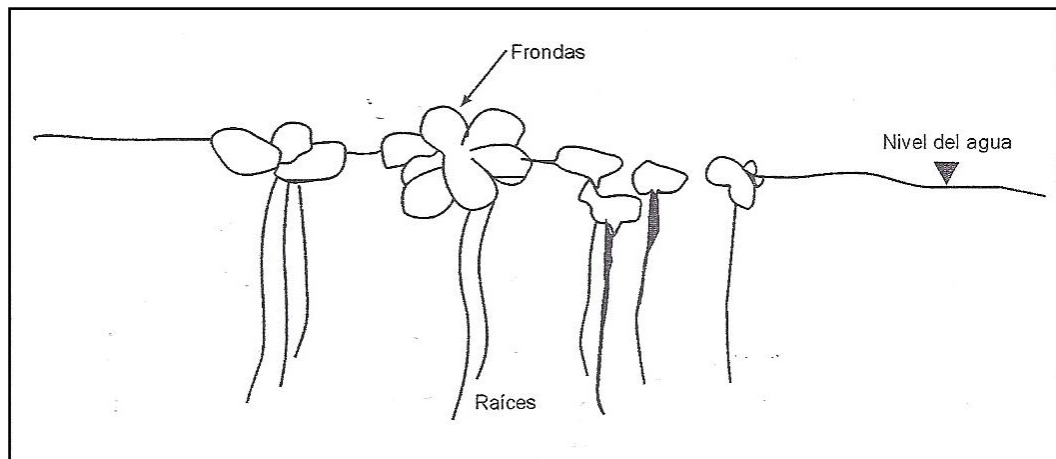
Composición del Jacinto de aguas residuales		
Constituyente	% de la masa seca	
	Promedio	Intervalo
Proteína cruda	18,1	9,7 – 23,4
Grasa	1,9	1,6 – 2,2
Fibra	18,6	17,1 – 19,5
Cenizas	16,6	11,1 – 20,4
Carbohidratos	44,8	36,9 – 51,6
NTK	2,9	1,6 – 3,7
Fósforo	0,6	0,3 – 0,9

Fuente: Tratamiento de aguas residuales – Teoría y principios de diseño. Jairo A. Romero Rojas. 2000.

7.1.2 Lenteja de agua (*Lemna sp.*, *Spirodela sp.*, *Wolffia sp.*, *Wolffiella sp.*)

Las lentejas de agua son plantas flotantes, discos planos pequeños, generalmente de menos de 10mm de longitud, que crecen formando una capa sobre el agua. Las lemnas tienen raíz en su cara inferior y las wolffias están desprovistas de raíz. Pueden remover metales del agua residual y cosecharse mediante desnatadoras continuos de correa como los usados para remoción de aceite. Sin embargo, debido al tamaño, se dejan desplazar fácilmente por acción del viento y requieren una barrera flotante para mantenerlas dentro de un estanque. La capa de lentejas de agua impide el intercambio de oxígeno atmosférico, produciendo condiciones anaerobias en el sistema de tratamiento, pero impidiendo el desarrollo de mosquitos. Su tasa de crecimiento es muy rápida (la biomasa se puede duplicar en dos o tres días) y tiene un poder nutricional alto. La morfología de la planta se muestra en la figura 8.

Fig. N° 8 Morfología de la lenteja de agua



Fuente: Tratamiento de aguas residuales – Teoría y principios de diseño. Jairo A. Romero Rojas. 2000.

7.1.3 Vellorita o primavera de agua (*Ludwigia sp.*)

Esta planta acuática extiende sus raíces hasta unos 60 cm por debajo de la superficie del agua y tienen un poder de filtración y de soporte de crecimiento bacteriana menor que el del Jacinto de agua (figura 9. a sp.)

7.1.4 Espadaña (*Typha* spp.)

Las tifáceas son plantas palustres, perennes, de tallos cilíndricos; hojas alternas, lineares; reunidas en la base de cada tallo; tiene flores en espiga y; por frutos, drupas con semillas de albumen carnoso como la espadaña. La porción sumergida de los tallos de estas plantas (figura 9) tiene menos capacidad de filtración y de soporte de crecimiento bacterial que las raíces de las plantas flotantes, pero con la ventaja de extenderse a lo largo de la capa de agua.

7.1.5 Anea o enea (*Scirpus* Sp.)

Planta de la familia de las tifáceas que crece en sitios pantanosos hasta alcanzar dos metros de altura, con tallos cilíndricos y sin nudos, hojas envainadoras por la base, flores en forma de espiga maciza y vellosa, cuyas hojas se emplean para hacer asientos de sillas. También se le conoce como espadaña y tiene los mismos atributos para tratamiento de aguas residuales.

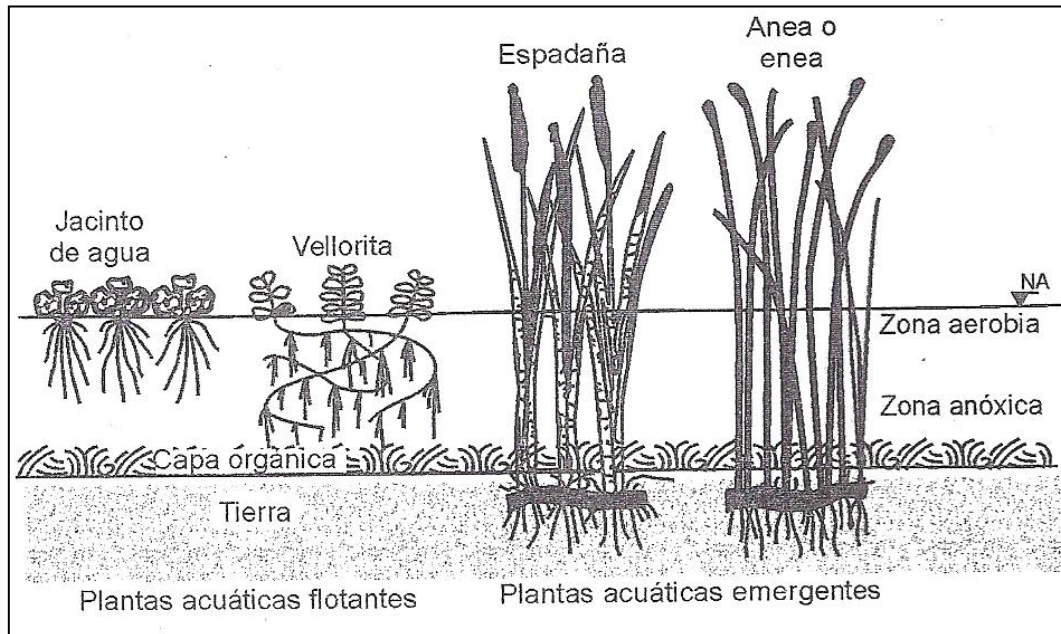
7.1.6 Cañas

Plantas gramíneas de tallo leñoso, hueco, flexible, de tres a cuatro metros de altura y hojas anchas ásperas. Variedades típicas son la caña común (*Pbragmites communis* y *Pbragmites australis*), de crecimiento rápido, vía rizomas; se extienden lateralmente y forman una capa muy densa en un año, con plantas espaciadas cada 0,6 m. Las raíces pueden penetrar en grava aproximadamente 0,4 m y la producción se valora en cerca de 40 Mg/ha. De mucho uso para tratamiento acuático en Europa.

7.1.7 Hierba mala (*Elodea nuttallii*)

Planta macrófita, como hierba mala de agua, capaz de soportar una biopelícula activa, de remover grandes cantidades de nutrientes del agua residual y de proveer efluentes de buena calidad con tiempos de retención cortos. Su rendimiento en remoción de DBO, N y P es comparable con el del Jacinto de agua.

Fig. N° 9 Esquema de un sistema de tratamiento de acuático



Fuente: Tratamiento de aguas residuales – Teoría y principios de diseño. Jairo A. Romero Rojas. 2000.

7.2 Descripción de la especie de la investigación – *Eichornia Crassipes* (Jacinto de agua)

7.2.1 Tratamiento con Jacinto Acuático

El tratamiento de aguas residuales con Jacinto acuático se ha empleado para desagües crudos, así como para efluentes primarios y secundarios. El método más usado ha sido el de lagunas de estabilización combinadas con lagunas de jacintos acuáticos. El tratamiento con jacintos, en fase activa de crecimiento, permite remover metales pesados, nutrientes, pesticidas y otros contaminantes orgánicos.

Las raíces de los Jacintos soportan una masa activa de microorganismos que descomponen y ayudan en la remoción de contaminantes del agua residual. En lagunas de Jacinto, se controla también el crecimiento de algas, debido al efecto físico de impedir la penetración de la luz solar y a la remoción de nutrientes.

Para asegurar una eficiencia adecuada se debe proveer una profundidad apropiada de penetración de las raíces de la planta que asegure un contacto completo del agua residual con el Jacinto. Una laguna de Jacintos que trate un afluente secundario permite obtener concentraciones de DBO < 10 mg /L; SS < 10mg/L; NTK < 5 mg/ L y P < 5 mg/ L.

Para mantener el Jacinto en fase activa de crecimiento es necesario cosecharla frecuentemente. Además, si existe acumulación de lodo, la laguna debe drenarse y limpiarse a menudo. La frecuencia de limpieza y cosecha depende de las características del afluente y de la tasa de crecimiento de la planta.

En la tabla 12 se incluyen criterios de diseño para sistemas de tratamiento de aguas residuales con jacintos.

Las lagunas de jacintos pueden tener una configuración especial y estar dotadas de una estructura que impida el escape de los jacintos. En general, estas lagunas se drenan y limpian anualmente, por lo cual se deben proveer mínimo dos unidades. El Jacinto seco y los lodos se pueden remover con un cargador frontal.

La disposición del Jacinto cosechado constituye una de las limitaciones del proceso. La planta cosechada puede someterse a digestión anaerobia para producir metano; a compostaje para disposición posterior sobre el suelo; a secado al aire y disposición en un relleno sanitario; a incineración, o puede regarse y ararse para mejoramiento del suelo.

Tabla 12 Criterios de diseño para sistemas de tratamiento de aguas residuales con Jacinto de agua

Criterio	Valor	Calidad esperada del efluente
Aguas residuales crudas		
Tiempo de retención	> 50 d	DBO =< 30 mg/L SS =< 30 mg/L
Carga hidráulica	200 m ³ /ha.d	
Profundidad	=< 1,5m	
Área de la laguna	0,4 ha	
Carga orgánica	=< 30 kg DBO/ha.d	
Longitud/ancho	> 3/1	
Temperatura del agua	>10°C	
Número de lagunas	>=2	
Control de mosquitos	Esencial	
Efluente secundario		
Tiempo de retención	>6d	SS =< 10 mg/L DBO =< 10mg/L P =< 5 mg/L N =< 5mg/L
Carga hidráulica	800 m ³ /ha.d	
Profundidad	<0,9 m	
Área de laguna	0,4 ha	
Carga orgánica	=< 50kg DBO/ha.d	
Longitud/ancho	>3/1	
Temperatura del agua	> 20°C	
Número de lagunas	> 2	
Carga de nitrógeno	=< 15 kg NTK/ha.d	
Control de mosquitos	Esencial	

Fuente: Tratamiento de aguas residuales – Teoría y principios de diseño. Jairo A. Romero Rojas. 2000.

Tabla 13 Criterios de diseño para sistemas de tratamiento de aguas residuales crudas con Jacinto de agua

Criterio	Valor de diseño	Calidad esperada
Carga orgánica	=< 220 kg	DBO < 30 mg/L SST < 30 mg/L
Tiempo de retención	DBO/ha.d	
Carga hidráulica	10d	
Área de lagunas individuales	1.000 m ³ /ha.d	
Profundidad	0,4 ha	
Relación longitud/ancho	=< 1,5 m	
Temperatura del agua	> 3:1	
	> 10°C	

Fuente: Tratamiento de aguas residuales – Teoría y principios de diseño. Jairo A. Romero Rojas. 2000.

8 CAPITULO

DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE TIPO FLUJO SUPERFICIAL

8.1 **Ventajas del tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales**

Los humedales artificiales son técnica y económicamente factibles para tratar aguas residuales por varias razones:

- Son menos costosos que otras opciones de tratamiento.
- Los gastos de operación y mantenimiento son bajos (energía y suministros)
- La operación y mantenimiento no requiere un trabajo permanente en la instalación.
- Los humedales soportan bien las variaciones de caudal.
- Facilitan el reciclaje y la reutilización del agua.

Además:

- Proporcionan un hábitat para muchos organismos.
- Pueden construirse en armonía con el paisaje.
- Proporcionan muchos beneficios adicionales a la mejora de la calidad del agua, como el ser un hábitat para la vida animal y un realce de las condiciones estéticas de los espacios abiertos.
- Son una aproximación sensible con el medio ambiente que cuenta con el favor del público.

8.2 Diseño hidráulico

El diseño hidráulico de un humedal artificial es crítico para el éxito de su rendimiento. Todos los modelos de diseño que se usan actualmente asumen condiciones uniformes de flujo a pistón y que además no existen restricciones para el contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento.

En un humedal SFS (Sistema de flujo subsuperficial) este concepto es necesario para asegurar que las condiciones de flujo subsuperficial se mantengan en circunstancias normales durante todo el periodo de funcionamiento del sistema. Esto solo es posible a través de un cuidadoso diseño hidráulico y unos métodos constructivos apropiados.

El flujo a través del humedal debe superar la resistencia por fricción del mismo sistema. Esta resistencia es impuesta por la vegetación y la capa de sedimentos en los FWS (Sistemas de flujo libre), y el medio, las raíces de las plantas y los sólidos acumulados en los SFS. La energía necesaria para superar esta resistencia viene dada por la pérdida de carga entre la entrada y la salida del sistema. La mejor solución en lo referente a construcción, es proveer al humedal de un fondo con una inclinación que sea suficiente para permitir un drenaje completo cuando sea necesario y una salida de altura variable con el nivel de agua.

La relación largo-ancho tiene una gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. En teoría grandes relaciones largo:ancho 10:1 o mayores asegurarían un flujo a pistón, pero tienen el inconveniente de que en la parte alta se desbordan debido al incremento en la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos de vegetación, principalmente en sistemas FWS. Por tanto, relaciones de 1:1 hasta aproximadamente 3:1 o 4:1 son aceptables. Los cortocircuitos pueden ser minimizados con una cuidadosa construcción y mantenimiento del fondo del humedal, con el uso de múltiples celdas, y con la intercalación de zonas abiertas (sin vegetación) para la redistribución del flujo.

8.3 Humedales de flujo libre

El flujo de agua en un humedal FWS es descrito por la ecuación de Manning, que define el flujo en canales abiertos. La velocidad de flujo en el humedal es descrita por la ecuación (a), depende de la profundidad del agua, de la pendiente de la superficie del agua y de la densidad de la vegetación. Otras aplicaciones de la ecuación de Manning para canales abiertos suponen que la resistencia por fricción solamente ocurre en el fondo y en las paredes del canal. En los humedales artificiales FWS la resistencia está distribuida sobre la totalidad de la columna de agua, ya que las plantas emergentes y los restos de vegetación están presentes en todo el espacio. La ecuación de Manning también asume flujo turbulento, lo que no es completamente válido pero es una aproximación aceptable.

$$v = \frac{1}{n} y^{2/3} s^{1/2} \quad \text{.....(x)}$$

Donde:

v: velocidad de flujo, m/s

n: coeficiente de Manning, s/m^{1/3}

y: profundidad del agua en el humedal, m

s: gradiente hidráulico, o pendiente de la superficie del agua, m/m.

Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de residuos que puede variar según la localización o la estación. La relación está definida por:

$$n = \frac{a}{y^{1/2}} \quad \text{.....(y)}$$

Donde:

a: factor de resistencia, $s \cdot m^{1/6}$

$0.4 s \cdot m^{1/6}$ para vegetación escasa y $y > 0.4$ m

$1.6 s \cdot m^{1/6}$ para vegetación moderadamente densa con profundidades de agua residual de $y = 0.3$ m

$6.4 s \cdot m^{1/6}$ para vegetación muy densa y capa de residuos, en humedales con $y \leq 0.3$ m

En muchas situaciones, con vegetación emergente típica, es aceptable asumir para propósitos de diseño valores de a entre 1 y 4. Sustituyendo la ecuación (y) en la ecuación (x) tenemos.

$$v = \frac{1}{a} y^{7/6} s^{1/2} \dots\dots(z)$$

Sustituyendo y reorganizando términos es posible llegar a una ecuación para determinar la longitud máxima de una celda de humedal.

$$v = \frac{Q}{Wy} \quad W = \frac{A_s}{L} \quad y \quad s = \frac{(m)(y)}{L}$$

Donde:

Q: Caudal, m³/d

W: Ancho de la celda de humedal, m

As: área superficial de la celda de humedal, m²

L: Longitud de la celda de humedal, m

m: pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal
sustituyendo en la ecuación (z) y reordenando obtenemos:

$$L = \left[\frac{A_s y^{8/3} m^{1/2} \cdot 86.400}{a \cdot Q} \right]^{2/3} \dots\dots(w)$$

El área superficial del humedal (A_s) se determina primero mediante el modelo de diseño de remoción del contaminante limitante. La ecuación (w) permite el cálculo directo de la longitud máxima aceptable de una celda de humedal compatible con el gradiente hidráulico seleccionado. Es aconsejable usar el gradiente hidráulico más pequeño posible para tener una reserva en caso de necesitarse ajustes futuros. Una relación largo-ancho $\leq 3:1$ suele ser la mejor selección desde el punto de vista costo eficiencia, pero otras combinaciones de longitud y gradiente hidráulico son posibles también de modo que se pueda ajustar la forma del humedal al sitio y su topografía. El valor de (m) usado en la ecuación, está típicamente entre 10 y 30% de la pérdida de carga disponible. La máxima pérdida de carga disponible es igual al total de la profundidad del agua (y) del humedal cuando $m=100\%$. Este no sería un diseño conservador, porque el humedal podría estar seco al final y no tendría capacidad de reserva si la resistencia al flujo aumentara en el futuro.

El valor de Q en la ecuación (w) es el caudal promedio entre la entrada y la salida, para tener en cuenta las pérdidas o ganancias de agua debidas a la evapotranspiración, filtración y precipitación. Es usualmente aceptable para un diseño preliminar suponer los caudales de entrada y salida iguales. Para el diseño final del sistema será necesario tener en cuenta estas pérdidas y ganancias.

9 CAPITULO

DESARROLLO DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

9.1 **Objetivos**

El objetivo principal de la presente investigación es desarrollar y evaluar el tratamiento de lixiviado de relleno sanitario diluido con agua residual doméstica empleando una planta de tratamiento piloto conformada por un tanque regulador de caudal, un tanque séptico tipo reactor anaerobio, un filtro biológico y un humedal de flujo superficial con la especie *Eichornia Crassipes* (Jacinto de Agua) como unidad de tratamiento terciario.

Modelar una Planta de Tratamiento a Nivel de Laboratorio en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos - CITRAR-UNI (Universidad Nacional de Ingeniería) para evaluar la remoción de determinados parámetros físico-químicos y biológicos, teniendo como tratamiento terciario al Jacinto de Agua en un humedal de flujo superficial para el tratamiento de una dilución de lixiviado de relleno sanitario en agua residual doméstica, con la finalidad de establecer si la especie a evaluar es la adecuada para el tipo de tratamiento propuesto.

Resolver el problema del Tratamiento de Lixiviado de Residuos Sólidos municipales que afecta a las agua subterráneas y superficiales por su alta concentración de material contaminante, con la finalidad de reducir los efectos negativos que estos producen en los ecosistemas.

9.2 **Materiales y métodos**

Se describen los materiales, métodos y procedimientos usados durante la evaluación de la remoción de parámetros físico-químico y biológicos en

las unidades de tratamiento primario, secundario y terciario donde se empleó el Jacinto de Agua en un humedal de flujo superficial con un medio acuático de lixiviado de relleno sanitario disuelto en agua residual doméstica al 1.25%.

9.3 Área de trabajo

El área de trabajo elegido fue las instalaciones del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos -CITRAR-UNI y los análisis de laboratorio se realizaron en el Laboratorio N° 20 de la Facultad de Ingeniería Ambiental de la citada Universidad.

9.4 Investigación (Evaluación de remoción de parámetros físicos, químicos y biológicos en una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario con Jacinto de Agua en humedal de flujo superficial)

9.4.1 Ubicación de la Instalación Experimental

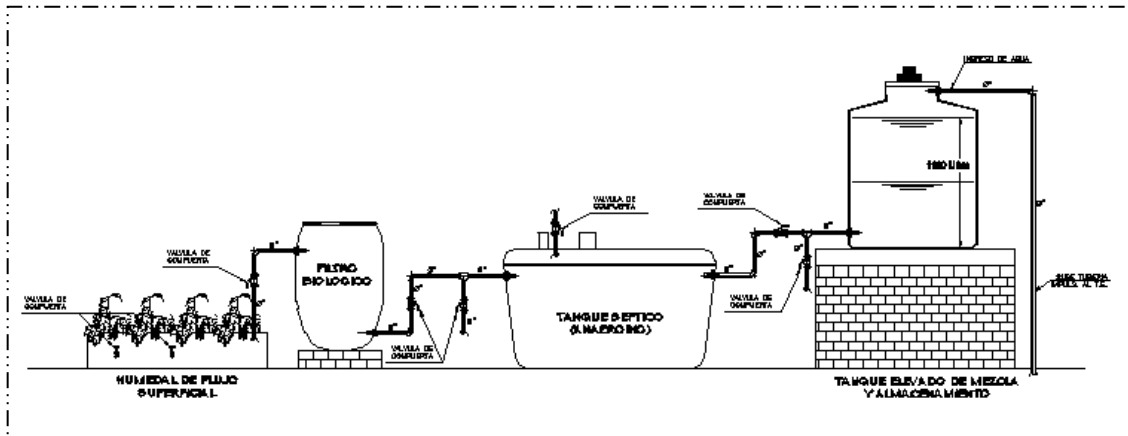
La planta de tratamiento de desagüe a escala piloto se ubicó cerca al lado izquierdo de la unidad de desarenado del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos -CITRAR-UNI con la finalidad de aprovechar desde una corta distancia el desagüe crudo sin presencia de sólidos gruesos, mediante bombeo.

Foto N° 1 Ubicación de la planta de tratamiento piloto



Fuente: CITRAR – UNI 2012

Fig. N° 10 Esquema de la planta piloto para nuestro experimento



Elaboración propia
Fuente: Tesis

9.4.2 Captación del afluente

Se empleó agua residual doméstica proveniente de los Asentamientos Humanos “El Milagro” y “El Ángel”, mediante bombeo desde el desarenador de CITRAR, donde se tratan los desagües de éstos.

El agua residual antes de ser captado pasa por las unidades de cámara de rejillas gruesas y finas; estando en la parte central del desarenador se impulsa usando un equipo de bombeo de $\frac{1}{2}$ HP de potencia y una manguera de $\frac{3}{4}$ ” de diámetro, hacia el tanque de mezcla y almacenamiento.

Foto N° 2 Bombeo de agua residual doméstica a tanque de mezcla y almacenamiento



Fuente: UNITAR 2012

9.4.3 Componentes de la Planta de tratamiento piloto

Para el tratamiento del agua contaminada en estudio, se emplearon unidades de tales como: (1) tanque de almacenamiento y mezcla, (1) tanque séptico, (1) filtro biológico y (1) humedal de flujo superficial.

9.4.3.1 Tanque de almacenamiento y mezcla V=1,100 L

Con la finalidad de establecer el flujo continuo del agua residual en el sistema de tratamiento, se empleó un tanque Rotoplas de 1,100 L de capacidad de almacenamiento, del mismo que se aforo un caudal de salida de 0.0024 l/s, produciendo un periodo de retención hidráulica de 5.30 días.

Esta unidad debido al tiempo de retención presentado, fue una unidad de tratamiento más, puesto que el análisis de DBO₅ determinó que de los 230 mg/l de ingreso, en la salida la cifra hallada fue entre 33.66 y 155.92 mg/l.

9.4.3.1.1 Regulación de caudales

Se realizó manualmente. Esto consistía en aforos de caudal mediante el método volumen – tiempo, los que se realizaban a las 10:00 am, 12:00 pm y 3:00 pm, tal como se muestra en los registros de monitoreo de caudal, donde se encontraron variaciones mínimas.

Para el aforo de caudal se instaló una tee, un niple y una válvula de ½” de diámetro que servía para la toma del agua residual con un vaso de precipitados de 50ml mientras se medía el tiempo de llenado con un cronómetro. En cada tiempo de monitoreo se repitieron (5) veces los ensayos.

Foto N° 3 Vista de válvula de aforo de caudal



Fuente: CITRAR 2012

9.4.3.2 Tanque séptico – Reactor Anaerobio

Se modificó la funcionalidad de una unidad de tratamiento, dándole características de tanque séptico y reactor anaerobio, (fig.4); con la finalidad de dar un reuso a esa unidad y tratar del desagüe producido.

Para el ingreso del agua residual se instaló un ramal tipo espina de pescado con tubería de PVC 1/2" de diámetro, con orificios de 5mm de diámetro espaciados cada 4cm y ubicados en la zona inferior del ramal para distribuir la dilución de lixiviado a lo largo de la unidad; arriba de éste, suspendido por el agua residual se ubicó los 15 cm de espesor de manto de lodo activado del reactor UASB de CITRAR.

Foto N° 4 Modificación de ingreso de agua residual en tanque



Fuente: CITRAR 2012

9.4.3.3 Filtro biológico

Se empleó un filtro biológico; construido a partir de un tanque de plástico de 60lts de capacidad, donde se colocó una tubería de ingreso de $\frac{1}{2}$ " de diámetro en la parte inferior interna de éste, con la finalidad de filtrar el desagüe saliente del reactor anaerobio a través de una cama de piedras de 2" de diámetro en promedio distribuidas hasta una altura de 0.60m en un diámetro de 0.45 m.

Foto N° 5 Filtro biológico con flujo ascendente



Fuente: CITRAR 2012

9.4.3.4 Humedal de flujo horizontal superficial

Uno de los objetos principales de nuestro estudio lo constituye el humedal de flujo superficial con el Jacinto de Agua como agente importante en la purificación del agua residual, ésta unidad se construyó con ladrillos cubiertos de una capa de concreto de tal manera que evite la filtración del agua por las paredes, sus dimensiones fueron: 2.50m de largo, 0.70 m de ancho con una altura de 0.50 m, para el ingreso del desagüe se instaló una tubería horizontal de PVC con agujeros de 5mm de diámetro cada 4cm, a lo ancho de la entrada del humedal con la finalidad de tener una descarga distribuida del fluido.

Foto N° 6 Humedal de flujo superficial con Eichornia Crassipes



Fuente: CITRAR 2012



Fuente: CITRAR 2012

10 CAPITULO

DESARROLLO EXPERIMENTAL

La presente tesis se desarrolló teniendo como primera etapa los ensayos de evaluación de la resistencia del Jacinto de Agua a un medio acuático de lixiviado de relleno sanitario municipal diluido con agua residual doméstica, la que consistió en colocar plantas de la especie ya indicada en baldes con contenido de lixiviado diluido a diferentes concentraciones, del cual se determinó una concentración aproximada que podría resistir la planta. Con la concentración determinada, se realizó la siguiente etapa que consistió en simular el proceso de depuración de las aguas residuales a nivel de laboratorio, desde el tratamiento preliminar, primario, secundario y terciario siendo empleado en éste último el Jacinto de Agua.

10.1 Primera Etapa: Evaluación de la Resistencia del Jacinto de Agua (Eichornia Crassipes) al lixiviado de relleno sanitario municipal

Para determinar la resistencia del Jacinto de Agua a una concentración adecuada de lixiviado de relleno sanitario municipal, que permita el tratamiento de este líquido residual, se realizó el siguiente procedimiento:

10.1.1 Materiales

Los ensayos experimentales tipo Batch se realizaron usando los siguientes materiales:

- 10 Recipientes de color transparente, de 4 litros cada uno.
- Lixiviado de relleno sanitario municipal.
- 1 Pipeta de 20ml.
- 1 Vaso de precipitados de 50ml.

- 1 Probeta de 2000 ml.
- 1 Medidor de temperatura y pH.
- 1 par de guantes quirúrgico.

Foto N° 7 Materiales empleados en pruebas tipo Batch



Fuente: CITRAR 2012

10.1.2 Procedimiento

El procedimiento experimental consistió en dos pruebas, las cuales fueron:

10.1.2.1 Determinación de primer rango de concentración

Se denomina así al proceso mediante el cual se determinó la concentración máxima de sobrevivencia del Jacinto de Agua, partiendo desde una concentración de 50% hasta 4.76%, tal como se describe a continuación:

- 1) *Ensayos con blancos*: Esto se realizó con la finalidad de comparar el comportamiento del Jacinto de Agua en medios sin presencia de lixiviado, para ello se realizó lo siguiente:

a) Se llenó 2 litros de agua potable en un recipiente y 2 litros de desagüe en un segundo recipiente.

2) *Ensayos con diluciones:* Se realizaron estos ensayos para determinar la concentración adecuada de lixiviado donde el Jacinto pueda desarrollarse.

a) Se enumeró del 3 al 10, 8 recipientes de plástico transparente de 4 litros.

Se llenaron los recipientes con 2 L de agua residual doméstica y a cada uno de estos se añadió una cantidad de lixiviado, de la siguiente manera:

- Al recipiente N° 3 se añadió 100ml de lixiviado, siendo la concentración de 4.76%.
- Al recipiente N° 4 se añadió 200ml de lixiviado, siendo la concentración de 9.09%.
- Al recipiente N° 5 se añadió 300ml de lixiviado, siendo la concentración de 13.04%.
- Al recipiente N° 6 se añadió 400ml de lixiviado, siendo la concentración de 16.67%.
- Al recipiente N° 7 se añadió 500ml de lixiviado, siendo la concentración de 20%.
- Al recipiente N° 8 se añadió 1000ml de lixiviado, siendo la concentración de 33.33%
- Al recipiente N° 9 se añadió 1500ml de lixiviado, siendo la concentración de 42.86%
- Al recipiente N° 10 se añadió 2000ml de lixiviado, siendo la concentración de 50%.

Esto se realizó teniendo como temperatura ambiente 19°C. Como resumen tenemos lo siguiente:

Cuadro N° 1 Pruebas tipo Batch – Concentración de lixiviado

Recipiente N°	Long. de raíz (cm)	N° Peciolos	Vol. agua potable (ml)	Vol. agua residual (ml)	Vol. Lixiviado (ml)	Concent. (%)
1	6.00	5	2000	-	-	0
2	8.00	5	-	2000	-	0
3	8.50	5	-	2000	100	4.76
4	10.00	5	-	2000	200	9.09
5	10.00	4	-	2000	300	13.04
6	6.00	5	-	2000	400	16.67
7	4.50	7	-	2000	50	20.00
8	9.00	6	-	2000	100	33.33
9	8.00	3	-	2000	150	42.86
10	8.00	4	-	2000	200	50.00

Elaboración propia
Fuente: Tesis

Foto N° 8 Llenado de lixiviado en probeta de 2000 y 50ml



Fuente: CITRAR 2012

- b) Se procedió a realizar el monitoreo de las pruebas tipo Batch, siendo estos los resultados encontrados:

- El Día 2 de monitoreo (09/07/2012), a las 14.50 horas, con una temperatura en el agua de 20°C se encontraron marchitas a las plantas de los recipientes N° 4 al 10, siendo en menor estado la del recipiente N° 3 y en situación de crecimiento normal en los recipientes N° 1 y 2; con lo que se pudo deducir que la concentración de lixiviado adecuada estaría por debajo de 4.76% ya que en los días posteriores el Jacinto de Agua no resistiría más y continuaría secándose dentro de los recipientes N° 4 al 10, motivo por el cual se procedió a realizar un ensayo posterior a partir de una concentración de 2.50% a 0.75%

Las siguientes imágenes corresponden al día 2 de monitoreo:

Foto N° 9 Recipientes con muestras denominadas “blancos”



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 10 Recipientes con diluciones de lixiviado



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 11 Vista de recipientes del día 2 de monitoreo



Fuente: CITRAR 2012

- Posteriormente se monitoreó una vez más el día 21/07/2012, a las 14.46 horas, con condiciones de temperatura ambiente de 18.6°C. En éste día 3 de monitoreo, se observó en las muestras la sedimentación de la materia suspendida y el estado de las plantas continuo con el mismo deterioro identificado el día 2 de monitoreo. Además que el Jacinto de Agua colocado en la muestra con contenido de agua residual sin lixiviado presentaba un crecimiento más favorable respecto a la colocada en agua potable, quizás esto debido a la mayor cantidad de nutrientes presentes en el desagüe. En el siguiente cuadro se muestran los valores de temperaturas y pH medidos durante el día 3 de monitoreo:

Cuadro N° 2 Temperatura - pH en muestras

Balde N°	Temperatura (°C)	pH
1	17,9	7,9
2	18	7,96
3	18	8,1
4	17,9	8,16
5	17,9	8,16
6	17,8	8,19
7	17,9	8,24
8	17,9	8,29
9	17,8	8,30
10	17,7	8,36

Elaboración propia
Fuente: Tesis

Tal como se escribió anteriormente, de las concentraciones iniciales propuestas se determinó que podríamos realizar un segundo ensayo utilizando concentraciones menores a 4.76%.

10.1.2.2 Determinación de segundo rango de concentración

Se denomina así al proceso mediante el cual se determinó la concentración adecuada de sobrevivencia del Jacinto de Agua, partiendo desde una concentración de 2.5% hasta 0.75%, tal como se describe a continuación:

- 1) *Ensayos con blancos*: Esto se realizó con la finalidad de comparar el comportamiento del Jacinto de Agua en medios sin presencia de lixiviado, para ello se realizó lo siguiente:
 - a) Se llenó 2 litros de agua potable en un recipiente y 2 litros de desagüe en un segundo recipiente.

2) *Ensayos con diluciones*: Se realizaron estos ensayos para determinar la concentración adecuada de lixiviado donde el Jacinto pueda desarrollarse.

a) Se enumeró del 3 al 10, 8 recipientes de plástico transparente de 4 litros.

Se llenaron los recipientes con 2 L de agua residual doméstica y a cada uno de estos se añadió una cantidad de lixiviado, de la siguiente manera:

- Al recipiente N° 3 se añadió 50ml de lixiviado, siendo la concentración de 2.50%.
- Al recipiente N° 4 se añadió 45ml de lixiviado, siendo la concentración de 2.25%.
- Al recipiente N° 5 se añadió 40ml de lixiviado, siendo la concentración de 2.00%.
- Al recipiente N° 6 se añadió 35ml de lixiviado, siendo la concentración de 1.75%.
- Al recipiente N° 7 se añadió 30ml de lixiviado, siendo la concentración de 1.50%.
- Al recipiente N° 8 se añadió 25ml de lixiviado, siendo la concentración de 1.25%
- Al recipiente N° 9 se añadió 20ml de lixiviado, siendo la concentración de 1.00%
- Al recipiente N° 10 se añadió 15ml de lixiviado, siendo la concentración de 0.75%.

Esto se realizó teniendo como temperatura ambiente 19°C, a las 15:21pm, del día 23/07/2012. Como resumen tenemos lo siguiente:

Cuadro N° 3 Pruebas tipo Batch – Concentración de lixiviado

Recipiente N°	Long. de raíz (cm)	N° Peciolos	Vol. agua potable (ml)	Vol. agua residual (ml)	Vol. Lixiviado (ml)	Concent. (%)
1	7.00	3	2000	-	-	-
2	6.00	2	-	2000	-	-
3	9.50	2	-	2000	50	2.50
4	7.00	2	-	2000	45	2.25
5	9.50	2	-	2000	40	2.00
6	6.00	2	-	2000	35	1.75
7	5.50	2	-	2000	30	1.50
8	8.00	2	-	2000	25	1.25
9	7.00	2	-	2000	20	1.00
10	7.00	2	-	2000	15	0.75

Elaboración propia
Fuente: Tesis

Las siguientes imágenes corresponden a los recipientes con los Jacintos de Agua en las diluciones, luego de haberlas colocado para iniciar el monitoreo para determinar la concentración con la que operaríamos nuestra planta de tratamiento a nivel de laboratorio:

Recipientes con muestras denominadas "blancos"

Foto N° 12 Recipiente N°1



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 13 Recipiente N° 2



Fuente: CITRAR 2012

Recipientes con diluciones de lixiviado

Foto N° 14 Recipiente N° 3



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 15 Recipiente N° 4



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 16 Recipiente N° 5



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 17 Recipiente N° 6



Fuente: CIITRAR 2012

Foto N° 18 Recipiente N° 7



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 19 Recipiente N° 8



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 20 Recipiente N° 9



Fuente: CITRAR 2012




Foto N° 21 Recipiente N° 10









Fuente: CITRAR 2012


- b) Se procedió a realizar el monitoreo de las pruebas tipo Batch, siendo estos los resultados encontrados:
 - o El Día 1 de monitoreo (30/07/2012), a las 14.50 horas, con una temperatura ambiente de 20°C, se realizó el monitoreo de las plantas y se observó lo siguiente:

Cuadro N° 4 Día 1 de Monitoreo de Jacinto de Agua – Determinación de concentración de lixiviado en desagüe doméstico

Balde N°	N° Peciolo	Concentración (%)	Descripción	Imagen
1	4	-	Planta en agua potable: en buen estado con hojas verdes y medio acuático con presencia de algas.	
2	5	-	Planta en desagüe: en mejor estado que la del N°1, con hojas verdes, buen crecimiento y medio acuático con crecimiento de algas verdes impregnadas en las paredes del balde.	
3	3	2.5	Planta en mal estado, con un peciolo marchito y uno verde, todas sus hojas marchitas.	

Balde N°	N° Peciolos	Concentración (%)	Descripción	Imagen
4	3	2.25	Planta en mal estado, con 2 peciolos marchitos y uno en buen estado.	
5	4	2.00	Planta muerta con peciolos y hojas secas, sin signos de poder recuperarse, se considera que esto sucedió porque se colocó un Jacinto de Agua en mal estado.	
6	4	1.75	Planta en mejor estado que las anteriores, se observó algo de marchitamiento en peciolos y hojas pero el verdor que presenta, refleja que ésta podría sobrevivir en su medio acuático.	

Balde N°	N° Peciolos	Concentración (%)	Descripción	Imagen
7	4	1.5	Planta en estado no mejor que el anterior pero con signos favorables para su recuperación debido a que sus peciolos presentan coloración verde en más del 50%.	
8	3	1.25	Planta en buen estado con peciolos verdes en la parte superior, presenta poco deterioro en la parte inferior y hojas secas.	
9	3	1	Planta en estado regular, presenta dos peciolos secos y uno verde. Se considera que el estado de esta planta podría mejorar debido a que se encuentra solamente a 1% de concentración de lixiviado en el medio acuático en que se encuentra.	




Balde N°	N° Peciolos	Concentración (%)	Descripción	Imagen
10	4	0.75	Planta en buen estado, con hojas y peciolos verdes, no se considera que podría ocurrir deterioro de la planta, salvo por el proceso biológico natural que esta tiene.	




Elaboración propia
Fuente: Tesis




De las plantas objeto de nuestros ensayos, observamos que la colocada en medio acuático con concentración de 0.75% de lixiviado en agua residual doméstica presenta un mejor desarrollo respecto a las otras y de manera similar a las colocadas en desagüe doméstico y agua potable se encuentran en buen estado.


- o El Día 2 de monitoreo (04/08/2012), a las 16:20 horas, con una temperatura en el agua de 19.20°C, se realizó el monitoreo de las plantas y se observó lo siguiente:

Cuadro N° 5 Día 2 de Monitoreo de Jacinto de Agua – Determinación de concentración de lixiviado en desagüe doméstico

Balde N°	N° Peciolo	Concentración (%)	Descripción	Imagen
1	4	-	Planta en agua potable: Crecimiento normal, con presencia de algas en el medio acuático y una película superficial con burbujas de aire.	
2	5	-	Planta en desagüe: presenta un mejor desarrollo que la que está en agua potable, con presencia de algas en el medio acuático y una película superficial con burbujas de aire, además de una coloración más verde.	
3	3	2.5	Planta con mejoría respecto a la observada el día 1 de monitoreo; con peciolo más verde y un medio acuático favorable para el crecimiento de otros organismos vivos como larvas de zancudos.	

Balde N°	N° Peciolo	Concentración (%)	Descripción	Imagen
4	3	2.25	Planta en proceso de recuperación con respecto a lo observado en el día 1 de monitoreo, también se observó en el medio acuático la presencia de larvas de zancudos.	
5	4	2.00	Plantas en proceso de recuperación con respecto a lo observado en el día 1 de monitoreo, aunque la vista de la imagen no es muy clara, hay un nuevo peciolo germinando.	
6	4	1.75	Esta planta se encontró en mejor estado que lo que se observó el día 1 de monitoreo y en el medio acuático también se contaron hasta 4 larvas de zancudos.	

Balde N°	N° Peciolos	Concentración (%)	Descripción	Imagen
7	4	1.5	Se podría considerar que está en un proceso de recuperación debido a la coloración de la planta (más verde), y el medio acuático se observa con presencia de vida de otros organismos.	
8	3	1.25	Se encuentra en mejor estado, con presencia de algas verdes en las paredes del recipiente, su crecimiento se torna favorable.	
9	3	1	Su estado de recuperación es similar a la del Jacinto de Agua del recipiente N°8. La concentración del medio acuático es adecuada para el desarrollo de la planta.	

Balde N°	N° Peciolos	Concentración (%)	Descripción	Imagen
10	4	0.75	Planta en buen estado, el medio acuático no se presenta agresivo para su desarrollo por lo que consideramos que en esa concentración podría cumplir con su proceso biológico natural.	

Elaboración propia
Fuente: Tesis

De los monitoreos 1 y 2 realizados, decidimos emplear la concentración de 1.25% para continuar con el desarrollo de nuestra investigación empleando una planta de tratamiento a nivel de laboratorio, ya que el Jacinto de Agua podría soportar un medio acuático con dicha concentración en agua residual doméstica, siendo además que se la emplearía en una unidad de tratamiento terciario.

10.2 Segunda Etapa: Tratamiento de lixiviado diluido en agua residual doméstica empleando una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario (humedal artificial de flujo superficial con Jacinto de agua)

Con base a los ensayos experimentales realizados en la primera etapa, a diferentes concentraciones de lixiviado disuelto en agua residual doméstica para determinar la resistencia de la *Eichornia Crassipes* (Jacinto de Agua) en dicha solución; se consideró una concentración de operación inicial de 1.50%, la misma que se modificó luego de dos semanas de trabajo, a 1.25% debido a que con la primera concentración se produjeron cambios de pigmentación en el Jacinto de Agua, además de un crecimiento acelerado y periodo de vida corto.

En un análisis realizado al lixiviado usado en la investigación, se determinó que éste, presentaba una DBO₅ de 3,266.99 mg/L y el desagüe usado para la dilución 220 mg/L, de los cuales se obtenía una dilución de 1.25% de lixiviado en agua residual doméstica, con una DBO₅ de 258.09 mg/L.

Descripción	Lixiviado	Desagüe	Dilución
DBO (mg/L)	3,266.99	220	258.09
Volumen (L)	13.75	1,086.25	-
Concentración (%)	-	-	1.25

En esta etapa de investigación se produjo lo siguiente:

10.2.1 Tanque de almacenamiento V=1,100 L.

Con la finalidad de establecer el flujo continuo en el sistema de tratamiento de agua residual, se usó un tanque Rotoplas con 1,100 L de capacidad de almacenamiento, del mismo que se aforo un caudal de salida de 0.0024 l/s, produciendo un periodo de retención hidráulica de 5.30 días. Esta unidad debido al tiempo de retención presentado, se volvió una unidad de importancia en el tratamiento biológico puesto que la DBO₅ promedio de 230 mg/l que tenía el líquido al ser depositado en ella, en la salida de éste fluctuaba entre 33.66 y 230 mg/l.

Foto N° 22 Tanque de almacenamiento



Fuente: CITRAR 2012

10.2.2 Tanque séptico – Reactor Anaerobio

Esta unidad operó como su nombre lo indica, es decir; el afluente recibió un tratamiento de tipo anaerobio, siendo el ingreso del agua a tratar por el fondo mediante una red de tubería de PVC con $\frac{1}{2}$ " de diámetro, en forma de espina de pescado, con orificios en la parte inferior, cuya función era distribuir el caudal de ingreso (0.0024 L/s) a lo largo del tanque.

El agua residual tenía un flujo ascendente y atravesaba un manto de lodo suspendido, este manto que contenía microorganismos degradaba la materia orgánica liberando gases (metano y bióxido de carbono). El efluente clarificado salía de la unidad por una tubería de fibra de vidrio de 4" de diámetro, reduciéndose éste a $\frac{1}{2}$ " con tubería de PVC para ingresar a un filtro biológico de flujo ascendente.

Los resultados de monitoreo, nos indican una remoción de la DBO_5 entre 32.35% a 88.57%, medido esto al ingreso de éste y al ingreso del humedal artificial. Remoción entre 27.31% a 60.35% de DQO, medido desde el ingreso a la salida del reactor.

Foto N° 23 Tanque séptico - Reactor anaerobio



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 24 Conexión de ingreso a tanque Foto N° 25 Tubería de salida de tanque



Fuente: CITRAR 2012



Fuente: CITRAR 2012

El periodo de retención teórico de ésta unidad fue de 4.1 días.

10.2.3 Filtro biológico

La función de esta unidad fue la de retener los sólidos suspendidos en las paredes de los cantos rodados de 2" que conformaban el filtro. El proceso

fue de tipo anaerobio con poca presencia de olores. Se observó la formación de una película gelatinosa (biopelícula) en las paredes de las piedras, esto debido a la presencia de microorganismos generalmente anaeróbicos y facultativos, los cuales contribuían en la remoción de materia orgánica soluble.

En esta unidad se observó un ligero incremento de la turbiedad a la salida de ésta, con respecto al medido en la entrada.

10.2.4 Humedal de flujo horizontal superficial

En el humedal empleado en nuestro estudio se usó la *Eichornia Crassipes* (Jacinto de agua) como depurador de materia orgánica, ésta especie al permanecer flotante en el agua residual permitía una gran actividad de los microorganismos adheridos en sus raíces y también mediante éstas, la transferencia de oxígeno al agua residual.

El Jacinto de agua constituyó un medio de resistencia a la velocidad del flujo, que permitía la sedimentación de sólidos en suspensión. Esta planta durante el proceso de investigación sufrió diversos cambios debido a la alta concentración de nutrientes en el agua residual, ya que los excesos de nutrientes en las plantas suelen ocasionar crecimientos anormales, débiles, con periodos cortos de vida y pérdida de pigmentación.

Foto N° 26 Plantas extraídas de medio natural



Fuente: CITRAR 2012

Plantas con crecimiento acelerado por exceso de nutriente

Foto N° 27 Con pérdida de pigmentación



Fuente: CITRAR 2012

Foto N° 28 Sin pérdida de pigmentación



Fuente: CITRAR 2012

Como bien se sabe, las unidades de este tipo presentan problemas por presencia de larvas y proliferación de zancudos por ser el agua casi estancada en ella; ante esto recurrimos al empleo de peces, Guppies, que fueron extraídos de las lagunas secundarias de la planta de tratamiento de aguas residuales de CITRAR para controlar el crecimiento y proliferación de larvas de zancudos.

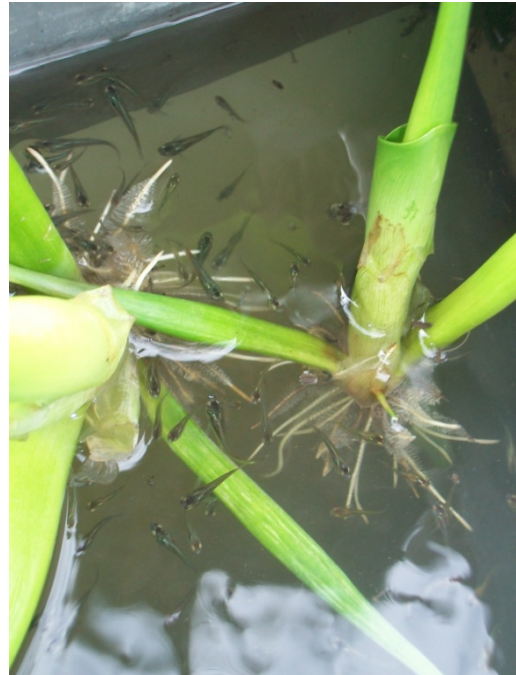
Los Guppies hallaron en el ecosistema formado por el Jacinto de agua el alimento necesario para vivir, además que el medio donde habitaban presentaba concentraciones de Oxígeno Disuelto (O.D.) entre 0.33 mg/L a 1.01 mg/L al ingreso del humedal y entre 0.55 mg/L a 1.07 mg/L a la salida del mismo.

Foto N° 29 Muestra para medición de turbiedad



Fuente: CITRAR 2009

Foto N° 30 Guppies en el humedal



Fuente: CITRAR 2009

Controlados los agentes externos y los riesgos de posible presencia de *Aedes Aegypti*, transmisor del Dengue y Fiebre amarilla; se procedió a la medición de parámetros físicos, químicos y microbiológicos tales como: turbiedad, temperatura, pH, O.D., DBO5, DQO, Nitratos, Coliformes Fecales.

10.2.5 Operación de la Planta de tratamiento piloto

La planta de tratamiento se construyó con la finalidad de que trabaje a flujo continuo, para ello se utilizó un tanque de almacenamiento de 1,100L de capacidad, donde se diluía el lixiviado a una concentración de 1.25% con el agua residual bombeado desde el desarenador. La electrobomba empleada era de $\frac{1}{2}$ HP de potencia, altura dinámica de 10m, con una tubería de succión de 1" protegida por un filtro de malla y línea de impulsión de $\frac{3}{4}$ ".

El caudal de salida del tanque fue de 0.0024 L/s, en promedio, el cual se controlaba manualmente y se monitoreaba a diario a las 10:00am, 12:00pm y 3:00p.m., para ello se instaló una válvula con una tubería de

descarga en el tramo de interconexión tanque de almacenamiento – tanque séptico / reactor anaerobio.

El tanque séptico/reactor anaerobio tuvo un funcionamiento adecuado, los problemas de atoro que se presentaban en la tubería de salida de ½” de diámetro se corregía con la finalidad de evitar el rebose del agua residual, el mismo que se conducía hasta la laguna secundaria más cercana, para el monitoreo del efluente de esta unidad también se colocó una válvula con una tubería de descarga en el tramo de interconexión con el filtro biológico.

El filtro biológico fue del tipo de flujo ascendente, la tubería de ingreso se conectaba mediante una red de tubería de PVC ½” para distribuir el agua en el medio filtrante compuesto de piedras de 2”, durante el tiempo de operación no se cambió el material colocado inicialmente en el filtro, solo se colocó una malla encima para protegerlo de la presencia de larvas de zancudos. El monitoreo de esta unidad se realizaba en el tramo de tubería de interconexión con el humedal artificial de manera similar a los anteriores.

El humedal artificial de flujo superficial recepcionaba el efluente del filtro biológico mediante una descarga distribuida en lo ancho del inicio del humedal, durante el periodo de operación de éste, se tuvo que cambiar los Jacintos de agua debido a que éstos habían cumplido su periodo de vida mostrando deterioro en sus hojas. También se realizó la limpieza de ésta unidad cuando está llegó a presentar mayor turbidez, que se observaba por la presencia de sólidos en suspensión. El efluente de esta unidad se descargaba a un balde que se conectaba mediante una manguera a una laguna secundaria de la planta de tratamiento de CITRAR.

10.3 Tercera Etapa: Comparación de Producción de biogás del lodo generado en el tanque séptico – reactor anaerobio vs. reactor UASB CITRAR

La finalidad de esta tercera etapa consiste en realizar un comparativo de producción de gas tomando como muestra al lodo del reactor anaerobio usado en la presente tesis con respecto a un inóculo apropiado del reactor UASB del CITRAR-UNI. Para ello se tomaron (3) muestras de

lodo a diferentes profundidades de dicho reactor UASB y se tomaron (3) muestras de lodo del reactor empleado en la tesis. Se realizaron algunos análisis con la finalidad de determinar la muestra adecuada de lodo de reactor UASB a seleccionar para el comparativo y se analizó cuál de las muestras del lodo del otro reactor era más eficiente.

10.3.1 Medición de producción de gas del lodo

Estos ensayos se realizaron para hacer una comparación del volumen producido de gas, utilizando muestras de lodo de 3 diferentes profundidades del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (reactor UASB) del CITRAR-UNI y lodo de la unidad de tratamiento biológico tipo anaerobio que usamos para el trabajo de investigación de la presente tesis. El proceso simula la producción de gas que se produce en una unidad tipo reactor UASB.

Para ello se realizó el siguiente procedimiento:

- a) Se extrajeron 200 ml de lodo del reactor UASB, de las profundidades de 1.50, 2.00, 2.50m y del tanque séptico – reactor anaerobio a una profundidad de 0.90m y se llenaron en frascos de vidrio de 250 ml, los cuales fueron forrados con plástico de color oscuro de tal manera que la luz no entre en contacto con el lodo e influya desfavorablemente en el ensayo. Se llenaron 2 frascos con cada muestra y se colocaron de derecha a izquierda respectivamente.

Foto N° 31 Frascos de 250ml., con 200 ml de lodo



- b) Para llevar un orden de los datos obtenidos durante el desarrollo experimental se procedió a codificar a los frascos con lodos de la siguiente manera:

Cuadro N° 6 Código de frascos con lodo

Descripción	N° Frasco	Código
Profundidad N°1 (h=1.50m)	1	P1-1
	2	P1-2
Profundidad N°2 (h=2.00m)	3	P2-1
	4	P2-2
Profundidad N°3 (h=2.50m)	5	P3-1
	6	P3-2
Muestra N°1	7	M1-1
	8	M1-2
Muestra N°2	9	M2-1
	10	M2-2
Muestra N°3	11	M3-1
	12	M3-2

Elaboración Propia
Fuente: CIITRAR 2013

- c) Se llenaron botellas 12 de vidrio de 1 litro con una solución de Azul de Bromotimol y se conectaron a los frascos con contenido de lodo, siendo esto:

(1) Frasco de lodo ----- (1) Botella de azul de Bromotimol

Foto N° 32 Conexión frasco con lodo – botella con Azul de Bromotimol



Fuente: CITRAR 2013

- d) Se colocaron 12 botellas vacías de 1 litro las cuales estarán conectadas, mediante una manguera con una válvula de control, a las que contienen Azul de Bromotimol. Estas servirían para receptionar el líquido evacuado por la presión ejercida por el gas transferido de la botella con lodo a la de Azul de Bromotimol.

Foto N° 33 Sistema construido para el ensayo experimental



Fuente: CITRAR 2013

- e) Una vez armado el sistema de ensayo experimental, con cada interconexión hermetizada; se procedió a realizar el monitoreo que consistió en la medición del volumen de Azul de Bromotimol desplazado cada 24 horas, durante 3 periodos de 2 semanas cada una. Así también se realizó la medición de SST y SSV durante el inicio y el final de cada periodo.

Este procedimiento se realizó con base en experiencias similares, donde los mejores resultados de medición de gas se obtuvieron dejando la producción de gas y midiendo el volumen producido cada 24 horas.

Para la medición de volumen desplazado se usó una probeta de 50ml.

11 CAPITULO

RESULTADOS

Se presentan en cuadros de resumen y gráficos los resultados obtenidos a lo largo del periodo de evaluación del sistema de tratamiento piloto construido para la presente tesis de investigación.

11.1 Primera Etapa: Evaluación de la Resistencia del Jacinto de Agua (*Eichornia Crassipes*) al lixiviado de relleno sanitario municipal

Los resultados obtenidos en la primera etapa de la tesis, fueron del tipo cualitativo, debido a que la evaluación de la resistencia del Jacinto de Agua a determinada concentración se basó en analizar si ésta podría continuar con su ciclo de vida en la dilución de lixiviado con agua residual doméstica, de donde se obtuvo lo siguiente:

11.1.1 Determinación de primer rango de concentración

Con la realización de los ensayos para determinar un primer rango de concentración, se obtuvo que la planta podría soportar una concentración de menor a 4.76% de lixiviado diluido con agua residual doméstica y se planteó un nuevo ensayo considerando un rango de concentración de 2.50% a 0.75%.

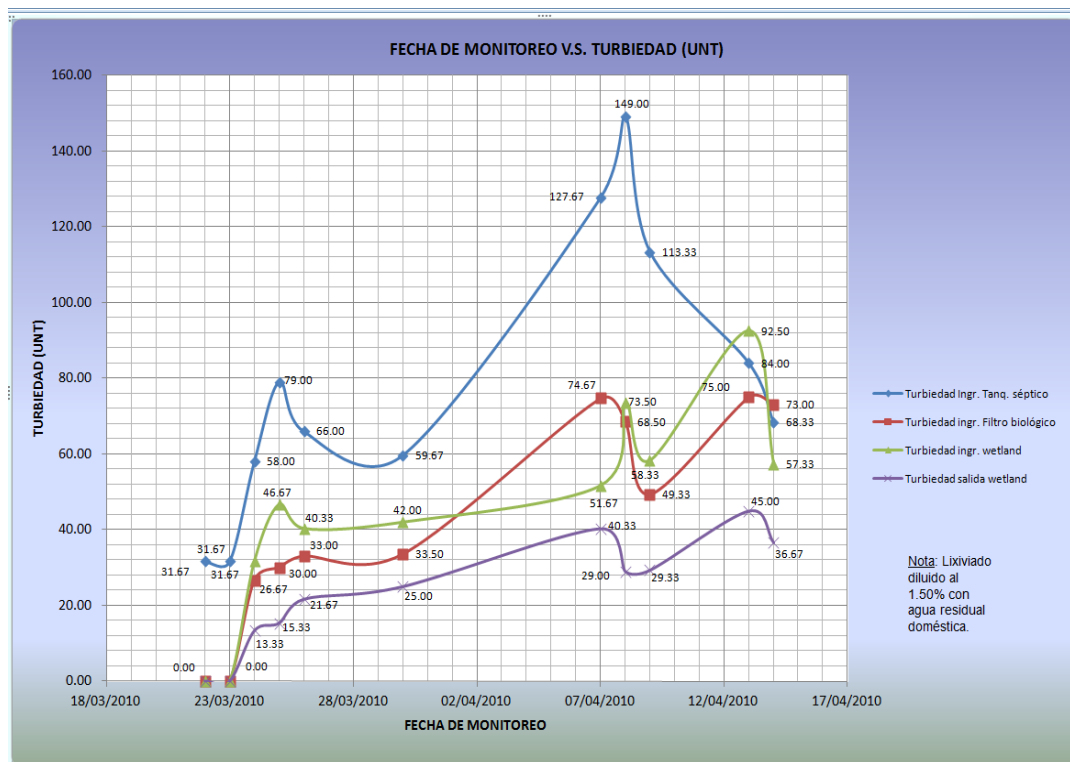
11.1.2 Determinación de segundo rango de concentración

Del desarrollo de una segunda ronda para determinar la concentración adecuada de lixiviado diluido con agua residual doméstica, se determinó que ésta sería de 1.25%, debido a que el Jacinto de Agua es capaz de sobrevivir bajo dicha concentración.

11.2 Segunda Etapa: Tratamiento de lixiviado diluido en agua residual doméstica empleando una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario (humedal artificial de flujo superficial con Jacinto de agua)

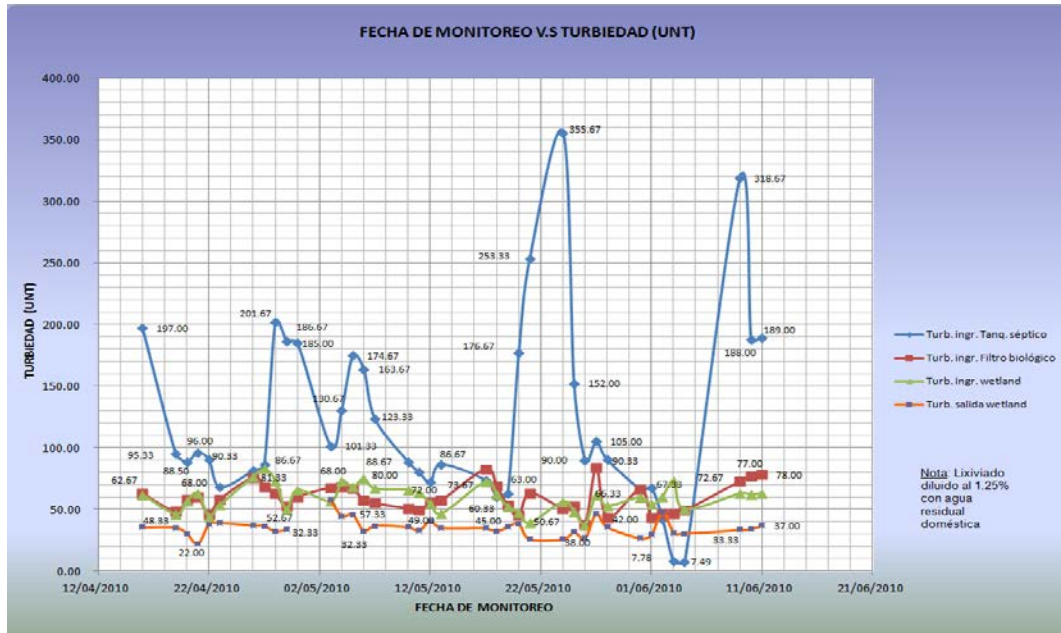
Del monitoreo realizado de diferentes parámetros tales como turbiedad, pH, temperatura, Sólidos Sedimentables, Oxígeno Disuelto, DBO5, Nitratos, Coliformes Fecales, evaporación. Se tuvieron los siguientes resultados:

Fig. N° 11 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de la turbiedad, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%



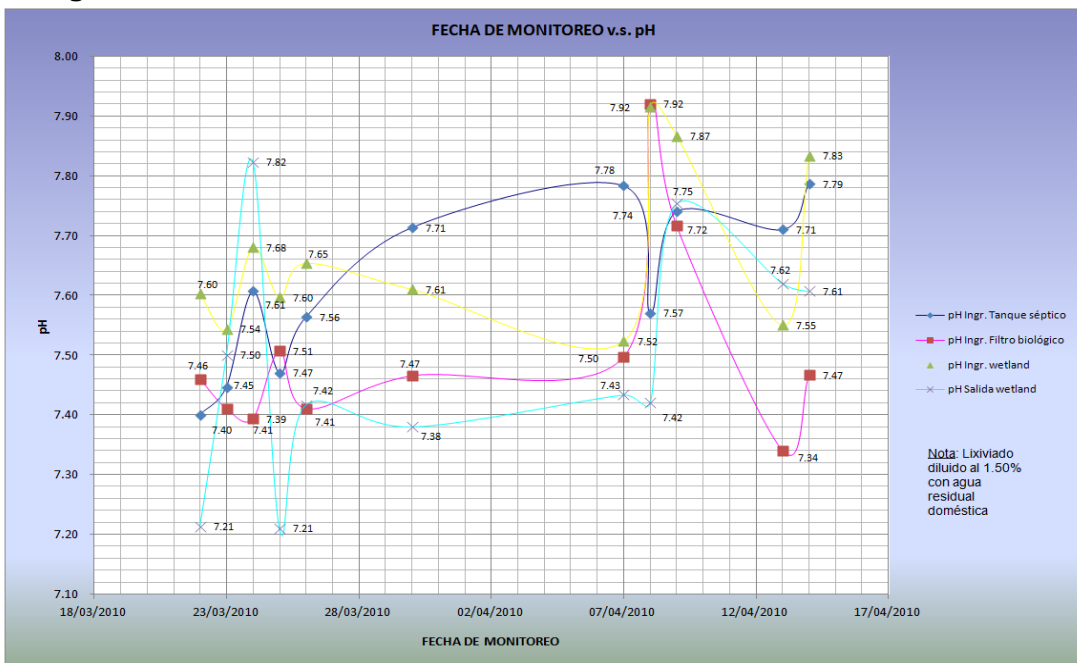
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 12 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de la turbiedad, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%



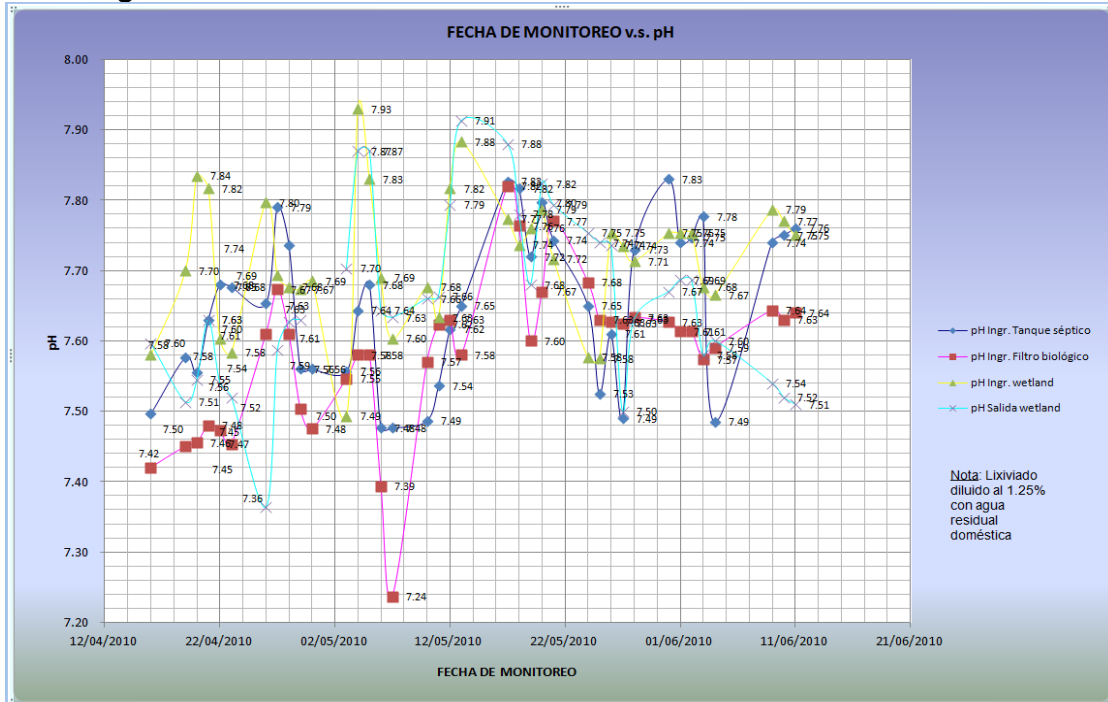
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 13 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de pH, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%



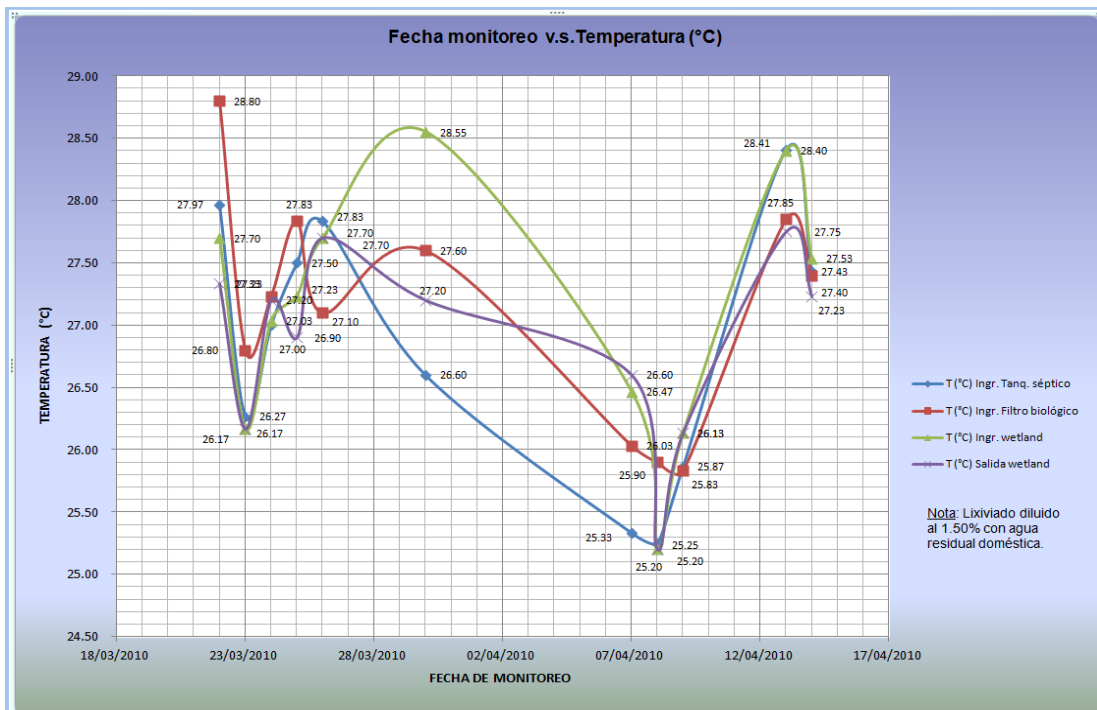
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 14 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de pH, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%



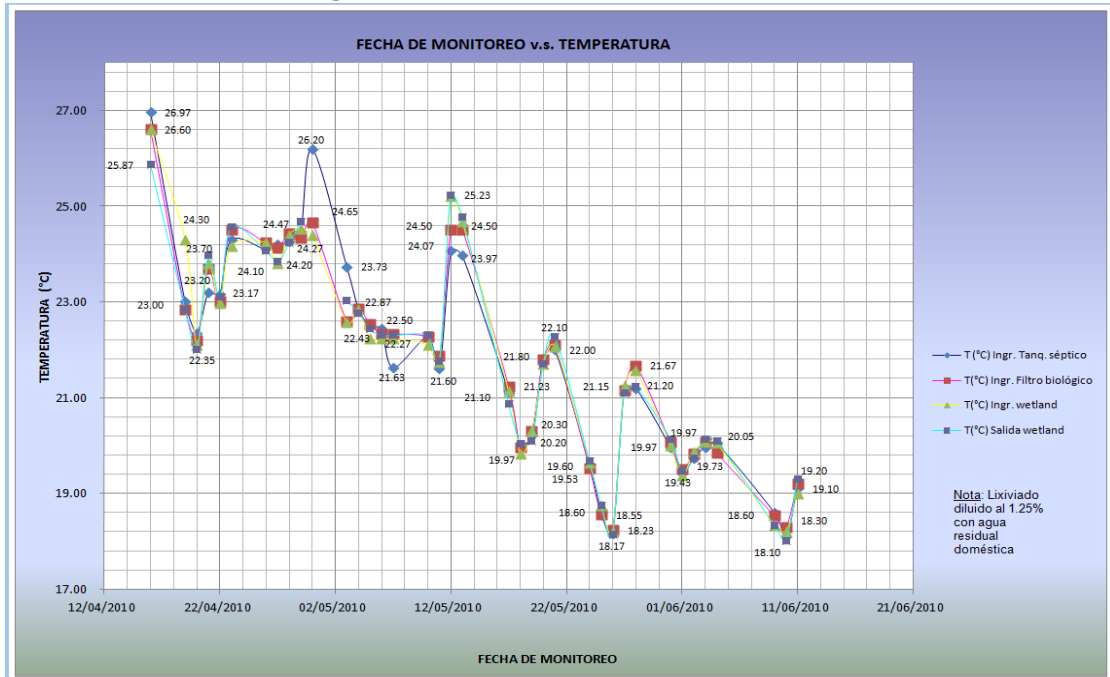
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 15 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de temperatura (°C), medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%



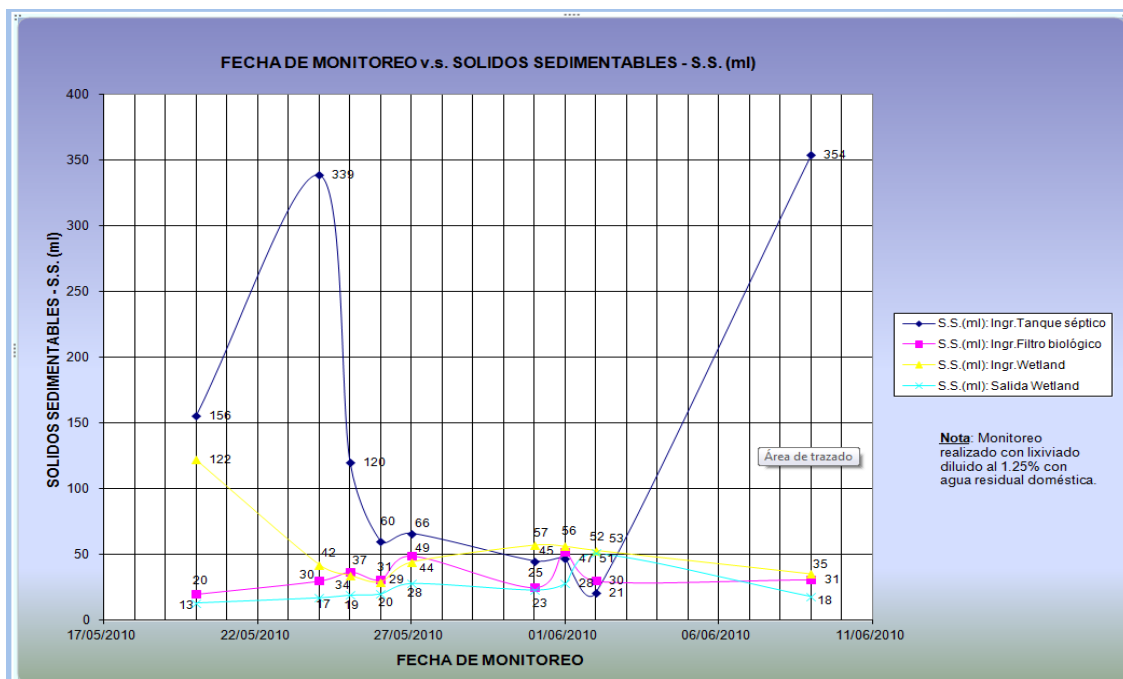
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 16 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de temperatura (°C), medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%



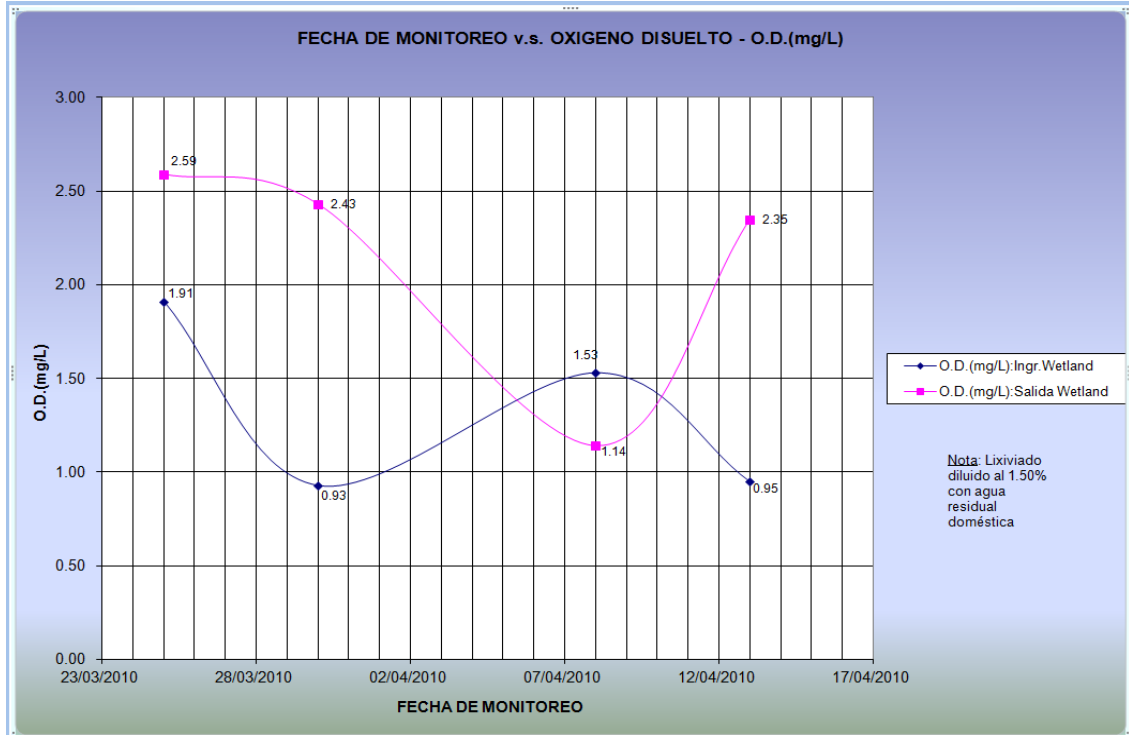
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 17 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones sólidos sedimentables (ml), medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso al filtro biológico, ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 12.5%



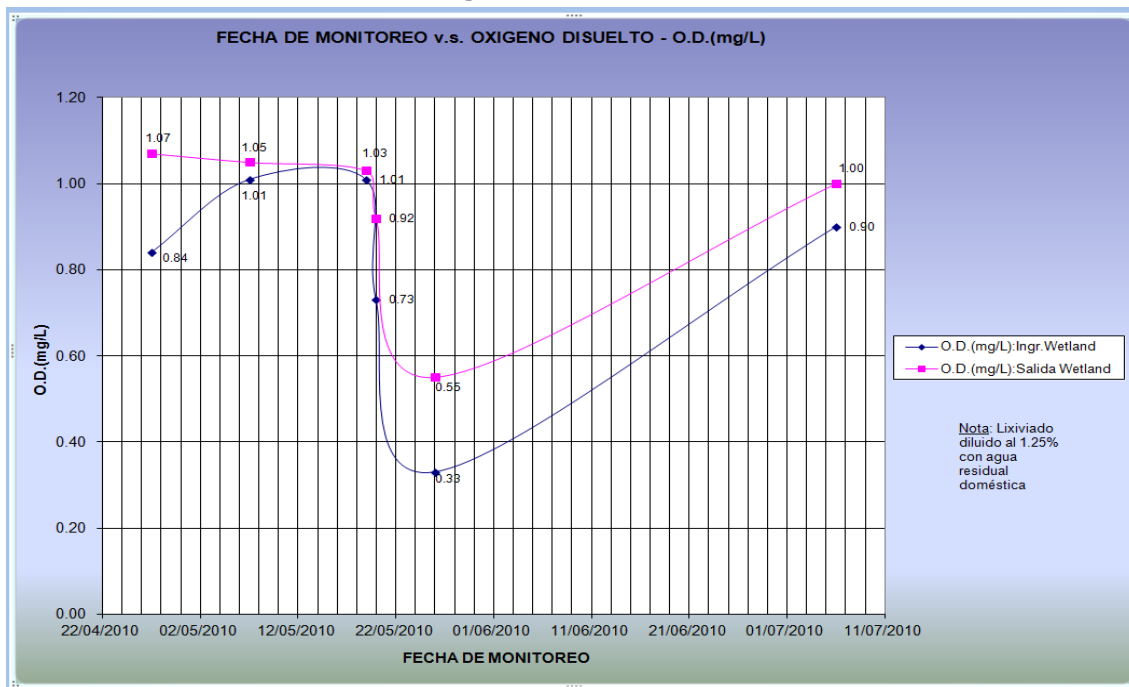
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 18 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de oxígeno disuelto (O.D.), medido en el ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%



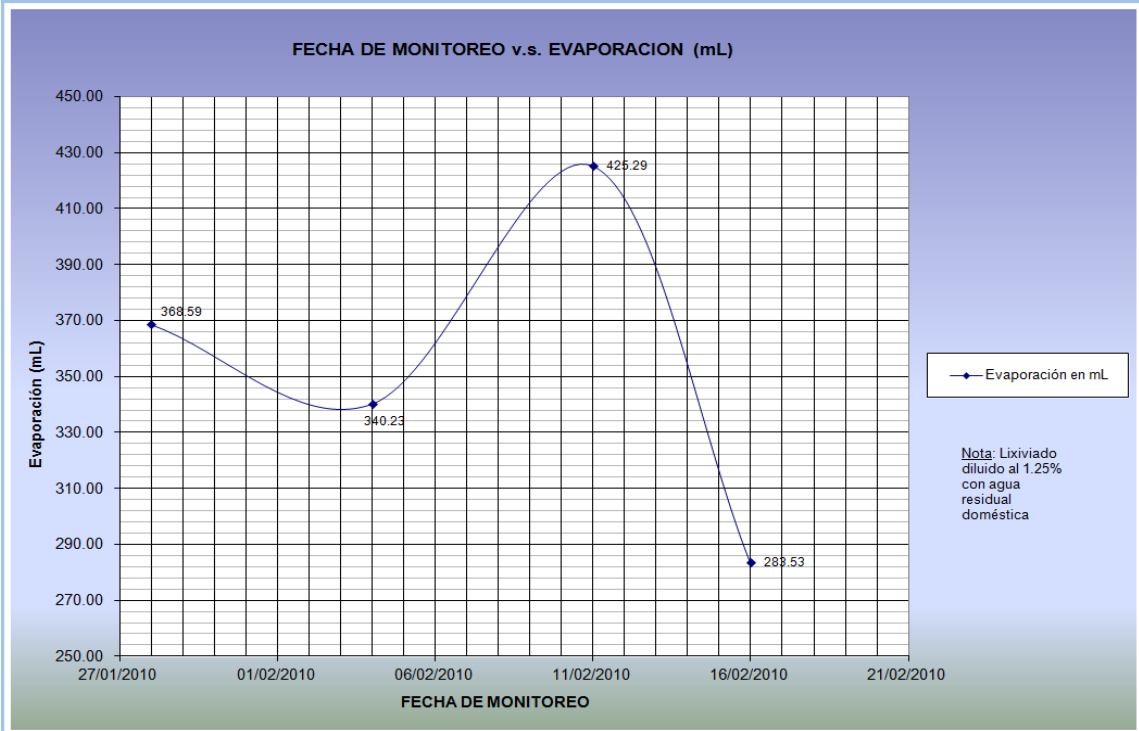
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 19 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de oxígeno disuelto (O.D.), medido en el ingreso y salida del humedal (wetland) artificial. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%



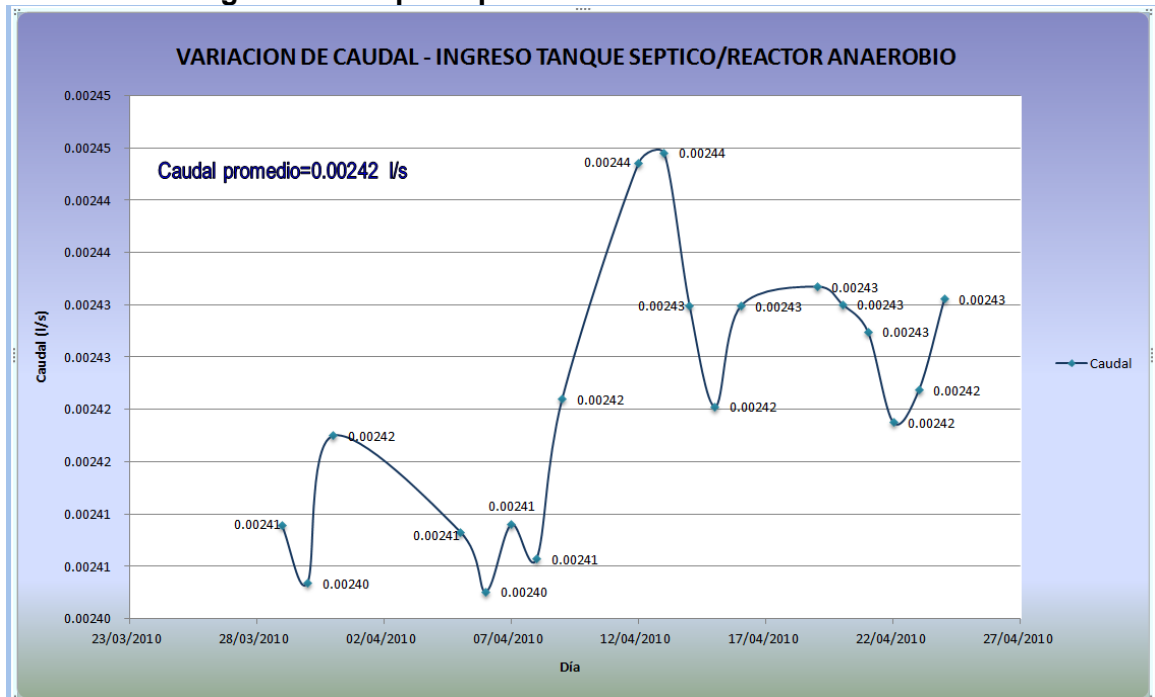
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 20 Curvas de los valores obtenidos de las variaciones de evaporación, medido en baldes de prueba, en periodos de una semana. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%



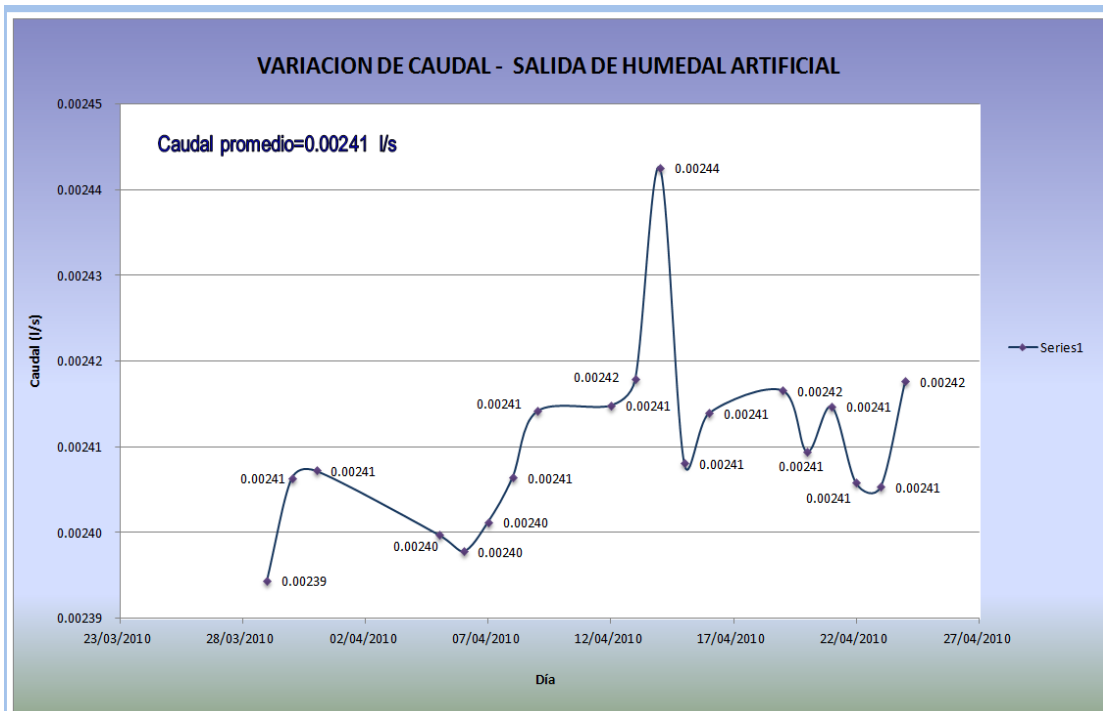
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 21 : Curva de los valores obtenidos de la variación del caudal, medido en el ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio



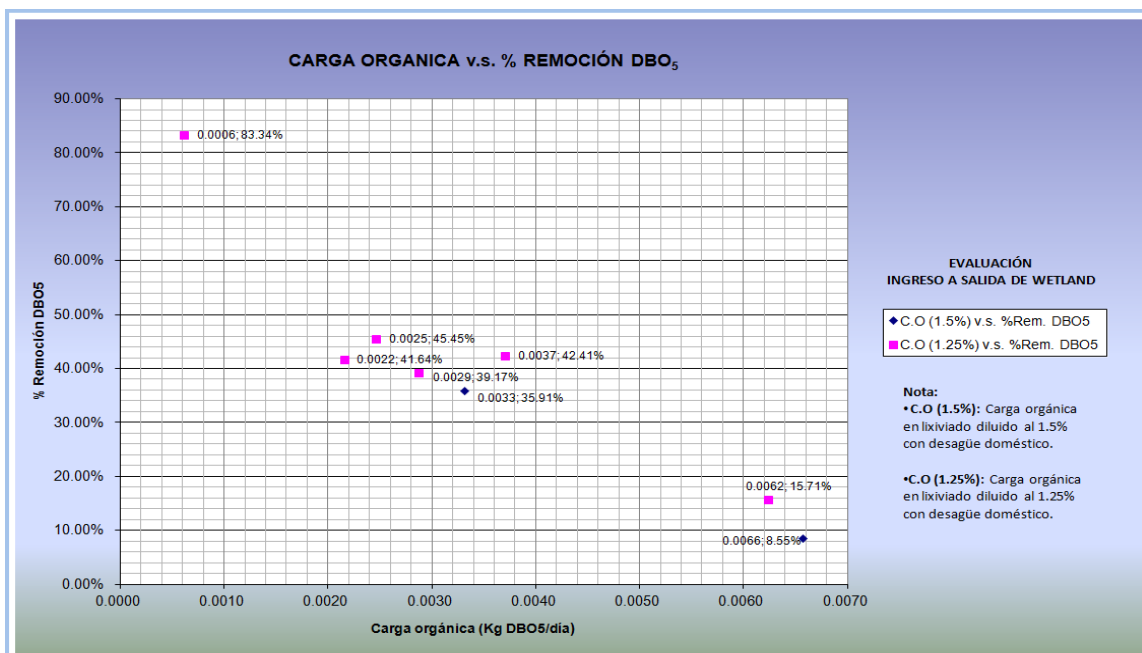
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 22 Curva de los valores obtenidos de la variación del caudal, medido en la salida del humedal artificial



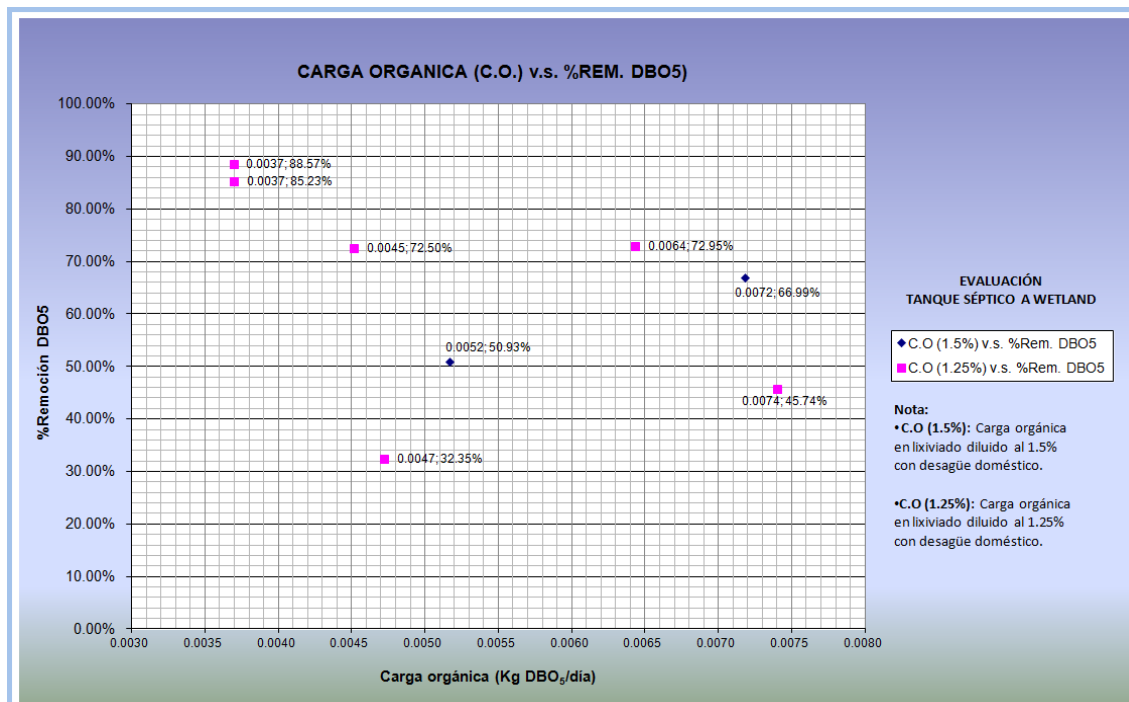
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 23 Puntos de los valores obtenidos de la variación de carga orgánica según porcentaje de remoción de DBO₅, evaluado entre el ingreso a tanque séptico/reactor anaerobio e ingreso a wetland, con las diluciones al 1.25 y 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica



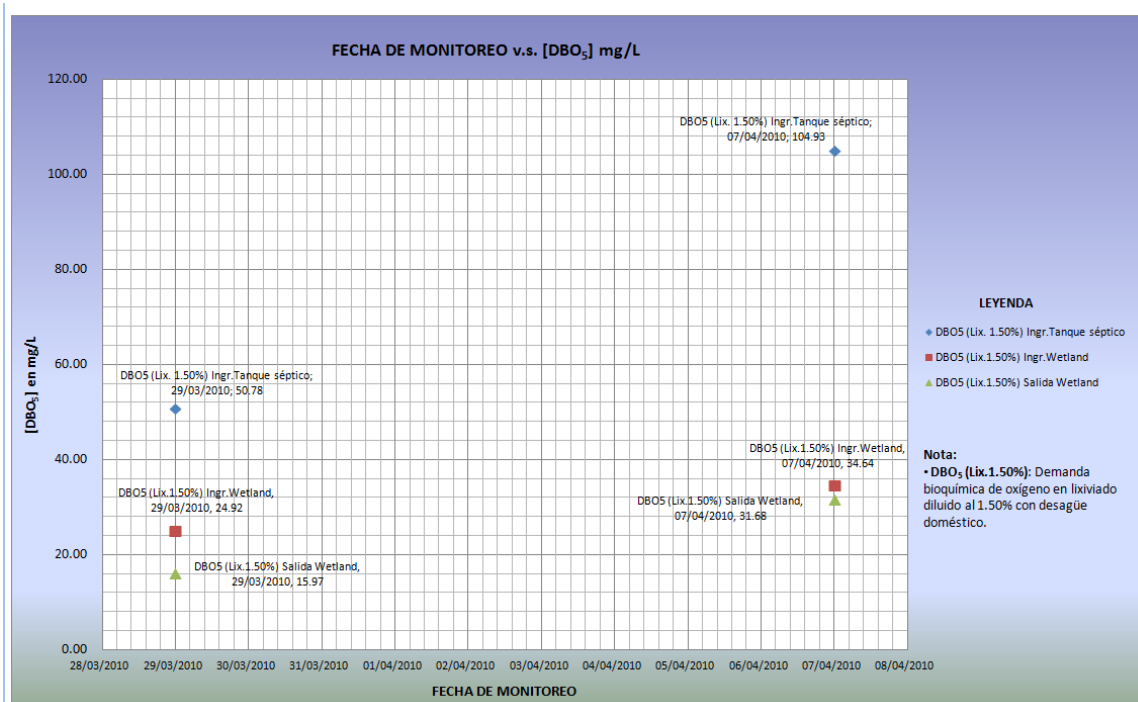
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 24 Puntos de los valores obtenidos de la variación de carga orgánica según porcentaje de remoción de DBO₅, evaluado entre el ingreso y salida del wetland, con las diluciones al 1.25 y 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica



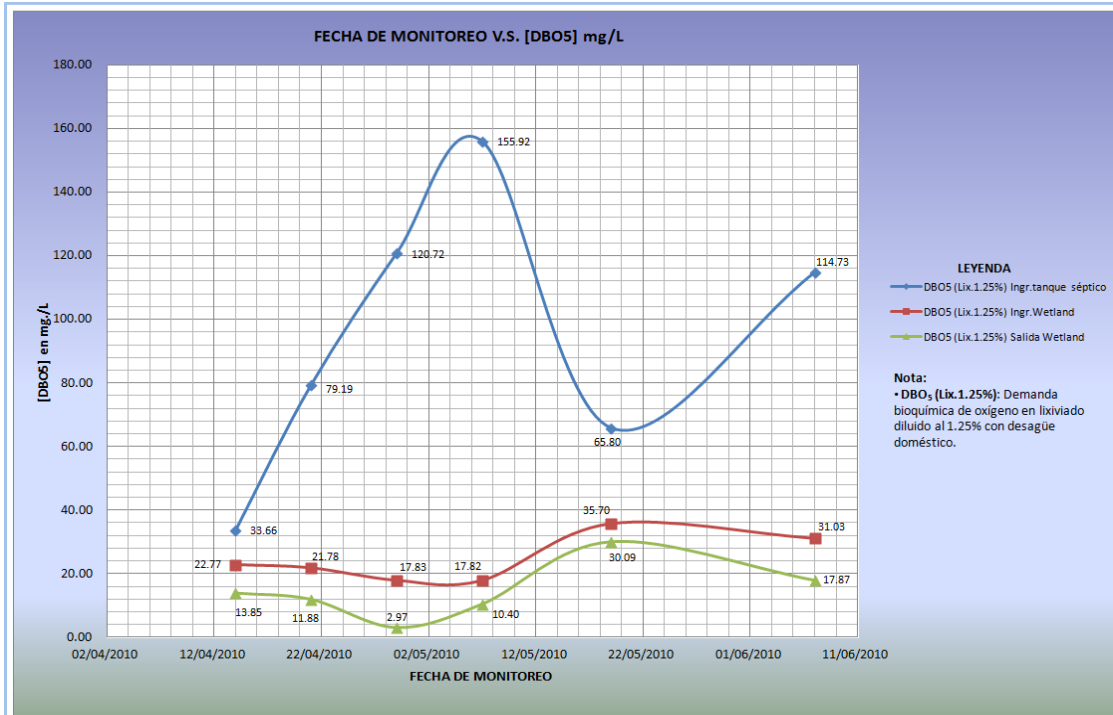
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 25 Puntos de los valores obtenidos de la variación de DBO₅, medido en el ingreso a tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso y salida del wetland, con la dilución al 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica



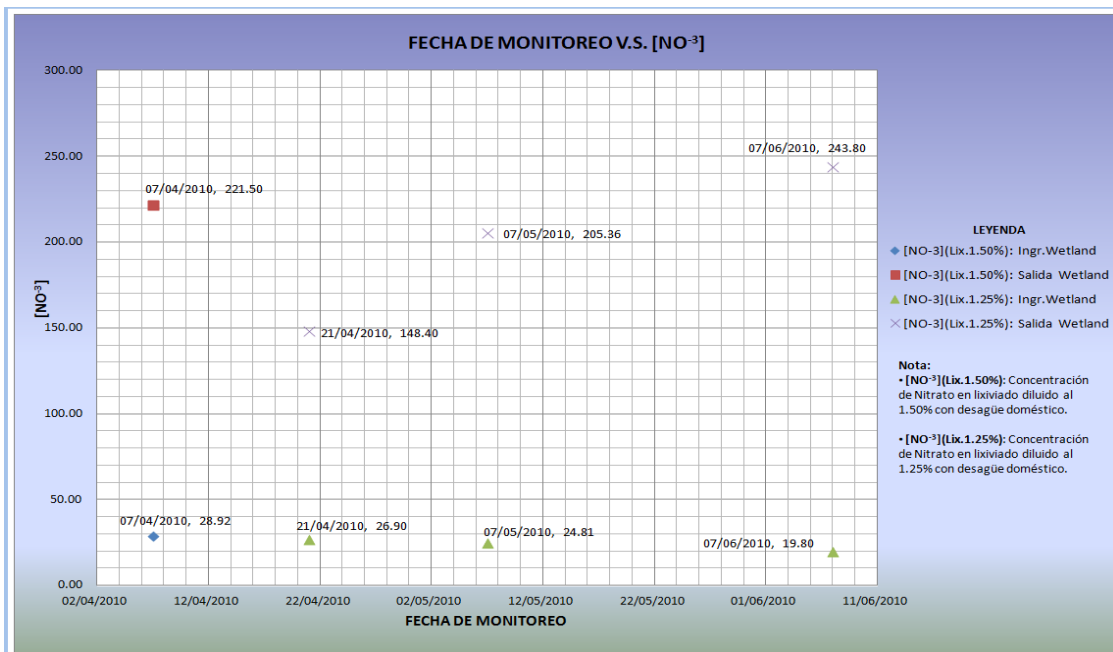
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 26 Curva con los valores obtenidos de la variación de DBO5, medido en el ingreso a tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso y salida del wetland, con la dilución al 1.25% de lixiviado en agua residual doméstica



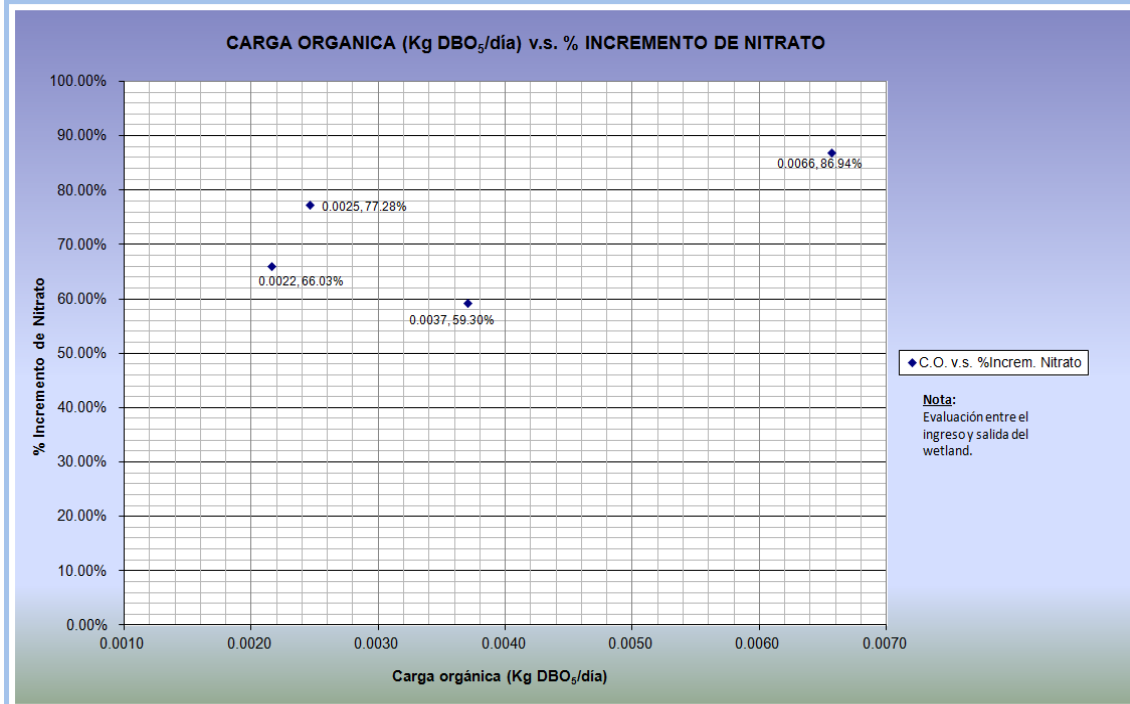
Elaboración propia
 Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 27 Puntos de los valores obtenidos de la variación de NO⁻³, medido en el ingreso y salida del wetland, con las diluciones al 1.25 y 1.50% de lixiviado en agua residual doméstica



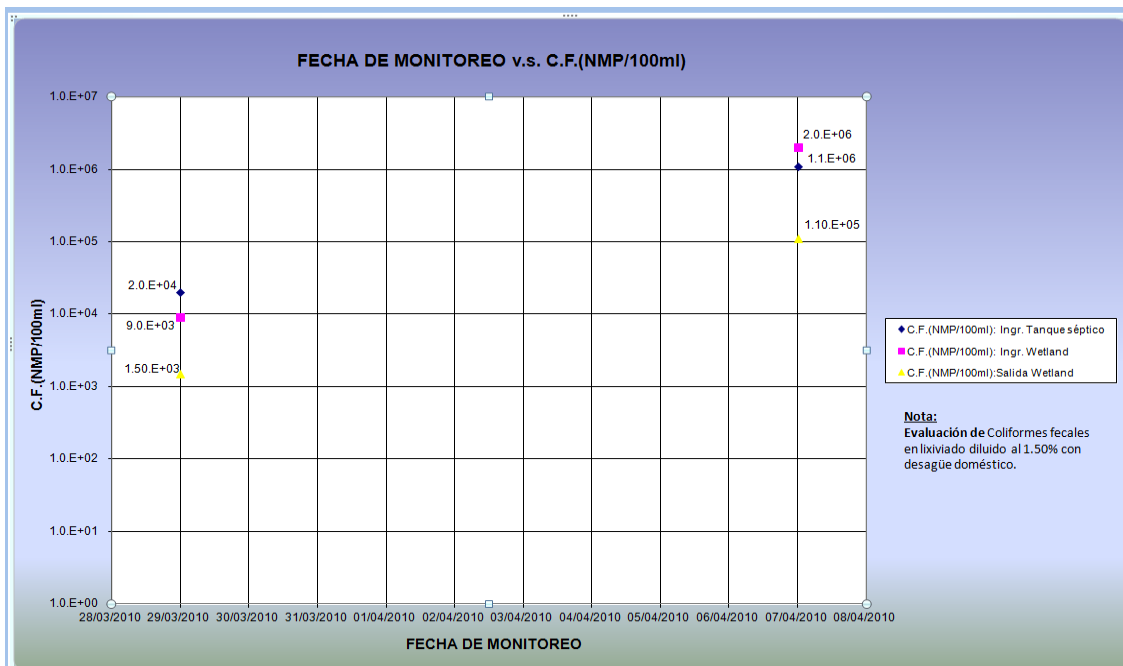
Elaboración propia
 Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 28 Puntos de los valores obtenidos de la variación de carga orgánica según porcentaje de incremento de Nitrato, evaluado entre el ingreso y salida del wetland. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%



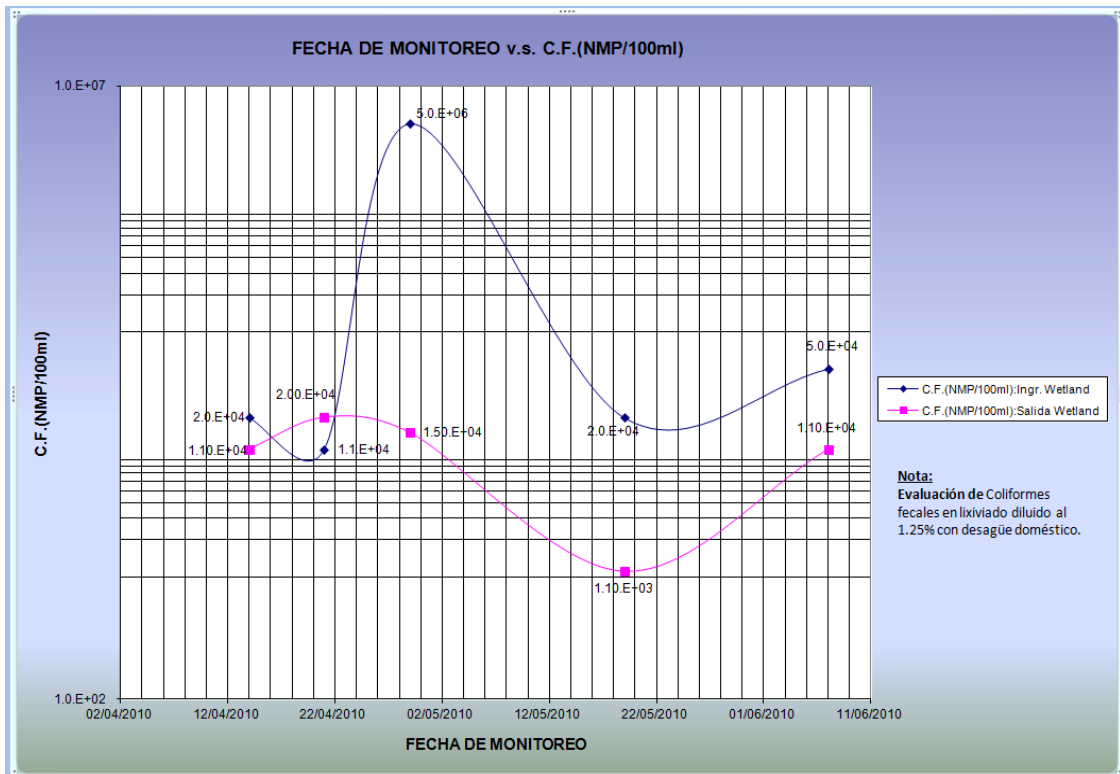
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 29 Puntos de los valores obtenidos del monitoreo de Coliformes Fecales, medido en el ingreso del tanque séptico/reactor anaerobio e ingreso y salida del wetland. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.50%



Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 30 Puntos de los valores obtenidos del monitoreo de Coliformes Fecales, medido en el ingreso y salida del wetland. Lixiviado diluido en agua residual doméstica al 1.25%



Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

11.3 Resultados de Tercera Etapa: Comparación de Producción de biogás del lodo generado en el tanque séptico – reactor anaerobio vs. reactor UASB CITRAR

11.3.1 Selección del lodo adecuado de reactor UASB - CITRAR

Actualmente no existe un método estandarizado para la selección del lodo apropiado.

No es recomendable elegir el lodo ubicado a 1m porque se ha evidenciado también la presencia de residuos inorgánicos (arenas) durante otros muestreos que por razones operativas no fueron retenidas en las unidades de pretratamiento. Tampoco es recomendable elegir el lodo ubicado en la superficie debido a que se encuentra muy diluido y por lo tanto disminuirá la eficiencia del mismo (Hussphol, 2000.)

Adicionalmente conforme a las investigaciones realizadas en Argentina por Guerra y co-investigadores (2000) el lodo presente en un reactor anaerobio de flujo ascendente (reactor UASB), presenta una mayor actividad metanogénica a una altura correspondiente al 40% de la altura del reactor (zona de reacción anaerobia). En el caso del reactor UASB del CITRAR la zona de reacción tiene una altura de 4m, por lo que la zona con mejor actividad metanogénica estaría ubicada al 40% de los 4m es decir a 1.60m; por lo tanto el punto más cercano a este punto se halla en la salida ubicada a 1.50m.

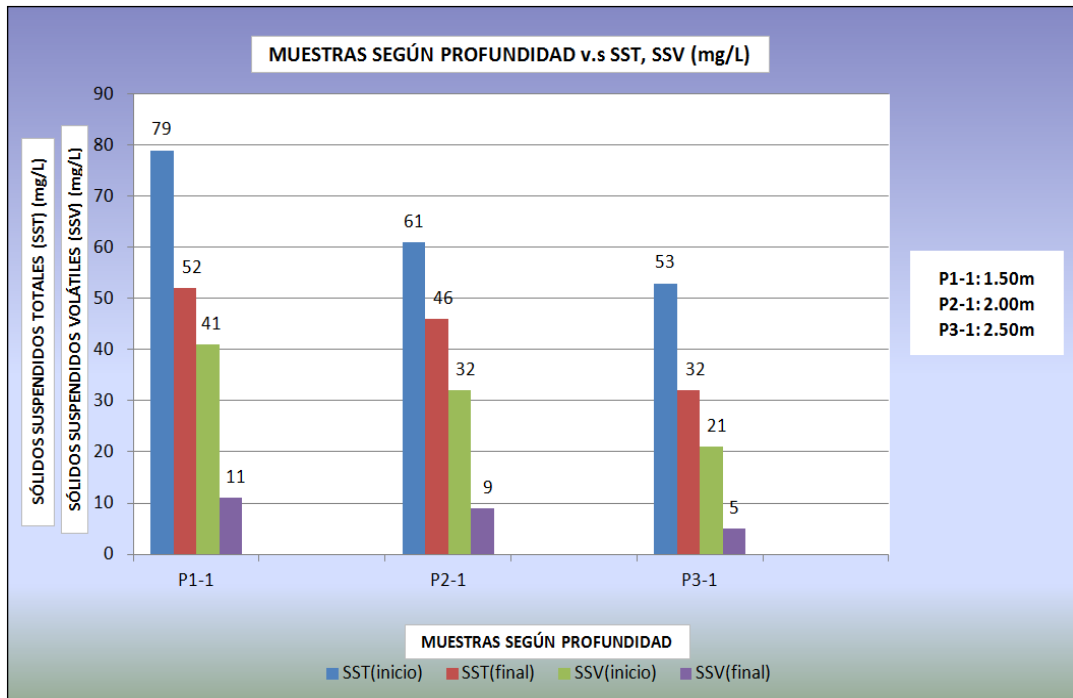
Tres muestras de lodos del rafa, tomados de profundidades 1.50, 2.00 y 2.50m respectivamente; se inocularon en reactores a nivel de laboratorio, de los cuales durante (2) semanas se midió la producción de volumen diario de gas. Se realizaron análisis de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) al inicio y final de las (2) semanas. Esto se repitió (3) veces y en los tres ensayos realizados se observaron mayores cantidades de SST y SSV (en mg/L) en las muestras analizadas a 1.50m, siendo estas las siguientes:

Cuadro N° 7 Medición de sólidos suspendidos totales (sst) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (en mg/L)

ENSAYO N°1: SEMANA 1 y 2						
Descripción (toma de lodo)	N° Frasco	Código	SST (mg/L)		SSV (mg/L)	
			Inicio	Final	Inicio	Final
Profundidad N°1 (h=1.50m)	1	P1-1	79	52	41	11
Profundidad N°2 (h=2.00m)	3	P2-1	61	46	32	9
Profundidad N°3 (h=2.50m)	5	P3-1	53	32	21	5

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 31 Gráfico: SST, SSV (en mg/L) – Ensayo N°1



Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

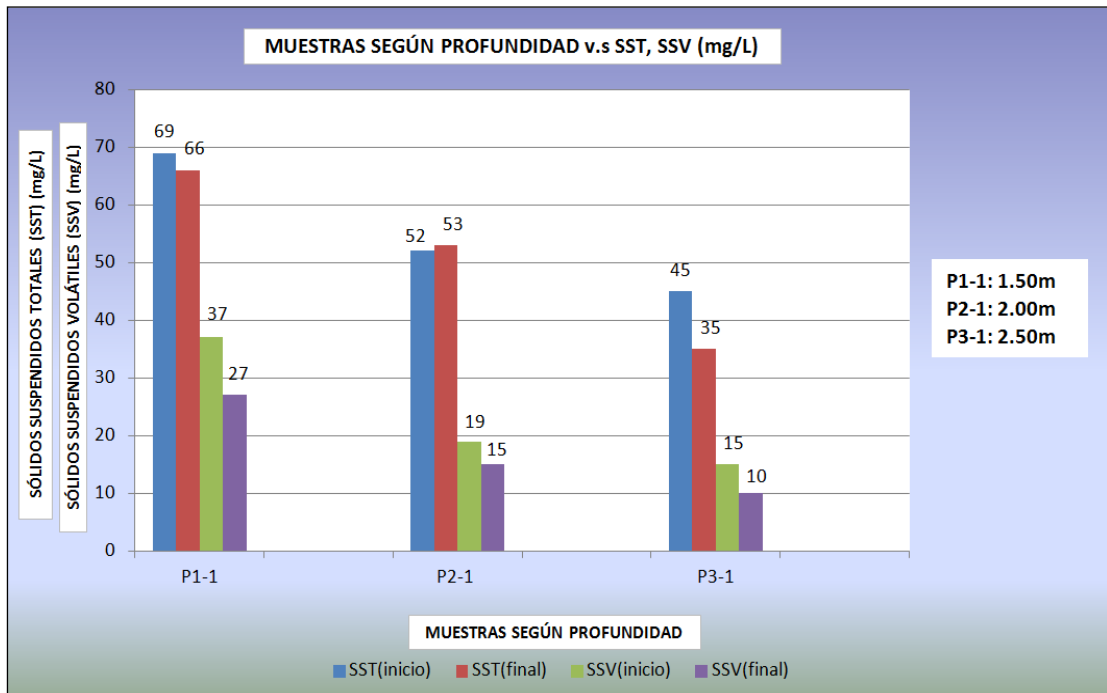
Los SST y SSV, presentan mayores valores en los análisis realizados de la muestra tomada a 1.50m de profundidad del reactor UASB del CITRAR.

Cuadro N° 8 Medición de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (en mg/L)

ENSAYO N°2: SEMANA 3 y 4						
Descripción (toma de lodo)	N° Frasco	Código	SST (mg/L)		SSV (mg/L)	
			Inicio	Final	Inicio	Final
Profundidad N°1 (h=1.50m)	1	P1-1	69	66	37	27
Profundidad N°2 (h=2.00m)	3	P2-1	52	53	19	15
Profundidad N°3 (h=2.50m)	5	P3-1	45	35	15	10

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 32 Gráfico: SST, SSV (en mg/L) – Ensayo N°2



Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

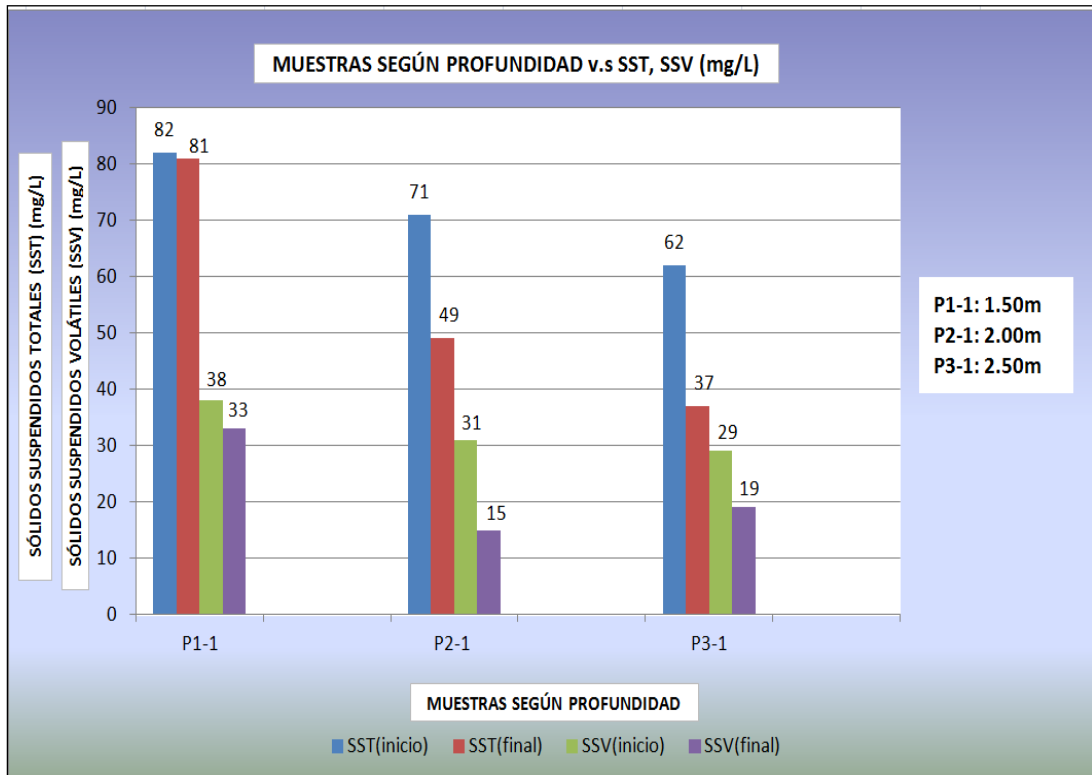
Los SST y SSV, presentan mayores valores en los análisis realizados de la muestra tomada a 1.50m de profundidad del reactor UASB del CITRAR.

Cuadro N° 9 Medición de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (en mg/L)

ENSAYO N°3: SEMANA 5 y 6						
Descripción (toma de lodo)	N° Frasco	Código	SST (mg/L)		SSV (mg/L)	
			Inicio	Final	Inicio	Final
Profundidad N°1 (h=1.50m)	1	P1-1	82	81	38	33
Profundidad N°2 (h=2.00m)	3	P2-1	71	49	31	15
Profundidad N°3 (h=2.50m)	5	P3-1	62	37	29	19

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 33 Gráfico: SST, SSV (en mg/L) – Ensayo N°3



Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Los SST y SSV, presentan mayores valores en los análisis realizados de la muestra tomada a 1.50m de profundidad del reactor UASB del CITRAR.

Se ha seleccionado a la muestra tomada a 1.50m de profundidad del reactor UASB -CITRAR, para realizar el comparativo de producción de gas con una muestra elegida de (3) similares tomadas del reactor anaerobio empleado para ésta tesis.

Antes de mostrar los datos de medición de gas, es preciso indicar que los volúmenes mostrados son los equivalentes al medido de Azul de Bromotimol desplazado de las botellas empleadas en los experimentos. Se midieron los volúmenes de gas en todas las muestras tomadas

Cuadro N° 10 Muestras – Códigos de rotulado

Descripción	N° Frasco	Código
Profundidad N°1 (h=1.50m)	1	P1-1
	2	P1-2
Profundidad N°2 (h=2.00m)	3	P2-1
	4	P2-2
Profundidad N°3 (h=2.50m)	5	P3-1
	6	P3-2
Muestra N°1	7	M1-1
	8	M1-2
Muestra N°2	9	M2-1
	10	M2-2
Muestra N°3	11	M3-1
	12	M3-2

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Cuadro N° 11 Resultados ensayo N°1: Medición de volumen de gas

RAFA: REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (CITRAR)													
RAPP: REACTOR ANAEROBIO PLANTA PILOTO (TRATAMIENTO DE LIXIVIADO)													
ENSAYO N° 1 (02 SEMANAS)													
MUESTRAS	MEDICION GAS - RAFA						MEDICION GAS - RAPP						T(Cº)
	DIAS	H=1.5 m		H=2.00m		H=2.50m		M1		M2		M3	
	P1-1	P1-2	P2-1	P2-2	P3-1	P3-2	M1-1	M1-2	M2-1	M2-2	M3-1	M3-2	
1	39	33	34	37	28	31	22	27	18	22	33	13.5	30
2	22	19	20	22	19	22	11	12	11	10	10	12	29
3	17	16	17	15	22	28	10	18	16	15	12	13	28
4	26	23	26	27	19	0	13	16	18	19	20	23	30
5	37	21	20	17	32	23	15	15	25	0	0	0	29
6	22	23	27	18	21	23	4	17	16	0	15	24	30
7	21	32	19	19	18	16	7	19	15	28	10	19	29
8	40	33	22	22	15	28	9	18	14	17	15	17	30
9	31	22	19	23	30	32	8	10	12	14	17	15	28.5
10	14	19	24	17	29	31	11	8	11	17	14	12	29
11	40	18	24	16	18	20	23	5	9	0	16	0	30
12	23	26	23	18	37	36	8	5	7	21	17	24	30
13	20	21	16	20	21	23	10	7	8	10	10	13	30

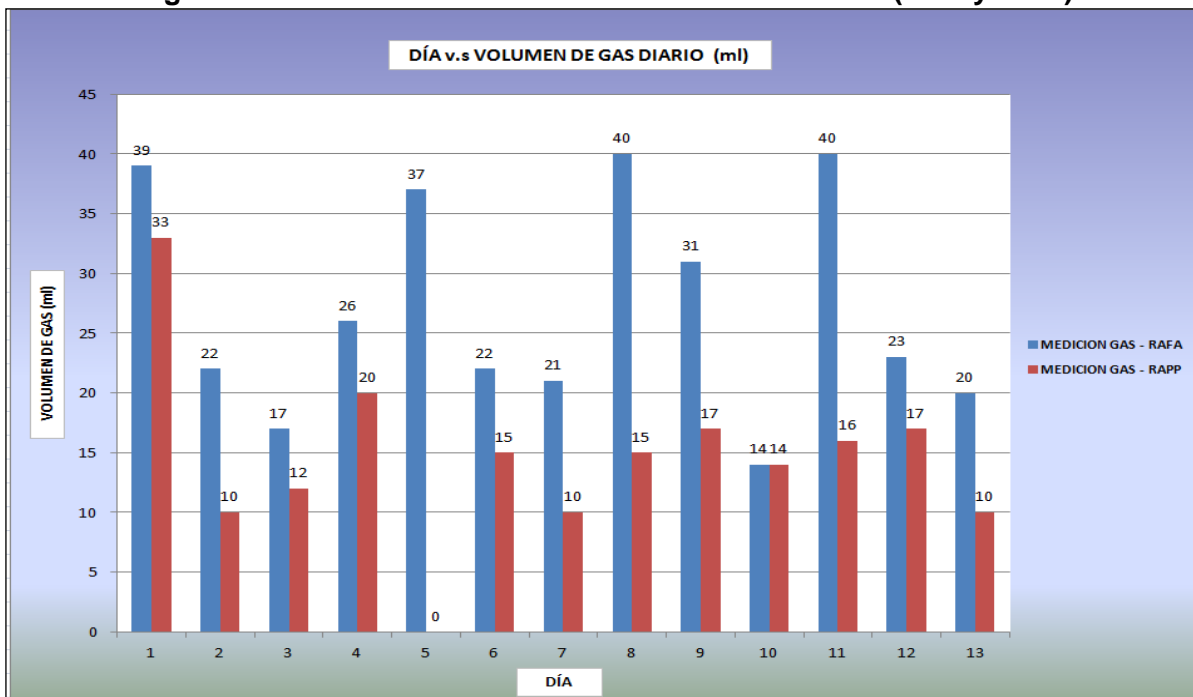
Como se ha descrito anteriormente, la muestra seleccionada del reactor UASB -UNITRAR es la de 1.50m de profundidad; siendo en éste caso la P1-1, para el caso de las muestras de lodos del reactor de la planta de tratamiento piloto de la tesis fue la M3-1:

Cuadro N° 12 Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°1)

DIAS	VOL. MEDIDO GAS - RAFA	VOL. MEDIDO GAS - RAPP	T(C°)
	H=1.5 m	M3	
	P1-1	M3-1	
1	39	33	30
2	22	10	29
3	17	12	28
4	26	20	30
5	37	0	29
6	22	15	30
7	21	10	29
8	40	15	30
9	31	17	28.5
10	14	14	29
11	40	16	30
12	23	17	30
13	20	10	30

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 34: Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°1)



Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Cuadro N° 13 Resultados ensayo N°2: Medición de volumen de gas

RAFA: REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (CITRAR)														
RAPP: REACTOR ANAEROBIO PLANTA PILOTO (TRATAMIENTO DE LIXIVIADO)														
ENSAYO N°2 (02 SEMANAS)														
MUESTRAS	MEDICION GAS - RAFA						MEDICION GAS - RAPP						T(C°)	
	DIAS	H=1.5 m		H=2.00m		H=2.50m		M1		M2		M3		
		P1-1	P1-2	P2-1	P2-2	P3-1	P3-2	M1-1	M1-2	M2-1	M2-2	M3-1		M3-2
1	30	25	10	15	39	37	22	33	33	25	25	10	30	
2	33	15	17	16	37	35	29	24	22	17	5	19	30	
3	28	20	16	15	31	28	33	29	21	19	8	12	30	
4	31	22	18	19	32	23	30	32	15	0	8	13	29	
5	25	29	29	28	24	17	14	10	12	24	12	13	28	
6	29	18	23	19	19	21	19	0	18	10	0	0	30	
7	38	22	21	18	32	31	5	23	22	4	18	17	30	
8	43	19	17	10	13	21	7	10	19	8	21	12	30	
9	41	23	15	19	26	27	9	14	16	11	11	8	30	
10	33	26	18	13	25	28	17	20	15	10	13	12	30	
11	42	33	19	20	22	21	13	18	14	14	10	8	30	
12	15	18	24	18	14	18	5	10	13	0	10	10	30	
13	22	24	18	16	27	23	5	12	10	18	0	8	30	
14	28	21	16	15	23	21	5	15	10	12	11	12	30	

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

La muestra seleccionada del reactor UASB - CITRAR es la de 1.50m de profundidad; siendo en éste caso la P1-1, para el caso de las muestras de lodos del reactor de la planta de tratamiento piloto de la tesis fue la M2-1:

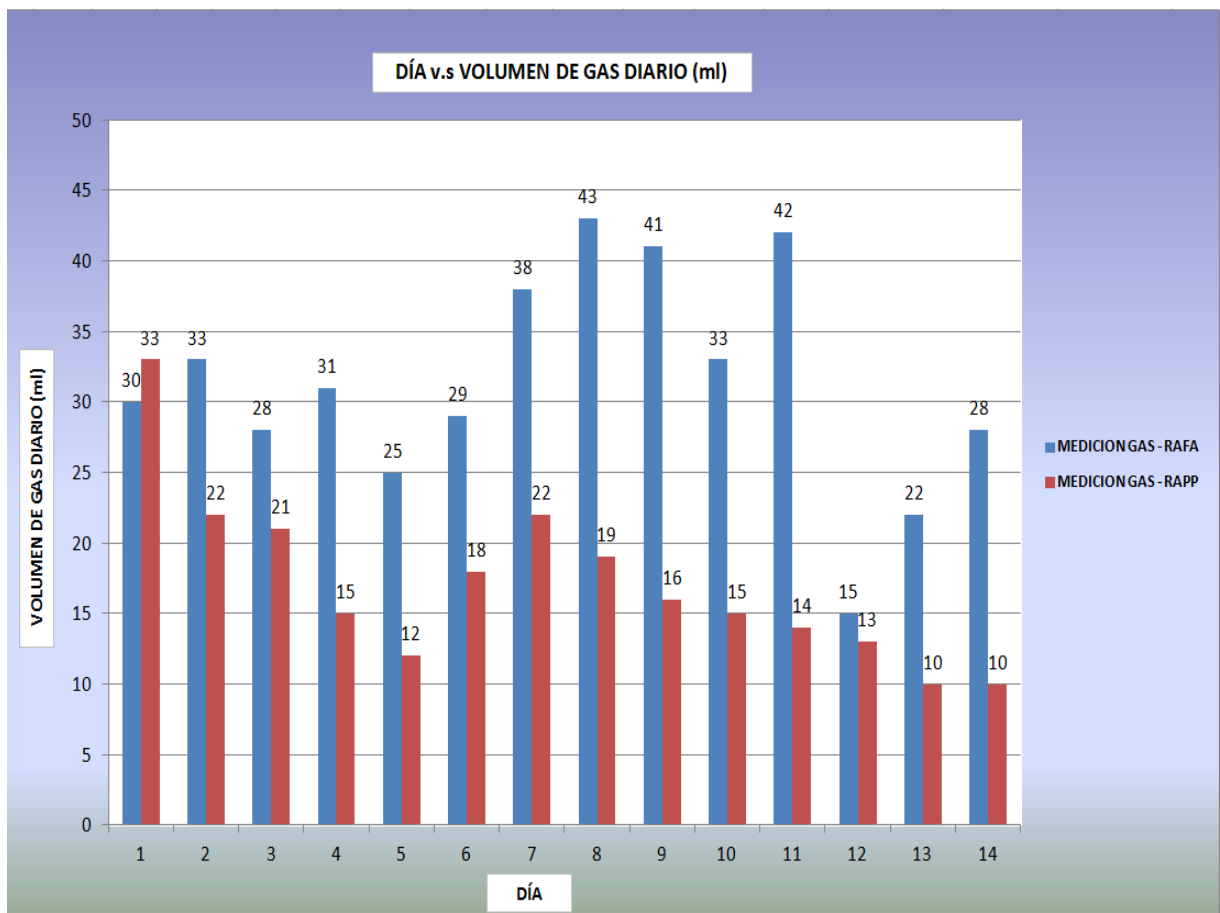
Cuadro N° 14 Vol. Gas reactor UASB vs. Vol. Gas RAPP

DIAS	VOL. MEDIDO GAS - UASB	VOL. MEDIDO GAS - RAPP	T(C°)
	H=1.5 m	M2-1	
	P1-1	M2-1	
1	30	33	30
2	33	22	30
3	28	21	30
4	31	15	29
5	25	12	28

6	29	18	30
7	38	22	30
8	43	19	30
9	41	16	30
10	33	15	30
11	42	14	30
12	15	13	30
13	22	10	30
14	28	10	30

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 35: Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°2)



Fuente: CITRAR 2013

Cuadro N° 15 Resultados ensayo N° 3: Medición de volumen de gas

RAFA: REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (CITRAR)													
RAPP: REACTOR ANAEROBIO PLANTA PILOTO (TRATAMIENTO DE LIXIVIADO)													
ENSAYO N°3 (02 SEMANAS)													
MUESTRAS DIAS	MEDICION GAS - RAFA						MEDICION GAS - RAPP						T(C°)
	H=1.5 m		H=2.00m		H=2.50m		M1		M2		M3		
	P1-1	P1-2	P2-1	P2-2	P3-1	P3-2	M1-1	M1-2	M2-1	M2-2	M3-1	M3-2	
1	39	48	10	22	22	19	21	7	18	12	21	14	29
2	48	50	10	27	24	1	26	12	21	16	27	16	30
3	45	46	5	15	27	21	28	19	26	18	20	18	30
4	28	22	10	18	22	10	12	12	20	23	16	18	29
5	15	15	13	16	16	12	11	11	24	18	25	15	29
6	21	18	17	15	10	17	17	10	19	12	20	17	29
7	19	15	11	13	16	31	10	10	6	7	14	9	28
8	12	15	10	8	17	18	0	5	8	10	8	10	30
9	17	12	10	12	15	12	0	2	11	12	0	0	29
10	25	10	11	15	16	13	10	12	10	8	5	10	30
11	15	12	12	10	15	14	10	5	12	5	10	5	30
12	16	10	12	10	14	16	5	5	5	10	0	0	30
13	17	11	14	13	21	14	11	10	5	5	6	5	30
14	27	25	17	19	16	10	10	5	10	8	5	5	29
15	26	22	10	12	10	14	12	11	8	7	0	0	29

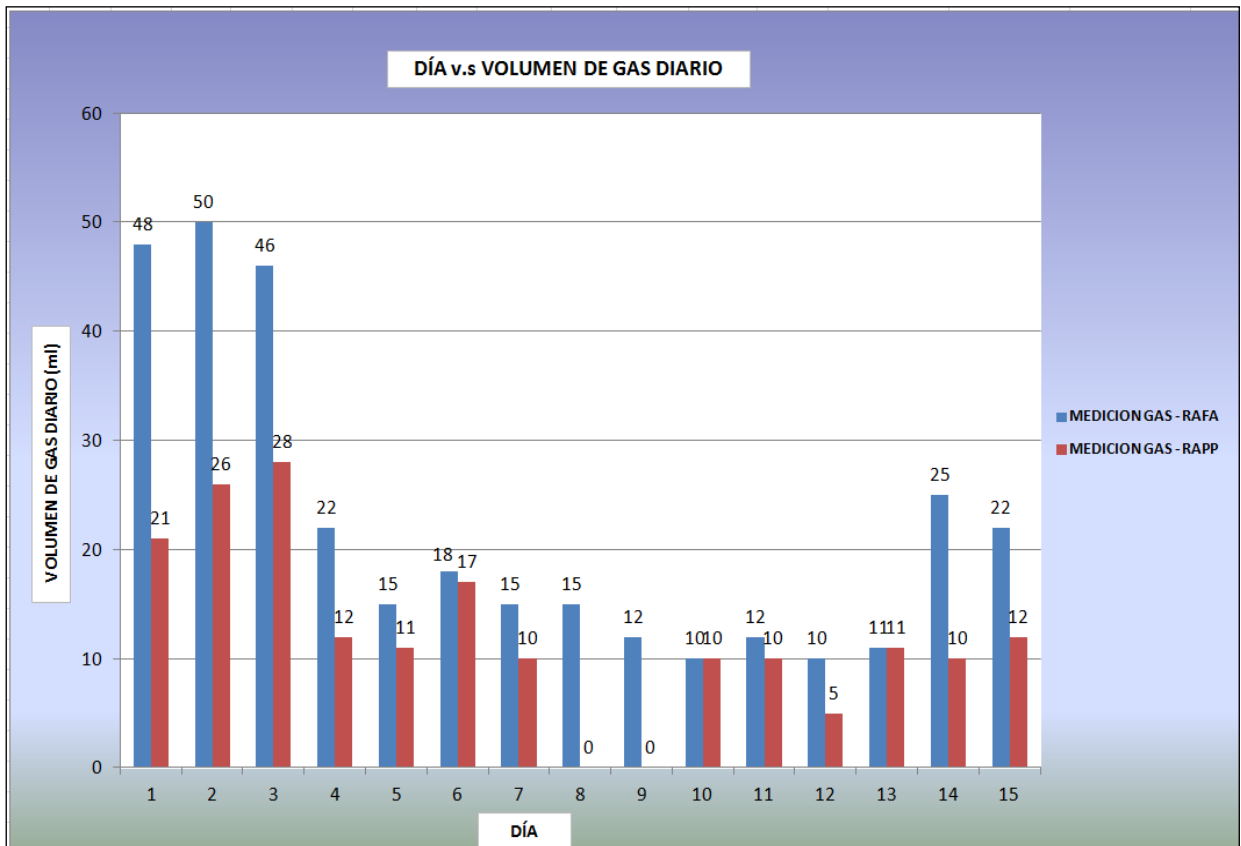
Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Cuadro N° 16 Vol. Gas reactor UASB vs. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°3)

DIAS	VOL. MEDIDO GAS - RAFA	VOL. MEDIDO GAS - RAPP	T(C°)
	H=1.5 m	M1	
	P1-2	M1-1	
1	48	21	29
2	50	26	30
3	46	28	30
4	22	12	29
5	15	11	29
6	18	17	29
7	15	10	28
8	15	0	30
9	12	0	29
10	10	10	30
11	12	10	30
12	10	5	30
13	11	11	30
14	25	10	29
15	22	12	29

Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

Fig. N° 36: Vol. Gas reactor UASB v.s. Vol. Gas RAPP (Ensayo N°3)



Elaboración propia
Fuente: CITRAR 2013

11.4 Discusión de los resultados

11.4.1 Primera Etapa: Evaluación de la Resistencia del Jacinto de Agua (*Eichornia Crassipes*) al lixiviado de relleno sanitario municipal

En esta etapa de la tesis, se determinó la concentración con la que se diluiría el lixiviado con agua residual doméstica, siendo ésta de 1.50%.

La determinación se considera un procedimiento cualitativo - cuantitativo, debido a que se observó el desarrollo de las plantas a diversas concentraciones de dilución de lixiviado, monitoreando la resistencia de estas hasta determinar una concentración que se consideró adecuada (1.50%), la misma que posteriormente se cambió a una menor.

11.5 Segunda Etapa: Tratamiento de lixiviado diluido en agua residual doméstica empleando una planta de tratamiento piloto con unidades de tratamiento primario, secundario y terciario (humedal artificial de flujo superficial con Jacinto de agua)

Durante los procedimientos previos a la evaluación de la planta de tratamiento piloto, se usó la concentración de 1.50%, la misma que luego se cambió a 1.25%. El tiempo de operación de la planta de tratamiento piloto con la concentración de 1.50% fue de 25 días.

El cambio de concentración se realizó debido a que durante los primeros 15 días de los 25, se observó un marchitamiento rápido del Jacinto de agua, pérdida de pigmentación y crecimiento rápido (llegando hasta 60cm de largo).

Con la concentración de 1.25%, no se tuvo los problemas acontecidos con la de 1.50% y fue la concentración final con la que se realizó la evaluación de la planta de tratamiento piloto.

Foto N° 34 Jacinto de agua - lixiviado diluido 1.50% Foto N° 35 Jacinto de agua - lixiviado diluido 1.25%



Fuente: CITRAR 2013

- El caudal promedio de operación de la planta de tratamiento piloto fue de 0.0024L/s, monitoreado tres veces al día, con cinco mediciones en cada uno de ellos. Según las mediciones realizadas, el rango de valores de caudal estuvo entre 0.00234 y 0.00255 L/s. Cuando se incrementaba el caudal, es decir que sobrepasaba el rango antes descrito, teníamos problemas con el lodo del reactor anaerobio, debido a que esto ocasionaba un empuje mayor al lodo y éste salía con el efluente obstruyendo la tubería que le interconectaba con el filtro biológico. En cambio en los casos donde el caudal era menor al rango, se producía un mayor periodo de retención hidráulica, provocando problemas en el humedal debido a que descendían los niveles de oxígeno disuelto, ocasionando la muerte de los peces Guppies, que controlaban la proliferación de larvas de zancudos. En tal sentido el caudal adecuado para la operación de la planta de tratamiento piloto fue 0.0024 L/s en promedio.
- La turbiedad es uno de los parámetros que más se monitoreó durante el desarrollo de la tesis. Se observó remoción de turbiedad en cada unidad de tratamiento, siendo el tanque de almacenamiento una unidad de importancia porque al tener un periodo de retención hidráulica de 5.3 días esto permitía el asentamiento de sólidos en su base y un efluente con turbiedades de hasta 7.49 UNT.

Foto N° 36 Variaciones de turbiedad: (1) Ingreso tanque séptico; (2) Ingreso filtro biológico; (3) Ingreso wetland; (4) Salida wetland



Fuente: CITRAR 2013

- La medición del pH se realizó de manera simultánea con la correspondiente a turbiedad. El comportamiento de las curvas obtenidas de los valores medidos en el ingreso a tanque séptico/reactor anaerobio (1), filtro biológico (2), ingreso a wetland (3) y salida de wetland (4), nos presentan valores en el rango de 7. La variación no fue muy significativa.
- Los gráficos correspondientes a medición de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), representan un comportamiento de acorde a la variación del clima durante la estación de verano – otoño, que fue cuando se realizó la investigación, siendo la temperatura mayor en el sistema de tratamiento de 28.80°C y la menor de 18.10°C .
- Las curvas de resultados del monitoreo de sólidos sedimentables nos muestran una remoción de hasta 90% en el tanque séptico/reactor anaerobio cuando los valores de ingreso a dicha unidad eran superiores a 150ml; cuando los valores eran menor a 60ml, hasta 67%. Lo que evidencia una remoción esperada en esa unidad. así también la remoción de sólidos sedimentables en el humedal fue de hasta 59.52%.
- Los niveles de Oxígeno Disuelto (mg/L) medidos en el ingreso y salida del humedal, con lixiviado al 1.25% originó curvas donde se muestra el incremento de O.D. del ingreso a la salida de la unidad, incrementando como máximo de 0.84 a 1.07mg/L y como mínimo de 0.33 a 0.55mg/L, esto debido a la presencia del Jacinto de agua, cuyas raíces mediante un proceso natural oxigenaban al agua residual produciendo un ambiente favorable para la vida de los Guppies, quienes ayudaban al control de larvas de zancudos.
Cuando se operó la planta de tratamiento piloto con la concentración de 1.50%, se obtuvieron niveles de O.D. de hasta 2.59mg/L a la salida del humedal, siendo el ingreso de 1.91mg/L. Durante este periodo se observó la pérdida de pigmentación del Jacinto de agua, crecimiento acelerado.

Foto N° 37 Medición de O.D. ingreso wetland



Fuente: CITRAR 2013

Foto N° 38 Medición de O.D. salida wetland



Fuente: CITRAR 2013

- Le evaporación se midió usando un recipiente de 5 L de 0.19m de diámetro interno; en periodos de 1 semana, con temperaturas entre 25°C y 26.11°C, medidos en horas similares al inicio y final de la evaluación. La curva obtenida con los resultados, nos muestra una variación de la evaporación, teniendo un máximo de 425.29ml y 283.53ml; esto debido a que en las semanas donde se evaluó la temperatura fue más intensa en unas y menos en otras.
- Se realizaron aforos al ingreso del tanque séptico/reactor anaerobio y salida del humedal, con la finalidad de establecer un rango de caudal que permita una operación continua donde se establezcan condiciones favorables para el funcionamiento de la planta de tratamiento piloto. Las curvas obtenidas con los valores medidos en ambos puntos de monitoreo nos dieron como caudal promedio 0.00242L/s.
- Con los resultados de monitoreo de DBO_5 , se determinó la carga orgánica presente. Las mediciones se realizaron al ingreso del tanque séptico/reactor anaerobio e ingreso al humedal. Los valores obtenidos

nos dieron como resultado un gráfico donde se podría indicar que a mayor carga orgánica se tendría menor remoción de la DBO₅. Siendo mayor la remoción (88.57%), para una carga orgánica de 0.0037 KgDBO₅/día.

De manera similar se construyó un gráfico para el tramo comprendido entre el ingreso y salida del humedal, observando una menor remoción de DBO₅ al incrementarse la carga orgánica. En este caso la mayor remoción (83.34%) se obtuvo para una carga orgánica de 0.0006 KgDBO₅/día.

- Antes de indicar los resultados de DBO₅ medidos al ingreso del tanque séptico/reactor anaerobio, ingreso y salida del wetland, es preciso mencionar que el lixiviado usado para la investigación presentaba una DBO₅ de 3266.99mg/L y el desagüe usado para la dilución 220mg/L, de los cuales se obtenía una dilución de 1.25% de lixiviado en agua residual doméstica, con una DBO₅ de 258.09mg/L, con la que se alimentaba a la planta de tratamiento piloto.

Descripción	Lixiviado	Desagüe	Dilución
DBO (mg/L)	3,266.99	220	258.09
Volumen (L)	13.75	1,086.25	-
Concentración (%)	-	-	1.25

El tanque de almacenamiento, con periodo de retención de 5.30 días jugó un papel importante en la remoción de la DBO, pues siendo que la dilución presentaba una cifra aproximada a 258.09mg/L, los resultados de monitoreo al ingreso al tanque séptico/reactor anaerobio nos presentaban valores entre 33.66 y 155.92 mg/L. Con éstos; el sistema de tratamiento recibía una DBO baja lo que permitía tener valores muy bajos al ingreso y salida del wetland, llegando hasta 2.97mg/L en la salida.

- Los resultados obtenidos del monitoreo; mostrados en el gráfico correspondiente, nos muestran incrementos del NO⁻³ a la salida del humedal con respecto al ingreso de éste, siendo hasta un 1,131.31%.

- Con los resultados de carga orgánica y los porcentajes de incremento de nitrato, se estableció una relación gráfica, observado que a mayor carga orgánica, mayores son los incrementos de formación de Nitratos. Se ha considerado que esto, se producía debido a que en el humedal el "N" ingresaba de un medio anaerobio a aerobio, produciéndose la oxidación y formación de nitratos.
- Con los valores obtenidos del monitoreo de Coliformes Fecales (NMP/100ml), se obtuvo una curva que nos muestra la remoción, siendo ésta de hasta 2 Log., siendo el porcentaje de remoción de hasta 99.70%.

11.5.1 Tercera Etapa: Comparación de Producción de biogás del lodo generado en el tanque séptico – reactor anaerobio vs. reactor UASB CITRAR

En ésta tercera etapa, se realizó una comparación de la producción de gas de muestras del lodo del reactor anaerobio empleado en la tesis y las muestras seleccionadas del reactor UASB (tomadas a 1.50m de profundidad). De los resultados obtenidos se observó que el lodo del reactor UASB del CITRAR fue más eficiente, produciendo hasta 2 veces el valor de lo producido por el lodo del reactor de la tesis; por lo que se podría plantear que un reactor UASB podría sustituir al reactor anaerobio en una posterior investigación.

11.6 Modelo planteado con base en los resultados de la tesis

Debemos tener en cuenta que el agua es el disolvente universal, el desagüe no es otra cosa que agua con materia orgánica disuelta, luego de pasar por la rejillas y el desarenador propiamente dichos, este líquido contaminado no ha tenido la suficiente cantidad de agua para disolverse como en los ríos, donde se descargan aguas sucias para aprovechar su capacidad depuradora, o en los mares donde por intermedio de emisarios submarinos se descargan aguas sucias (desagües) aprovechando la teoría mencionada (propiedad depuradora)

El lixiviado se constituye en menor cantidad comparado con la producción del desagüe, pero con un mayor factor contaminante. En nuestra investigación el lixiviado de relleno sanitario es el elemento a diluir, al mezclarla con el desagüe doméstico la disolución produce una mezcla con un alto valor de materia orgánica que debemos tratar.

Encontrar la concentración de mezcla del desagüe con el lixiviado de forma tal que se pueda tratar como se hace con un desagüe doméstico, se propuso en nuestra investigación utilizando para ello el Jacinto de Agua en un humedal artificial de flujo superficial que actuó en el tratamiento terciario, obteniéndose resultados que podrían abrir una alternativa para el tratamiento de los lixiviados de relleno sanitario.

- **Componentes empleados en el tratamiento de lixiviado de relleno sanitario**

Presentamos a continuación los componentes empleados en el tratamiento del lixiviado según nuestro experimento, los cuales comprenden una serie de unidades ubicadas en la planta del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos -CITRAR-UNI, de tal manera que funcione como un sistema de tratamiento completo. Los componentes usados y con los cuales se obtuvieron los resultados de la presente tesis fueron:

1. Captación de agua residual domestico.- Agua residual doméstico del AA. HH el "Milagro"
2. Rejas gruesas
3. Rejas finas.
4. Desarenador.
5. Línea de succión.
6. Bomba de agua
7. Línea de impulsión
8. Tanque de almacenamiento y mezcla.
9. Reactor anaerobio tipo UASB.
10. Filtro biológico con grava.
11. Humedal artificial con "Jacinto de agua"

El experimento realizado incluyó una electrobomba de agua para impulsar el desagüe al tanque de almacenamiento y mezcla. Si la topografía del terreno

lo hubiese permitido el flujo del desagüe se hubiera realizado mediante la acción de la gravedad.

Considerando un flujo por gravedad, se plantea una planta de tratamiento con los siguientes componentes:

1. Captación de agua residual doméstico.
2. Rejas gruesas.
3. Rejas finas.
4. Desarenador.
5. Cámara o tanque de almacenamiento para el lixiviado.
6. Cámara o tanque de almacenamiento para el agua residual doméstica.
7. Unidad de mezcla en la concentración establecida.
8. Reactor anaerobio tipo UASB.
9. Filtro biológico con grava.
10. Humedal artificial con "Jacinto de agua"

CONCLUSIONES

1. Según los ensayos realizados mediante pruebas denominadas "Batch", que sirvieron para determinar la concentración de lixiviado en agua residual doméstica, donde el Jacinto de Agua podía desarrollarse fue de 1.50%. La misma que se corrigió en la etapa de operación de la planta de tratamiento piloto.
2. La determinación de la concentración de 1.50%, se considera dentro de un procedimiento cualitativo – cuantitativo.
3. El tiempo de operación de la planta de tratamiento piloto con la concentración de 1.50% fue de 25 días, la misma que fue cambiada después de los siguientes 15 días a una concentración de 1.25%, que fue la concentración experimental con la que se trabajó hasta el final del procedimiento de monitoreo de la planta de tratamiento.
4. De las regulaciones efectuadas en la válvula de salida del tanque de almacenamiento, para determinar un caudal apropiado para la operación de las unidades de la planta de tratamiento piloto, se calculó mediante monitoreo que éste sería de aproximadamente 0.0024 L/s.
5. Los incrementos de caudal producidos, respecto a los 0.0024 L/s determinado; producían el levantamiento del manto de lodos del reactor anaerobio y obstruían la tubería de salida de dicha unidad.
6. El periodo de retención hidráulica en el tanque de almacenamiento fue de aproximadamente 5.30 días. La turbiedad medida en la salida de éste, fue de hasta 7.49 UNT.

7. Los valores de medición del pH en el ingreso del reactor UASB, filtro biológico, wetland y salida de éste último, fueron dentro del rango de 7.
8. La temperatura mayor medida en el sistema de tratamiento fue de 28.80°C, durante el verano y la menor de 18.10°C, durante el otoño.
9. En el reactor UASB, se tuvo remoción del 90% de sólidos sedimentables (SS) cuando se registró un valor al ingreso, de 150ml de SS.
Cuando se registró el valor de 60ml de SS al ingreso del reactor UASB, la remoción fue del 67%.
10. La remoción de sólidos sedimentables (SS), en el humedal artificial fue de hasta 59.52%.
11. Las mediciones de Oxígeno Disuelto (O.D.) dieron como resultados máximos al ingreso y salida del humedal, de 0.84 mg/l y 1.07mg/l respectivamente. El mínimo registro en la entrada fue de 0.33 mg/l y 0.55 mg/l en la salida.
Según las mediciones realizadas de O.D., estas se incrementaron cuando se redujo la concentración del lixiviado en agua residual doméstica; es decir, cuando la planta de tratamiento, se operó con una concentración del 1.25%.
12. Cuando se operó la planta de tratamiento piloto con la concentración de 1.50%, se obtuvieron niveles de O.D. al ingreso del humedal de 1.91 mg/l y en la salida hasta 2.59mg/l. Observándose la pérdida de pigmentación del Jacinto de agua y crecimiento acelerado.
13. La variación del volumen de evaporación se registró entre 5.70% a 8.50% de un volumen total de 5000 ml con recipiente de 0.19m de diámetro interno con temperaturas entre 25.00°C y 26.11°C.
14. Los aforos realizados al ingreso del reactor UASB y salida del humedal, muestran curvas con los valores medidos en ambos puntos de monitoreo como caudal promedio 0.00242 l/s.

15. Como resultado de la DBO₅, un gráfico nos indica que a mayor carga orgánica se tendría menor remoción de la DBO₅. Siendo mayor la remoción (88.57%), para una carga orgánica de 0.0037 KgDBO₅/día. en el punto - reactor UASB e ingreso del humedal piloto.
16. Un gráfico nos muestra una menor remoción de DBO₅ al incrementarse la carga orgánica para el tramo comprendido entre el ingreso y salida del humedal. En este caso la mayor remoción (83.34%) se obtuvo para una carga orgánica de 0.0006 KgDBO₅/día.
17. El lixiviado usado para la investigación presentaba una DBO₅ de 3266.99mg/l y el desagüe usado para la dilución 220mg/l, trabajando a 1.25% de concentración de mezcla de lixiviado en agua residual doméstica, presentó 258.09mg/l, que alimentaba a la planta de tratamiento piloto.
18. En el tanque de almacenamiento el periodo de retención fue de 5.30 días, la DBO₅ de ingreso 258.09mg/l, a su salida valores entre 33.66 y 155.92 mg/l. a la salida del wetland hasta 2.97mg/l. Convirtiendo el tanque en una unidad de remoción importante en el tratamiento.
19. Se observó, incrementos del NO⁻³ a la salida del humedal; respecto al ingreso, este fue de hasta un 1,131.31%. Observado que a mayor carga orgánica, mayores son los incrementos de formación de Nitratos.
20. Con los valores obtenidos del monitoreo de Coliformes Fecales (NMP/100ml), se obtuvo una curva que nos muestra la remoción, siendo ésta de hasta 2 Log y el porcentaje de remoción de hasta 99.70%.
21. Se debe considerar a la especie Eichhornia Crassipes (Jacinto de agua) en este sistema de tratamiento como una alternativa ecológica, para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios diluidos con agua residual.

22. Se demuestra mediante la implementación de una planta de tratamiento a nivel de laboratorio del tipo humedal artificial de flujo superficial con la especie *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) la reducción de las concentraciones de DBO₅, Nitrógeno y Coliformes fecales presentes en los lixiviados de rellenos sanitarios diluidos con agua residual.

RECOMENDACIONES

1. Tener en cuenta que el agua es el disolvente universal, el desagüe es una mezcla de agua con materia orgánica sólida y disuelta. El lixiviado de relleno sanitario se diluyó con desagüe debido a que éste, no produciría un costo y no se emplearía un recurso actualmente muy escaso.
2. Considerar que el lixiviado se produce en menor cantidad comparado con la producción del desagüe, pero con un mayor grado de contaminación, en nuestro caso al combinarse con el desagüe al 1.25% de lixiviado, se formó una mezcla con materia orgánica adecuada para tratar mediante métodos convencionales utilizados para el tratamiento de aguas residuales domésticas.
3. Es primordial encontrar la concentración de mezcla del desagüe y el lixiviado, en tal punto que esta combinación se pueda tratar como se hace con un desagüe doméstico. Esto debido a que la concentración de materia orgánica en el lixiviado es variable, llegando hasta 15,000mg/L DBO5.
4. Los procesos de tratamiento se realizaron en una serie de unidades que simularon a una planta de tratamiento con procesos de tratamiento primario, secundario y terciario; las unidades se ubicaron en el terreno del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos - CITRAR-UNI. La ubicación en dicho terreno permitió obtener el desagüe con mayor facilidad.
5. Con la finalidad de transportar de manera rápida y sencilla el agua residual hacia el tanque de almacenamiento, es recomendable utilizar una electrobomba para impulsar el desagüe efluente del desarenador, lo que

permitía reducir el ingreso de arenas y materia sólida gruesa hacia el sistema de tratamiento que construimos.

6. Para evitar costos de energía, se recomienda utilizar un sistema de tratamiento hidráulico, con unidades interconectadas y alimentadas por acción de la gravedad.
7. La presente tesis, se constituye como un procedimiento experimental inicial de una serie de ensayos que podrían realizarse para determinar los volúmenes requeridos de cada unidad de tratamiento y las concentraciones de mezcla adecuada según las características del lixiviado a tratar.

BIBLIOGRAFIA

1. HIDROLOGIA APLICADA A LA INGENIERIA SANITARIA.
Samuel Murgel Branco.
Facultad de higiene y salud pública, Universidad Sao Paulo
Brasil
Traducido: Ing. San.Miryan R. Mujica Quintanilla
Facultad de Ingeniería Sanitaria, Universidad Nacional de Ingeniería.
Lima – Perú 1969
2. TRATAMIENTO BIOLOGICO DE AGUAS DE DESECHO.
Limusa México D.F Winkler Michael.
Biblioteca de la Facultad de Ingeniería Ambiental – UNI.
3. TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL.
Rivas mijares Gustavo.
Biblioteca de la Facultad de Ingeniería Ambiental – UNI.
4. DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES POR TECNOLOGÍAS
ECOLÓGICAS Y BAJO COSTO.
Mariano Seoáñez – Dr. Ing. de Montes.
Ediciones Mundi – Prensa-2005.
Biblioteca de la Facultad de Ingeniería Ambiental – UNI.
5. TRATAMIENTO Y DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.
Metcalf – Eddy. Editorial Labor.
Biblioteca de la Facultad de Ingeniería Ambiental – UNI.
6. SEMINARIO INTERNACIONAL SOBRE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES Y BIOSÓLIDOS.
Rodrigo Correal Cuervo – Compilador.
Centro de Investigaciones para el Desarrollo – CIPADE.
7. CURSO: HUMEDALES.
Universidad Nacional de Ancash “Santiago Antúnez de Mayolo”.
Huaraz, septiembre del 2007.
8. TESIS: “EVALUACIÓN DEL USO DE LA PLANTA ACUÁTICA LEMNA
PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA REMOCIONAL DE
NUTRIENTES A ESCALA REACTOR DEL EFLUENTE DE LA
LAGUNA SECUNDARIA DE LA PTAR – UNITRAR”.
Madueño Huaruco, Raúl – Salvador Tixe Juan.
Lima 2004.
Biblioteca de la Facultad de Ingeniería Ambiental – UNI.
9. TESIS: “DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE HUMEDALES
ARTIFICIALES EN EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

MUNICIPALES DE LA CIUDAD DE CHIQUIÁN Y SU REUTILIZACIÓN EN EL CULTIVO DE *Trifolium Pratense* (Trébol Rojo)".

Huanay Quiñones Yannet – Gamarra Calderón Katty.

Huáraz 2006.

Biblioteca de la Facultad de Ingeniería de Ciencias del Ambiente – UNASAM.

10. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS POR MEDIO DE HUMEDALES ARTIFICIALES. SQA. 1999. OPS, OMS, CNAC. Colombia.
Biblioteca de la Facultad de Ingeniería de Ciencias del Ambiente – UNASAM.
11. ACCIÓN DEPURADORA DE ALGUNAS PLANTAS ACUÁTICAS SOBRE LAS AGUAS RESIDUALES.
Ciudad de La Habana, Cuba.
Facultad de Ingeniería Química. Instituto Superior Politécnico "José A. Echeverría"(ISPJAE).
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01280e08.pdf>
12. COMPARACION DE DIFERENTES PLANTAS ACUATICAS EN LA DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES CON HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL.
Departamento de Ingeniería Química, Instituto de Tecnologías Universidad de Castilla La Mancha.
[Internacional en Fitodepuracion \(Julio del 2005, Lorca\)](#)
13. RECIENTES APLICACIONES DE LA DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES CON PLANTAS ACUATICAS.
Facultad de Ciencias de la Salud y Alimentos.
Universidad de Bio-Bio Chillan.
<http://omega.fdo-may.ubiobio.cl/th/v/v14/a2.pdf>
14. DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LA UNMSM
Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG
Vol. 15, Nº 17, 85-96 (2006) UNMS.
<http://www.scielo.org.pe/pdf/iigeo/v9n17/a11v9n17.pdf>
15. DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES CON HUMEDALES ARTIFICIALES.
Jaime Andrés Lara Borrero.
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01282e08.pdf>
16. TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO DE LA CIUDAD DE MÉRIDA, YUCATÁN, MÉXICO. Roger Iván Méndez Novelo.
<http://www.bvsde.paho.org/bvsAIDIS/PuertoRico29/novelo.pdf>

17. Ponencia Magistral: INVENTARIO DE EXPERIENCIAS CON HUMEDALES ARTIFICIALES EN DOS CIUDADES DEL PERU. MgSc Rosa Miglio T.
Universidad Nacional Agraria de La Molina.
Lima – Perú.

18. EL LIXIVIADO DE LOS RELLENOS SANITARIOS.
<http://www.ceamse.gov.ar/revista/rev3/elixiviadodelosresiduos.pdf>
<http://www.monografias.com/trabajos37/estanques-de-jacinto/estanques-de-jacinto.shtml>

19. INGENIERIA DE AGUAS RESIDUALES – Tratamiento, vertido y reutilización. Volumen I y II. Metcalf & Eddy. Tercera Edición. 1995.

20. AGUAS RESIDUALES: TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR HUMEDALES – Fundamentos científicos, tecnologías, diseño. Mariano Seoanez Calvo. 1999.

21. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES – Teoría y principios de diseño. Jairo A. Romero Rojas. Primera Edición. 2000.

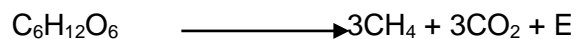
ANEXO

Anexo 1: PRODUCCIÓN DE GAS EN EL REACTOR ANAEROBIO DE LA PLANTA PILOTO DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADO

En el proceso de la formación de gas metano, no solamente se forma este dentro del reactor, sino que existen otros gases que se forman, para poder aislar este gas y medirlo se usará en nuestro experimento el azul de bromotimol que por desplazamiento de volumen se medirá la producción de gas en la producción de este gas enfocaremos dos teorías probadas, nos referimos a la respiración anaerobia y la digestión anaerobia.

RESPIRACION ANAEROBIA EN EL REACTOR DE LA PLANTA PILOTO DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADO

Para entender este proceso de formación de gas metano es necesario saber cuándo, en la oxidación biológica, el aceptor de hidrogeno no es el oxígeno del aire, o el oxígeno disuelto, se habla de una respiración anaerobia. es decir la oxidación se produce con el oxígeno de la misma molécula que va a ser oxidada y, por ello, se habla de respiración intramolecular, como sinónimo de respiración anaerobia. A continuación presentaremos una reacción hipotética de reacción intramolecular:



Como ya sabemos esta reacción no tiene existencia real, pues la glucosa no es transformada directamente en metano, sino que la transformación se hace por la acción de dos tipos de bacterias anaerobias, en dos etapas distintas.

En nuestro reactor se produce una respiración anaerobia que es un proceso normal de oxidación en muchos microorganismo, especialmente entre las bacterias, hongos y protozoarios, los cuales pueden ser obligatoriamente anaerobios (anaerobios obligatorios) o recurrir a ese proceso de respiración

cuando hay falta de oxígeno en el ambiente (anaerobios facultativos), además es un proceso usual en células de organismos superiores. Por ejemplo, los músculos de los animales (inclusive del hombre) en una etapa de su actividad producen el ácido láctico, como subproducto de la respiración anaerobia y el ácido láctico puede acumularse en los músculos, cuando se les somete a una acción muy intensa.

DIGESTION ANAEROBIA EN EL REACTOR DE LA PLANTA PILOTO DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADO

Como en todos los tratamientos anaerobios como en el caso de nuestro reactor se procura obtener la misma secuencia de fenómenos se comprueba en los depósitos de lodo orgánico formado en los cursos de agua altamente contaminados. El proceso es parecido, bajo muchos aspectos, con la digestión de alimentos en los organismos animales, (inclusive en el hombre) siendo un proceso de disminución progresiva de la materia orgánica a fin de hacerla soluble permitiendo así su paso por las paredes del aparato digestivo y su incorporación a la sangre y a las células. Las reacciones que se realizan en el interior de estos órganos son, también en parte anaerobias y muchas de las bacterias que en ellas toman parte, capaces de respiración intramolecular, tiene también papel importante en algunas de las fases del proceso anaerobio de purificación. La solubilización de compuestos orgánicos por actividad enzimática recibe la denominación de digestión.

FASES DEL PROCESO ANAEROBIO DE PURIFICACIÓN

Las dos fases a las que hemos hecho mención:

FASE 1 .- una primera en la que se presenta la licuefacción del material, tal como la digestión de los animales, ósea, la transformación , por hidrolisis, de los cuerpos en suspensión de tamaños relativamente grandes, sedimentables, en sustancias solubles o en una situación intermedia finamente dividida. Esto se produce a la acción de enzimas exógenas, esto es, enzimas que una vez producidas por las bacterias quedan en libertad en el medio, donde pasan a

ejercer su actividad catalizadora sobre las partículas orgánicas a fin de que estas, solubilizadas, puedan ser posteriormente asimiladas por las células bacterianas.

La celulosa y el almidón se transforman en formas solubles de azúcares, las proteínas se dividen en aminoácidos, mientras que las grasas permanecen, sin ser atacadas por las exoenzimas. No hay pues, una degradación química completa de las sustancias orgánicas y los productos de ella resultan son, en general tanto o más inconvenientes que el propio material fresco del desagüe.

Como consecuencia de la metabolización por las bacterias de esta materia, después de disuelta y absorbida, se presenta formación de gran cantidad de ácidos, causantes de la disminución del PH en el medio.

FASE 2.- la segunda fase consiste en la gasificación del material soluble, consumido por las células, a través de una acción enzimática endógena, o sea en el interior de las propias bacterias. Los principales gases resultantes son, además del anhídrido carbónico, el metano y el gas sulfhídrico.

PROCESOS EN EL INTERIOR DEL REACTOR

En un digestor como el que usamos debemos decir que análogamente a lo que sucede en el interior de un aparato digestivo animal, se observan, en el proceso de digestión del desagüe, fases caracterizadas por diferentes grados de pH propicios para diferentes tipos de enzimas: así, mientras los primeros pasos de la licuefacción se presentan en ambiente ácido (pH situado en torno de 5), las reacciones de la fase de gasificación exigen pH más elevado (de preferencia 6.4 a 7.2).

La alta concentración de ácido en la fase anterior produce, como consecuencia un retardamiento de la actividad metabólica de las bacterias, ya sea por el propio pH bajo o por la acumulación de un producto final en el sistema biológico, tendiendo éste a alcanzar un equilibrio; la segunda fase se inicia con la aparición

de un segundo grupo de bacterias capaces de metabolizar los ácidos orgánicos formados, transformándolos en anhídrido carbónico y metano.

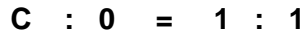
Como resultado de la disminución progresiva de los aminoácidos hay formación de amoníaco el cual, a su vez, neutraliza parte de los ácidos remanentes, contribuyendo al establecimiento de un Ph propicio para el crecimiento bacteriano de la fase metánica.

Es decir se trata de un ciclo de vida, en que las bacterias capaces de vida anaerobia procuran obtener energía para la realización de sus funciones y material para su autoproducción. El proceso que emplean, para la obtención, liberación y utilización de las energías comprendidas en las moléculas complejas y de elevado potencial que constituyen la materia orgánica es, también, el de la oxidación de ese material, resultando de estos compuestos de baja estructura: solamente que, no siendo capaces de utilizar oxígeno libre - cuya presencia dificulta las reacciones mencionadas, pudiendo ser consideradas como elemento tóxico para las bacterias, tanto cuanto el ácido cianhídrico es tóxico para las células humanas- recurren a la oxidación intramolecular que, sin llevar a una disminución o estabilización completa, forma, como subproductos compuestos oxidables cuya energía no fue totalmente liberada pero que, siendo combustibles, pueden ser finalmente transformados por el hombre en anhídrido carbónico mediante ignición, ofreciendo así a este las energías que las bacterias anaerobias no pudieron aprovechar.

REACCION DE OXIDACION

La reacción de oxidación pueden presentarse a través de dos caminos diferentes: uno, mediante la introducción, en la molécula, de átomos de oxígeno; otro, por la separación de átomos de hidrógeno. En ambos casos es necesaria la presencia de un compuesto que tenga la función de aceptor de hidrógeno, el cual en la respiración aerobia es el oxígeno. En la respiración anaerobia el aceptor constituye, generalmente, importante factor limitativo del proceso, haciendo que las bacterias utilicen, con esa finalidad, parte de la materia orgánica en degradación, originando, algunas veces, como subproductos,

iguales cantidades de compuestos orgánicos reducidos y oxidados. Esto sucede, por ejemplo, en la primera etapa, o fase ácida, mencionada antes, en la cual, el balance entre oxidación y reducción, depende estrictamente del oxígeno químico de la materia orgánica en descomposición, los hidratos de carbono con su relación característica.



Son los más fácilmente atacados, permaneciendo, sin embargo, prácticamente inalterados en esta fase, los ácidos grasos por falta de aceptor adecuado. Mientras tanto en la segunda fase, después de que se han desarrollado suficientemente las materias metánicas hace uso del anhídrido carbónico como aceptor de hidrogeno, iniciándose finalmente el ataque a los ácidos grasos, que serán transformados en ácidos más simples, siendo el agua utilizada en el proceso fuente abastecedora de oxígeno. El ácido acético se transforma en metano y CO₂ por esa razón, muchas veces, la introducción del anhídrido carbónico en los digestores puede acelerar la fase de gasificación.

Se admite la posibilidad de llegar, en el futuro, a sistemas de “lodos activados anaerobios”, en los que el material sedimentable será lanzado a cámaras sedimentadoras en las cuales se insuflará el anhídrido carbónico recirculado proveniente en parte de la combustión del metano, el cual además del papel del aceptor, tendrá la función de, tal como sucede en los lodos activados, producir agitación del material, promoviendo mayor contacto entre este y las bacterias, lo que es muy importante para obtener rendimiento en el proceso.

Solamente para ilustrar el proceso de obtención de energía por las bacterias de vida anaerobia se podría suponer, teóricamente, reacciones de oxidación intramolecular como:



EL COMPORTAMIENTO DE LAS ENZIMAS

Sin embargo, reacciones de este tipo no se presentan en la descomposición anaerobia del desagüe. Las sustancias que, como la glucosa, celulosa, proteínas, aminoácidos y grasas, no son directamente transformados en metano, sufren la acción de dos grupos de bacterias en dos fases distintas, hasta llegar a la formación de metano.

En la primera fase, que se realiza por medio de la acción de gran número de bacterias comunes, de putrefacción, las sustancias más complejas son transformadas en compuestos que sirven de substrato a diferentes especies de metano bacterias que, a partir de ellas, pasan entonces a formar el metano. Tales substratos pueden ser: formiatos, CO y H₂ (*Methanobacterium formicicum*); alcoholes primarios y secundarios y H₂ (*M. omelianskii*); propionatos (*M. propionicum*); acetatos y butiratos, (*M. sohngeniei*, *Methanococcus mazei* y *Methanosarcina methanica*); butiratos, valerianatos y caproatos (*Methanobacterium soboxydans*); formiatos, H₂ (*Methanococcus varielli*); acetatos y butiratos (*Methanosarcina methanica*); metanol, acetatos, HCO (*M. barkerii*)

La reacción general, de la formación de metano por medio de la acción de estas bacterias se expresa de la siguiente manera:



Donde H₂ constituye un compuesto consumido como substrato.

El desagüe en fase de digestión ácida recibe la denominación de desagüe séptico. También se encuentran condiciones sépticas en ríos y lagos donde los lodos orgánicos, acumulándose, inician la descomposición ácida, cuya característica, fácil de reconocer, es la formación de compuestos volátiles de olor penetrantes, tales como, el ácido sulfhídrico, los mercaptans, el escatol, así como ácidos orgánicos (caprílico, butíricos y otros). La formación de hidrogeno sulfurado se debe como ya se vio a la utilización del oxígeno de los sulfatos

presentes, en ambientes anaerobio. En los sistemas controlados de digestión, se procura mantener las condiciones alcalinas, donde sufren descomposición tanto las sustancias nitrogenadas como los ácidos grasos y otros compuestos orgánicos, con gran producción de gas (CO_2 y metano) pero sin los inconvenientes de los compuestos con malos olores y en tiempo mucho más corto, sin embargo la introducción en un digestor, de grandes cantidades de nuevo material por digerir es la causa de súbitos cambios que llevan a rápidos aumentos en la concentración de ácido. Las bacterias metánicas son sumamente sensibles a la disminución del pH (y no a la toxicidad de los ácidos que la determinan), siendo por esto, importante el control constante de ácidos volátiles. La adición de iones solubles, para ayudar a la neutralización, puede ser útil, aunque, al principio, aunque el calcio no sea lo más recomendable, como generalmente se supone al aplicar la cal. Iones monovalentes, como el sodio, potasio o amoníaco son mucho más solubles.

Además de bacterias, pueden encontrarse en el desagüe en digestión, otros tipos de microorganismos, especialmente protozoarios tales como: amebas, ciliados, etc. Sin embargo, estos no se encuentran en tan elevada proporción, como sucede en los lodos activados y filtros biológicos; aparentemente no ejercen ningún papel en el ya citado mantenimiento de la tasa de proliferación de las bacterias.

EL AZUL DE BROMOTIMOL

En nuestro experimento usamos esta solución para aislar los gases que se producen en las botellas de lodo de nuestro reactor experimental, lodos formados del tratamiento del lixiviado combinado con aguas residual doméstico, estos gases desplazan un volumen de una solución indicadora de bromotimol.

El azul de bromotimol (BTB, por su nombre en Inglés bromo thymol blue) es un indicador de pH que en la solución de ácido se vuelve amarillo, en solución básica resulta una solución de azul y neutral se vuelve verde. Azul de bromotimol actúa como un ácido débil en solución. A continuación, puede presentarse como protonada o deprotonada, amarillo y azul, respectivamente.

Se vende normalmente en forma de un sólido como una sal de sodio indicador ácido. Su pKa es 7,10. Es ligeramente soluble en agua, soluble en alcohol y soluciones acuosas de álcalis. También es soluble en éter. Menos soluble en benceno , tolueno y xileno . Prácticamente insoluble en éter de petróleo.

Es un indicador apropiado para la determinación de ácidos y bases débiles, preferiblemente a pH alrededor de 7.

Una de sus aplicaciones típicas tales indicador es la determinación del pH de acuarios , peceras y aguas de cría.

También se utiliza para observar la actividad de fotosíntesis o estado de la respiración, ya que se convierte en amarillo en presencia de CO₂ , así como la presencia de ácido carbónico disuelto en agua, derivados de la disolución de CO₂ .^{1 2}

También se encuentra el uso ocasional en el laboratorio como una mancha biológica para microscopía de diapositivas . En este uso es generalmente de color azul, y una o dos gotas de la solución se utilizan en una hoja con agua. Un cubreobjetos se coloca en la parte superior de la gota de agua y la muestra en ella con el colorante mezclado. A veces se utiliza para definir las paredes celulares o núcleos bajo el microscopio.

Esta aplicación encuentra uso como un microscopio de tinte para la determinación de la fosfatidilcolina en líquido amniótico para predecir el síndrome de dificultad respiratoria .³

Se utiliza en obstetricia para la detección de la ruptura prematura de las membranas. El líquido amniótico por lo general tiene un pH> 7,2, el azul de bromotimol, por lo que se vuelve azul cuando está en contacto con la fuga de fluido desde el amnios .A medida que el pH de vaginal ácido es por lo general el color azul indica la presencia de líquido amniótico. La prueba puede ser de falsos

1 RW Sabnis. Manual de Indicadores ácido-base . [SI]: CRC Press, 2007 ISBN 0849382181

2 RW Sabnis Manual de tintes biológicos y manchas: Síntesis y Aplicaciones Industriales . 1^a ed. [SI]: Wiley, 2010 ISBN 0470407530

3 John Torday, Ph.D., Linda Carson, BS, y Edward E. Lawson, MD; fosfatidilcolina saturada en el líquido amniótico y la predicción del Síndrome Respiratorio-Desolación , N Engl J Med 1979, 301:1013-1018.

positivos en presencia de otras sustancias alcalinas, tales como la sangre , el semen , o la presencia devaginosis bacteriana .⁴

La relación de área de esfingomielina determinado con la ayuda de azul de bromotimol permite la determinación de la lecitina en conexión de fluido amniótico con embarazos complicados por la diabetes .⁵

PREPARACIÓN DE LA SOLUCIÓN INDICADORA – ACUOSA 0,4%

Esta solución de indicador de la sal de sodio y la titulación para su uso en la determinación colorimétrica del pH.

Trituró en un mortero de ventana de vidrio limpio 0,4 gramos a 6,4 ml de hidróxido de sodio 0,1 M (4 g por litro). Diluir la mezcla a 1 litro con desionizada o agua destilada.⁶

Otras formulaciones incluyen recomendado disolviendo 0,10 g en 8,0 ml de NaOH N/50 (0,8 g por litro) y diluyendo a 250 ml con agua para su uso como un indicador de pH y una solución de indicador para el uso de trabajo en volumen mediante la disolución de 0,1 g en 100 ml de etanol 50% (v / v).⁷

METODOLOGIA DE PRODUCCIÓN DE GAS

Los modelos tradicionales de digestión anaerobia dividen las reacciones que ocurren durante el proceso de mineralización de la materia orgánica en varias fases, llevadas a cabo por diferentes grupos de bacterias, relacionados entre ellos. De hecho muchas de estas reacciones ocurren simultáneamente sin una separación clara de fases. En la Figura 1 se muestra el esquema de las diferentes fases de la digestión anaerobia, con los principales microorganismos de los diferentes procesos y los compuestos intermediarios.

4 B. Martínez de Tejada, M. Boulvain, P. Vuelca, P. Bischof, A. Meisser, O. Irion, comunicación breve: ¿Podemos mejorar el diagnóstico de rotura de membranas? Factor de unión proteína-1 de crecimiento del valor de la insulina ; BJOG: An International Journal of Obstetrics & Gynecology, volumen 113, número 9, páginas 1096 a 1099, septiembre de 2006 - DOI: 10.1111/j.1471-0528.2006.01028.x

5 CR Whitfield, WB Sproule, M. Brudenell, la lecitina Líquido amniótico: RATIO Embarazos AREA esfingomielina (LSAR) EN complicado por la diabetes ; BJOG: An International Journal of Obstetrics & Gynecology, volumen 80, número 10, páginas 918-922, octubre 1973 - DOI: 10.1111/j.1471-0528.1973.tb02152.x

6 J. Mendham, Denney, RC, Barnes, JD & Thomas, MJK - Vogel: análisis químico cuantitativo. 4a. edición (Traducido por Aída Espinola, COPPE - UFRJ), Rio de Janeiro, Guanabara Two (1981), 690pp

7 O'Neil , J. Maryadele El Índice Merck . [SI]: Laboratorio Merck Research, 2006. 1445 p. ISBN 978-0-911910-00-1

La primera fase es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas que son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles, que serán metabolizados por las bacterias anaerobias en el interior de las células. Los compuestos solubles, básicamente diferentes tipos de oligosacáridos y azúcares, alcoholes, aminoácidos y ácidos grasos, son fermentados por los microorganismos acidogénicos que producen, principalmente, ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, dióxido de carbono e hidrógeno. Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en acético, hidrógeno y CO₂, mediante la acción de los microorganismos acetogénicos. Finalmente ocurre la metanogénesis, que produce metano principalmente a partir de acético y a partir de H₂ y CO₂.

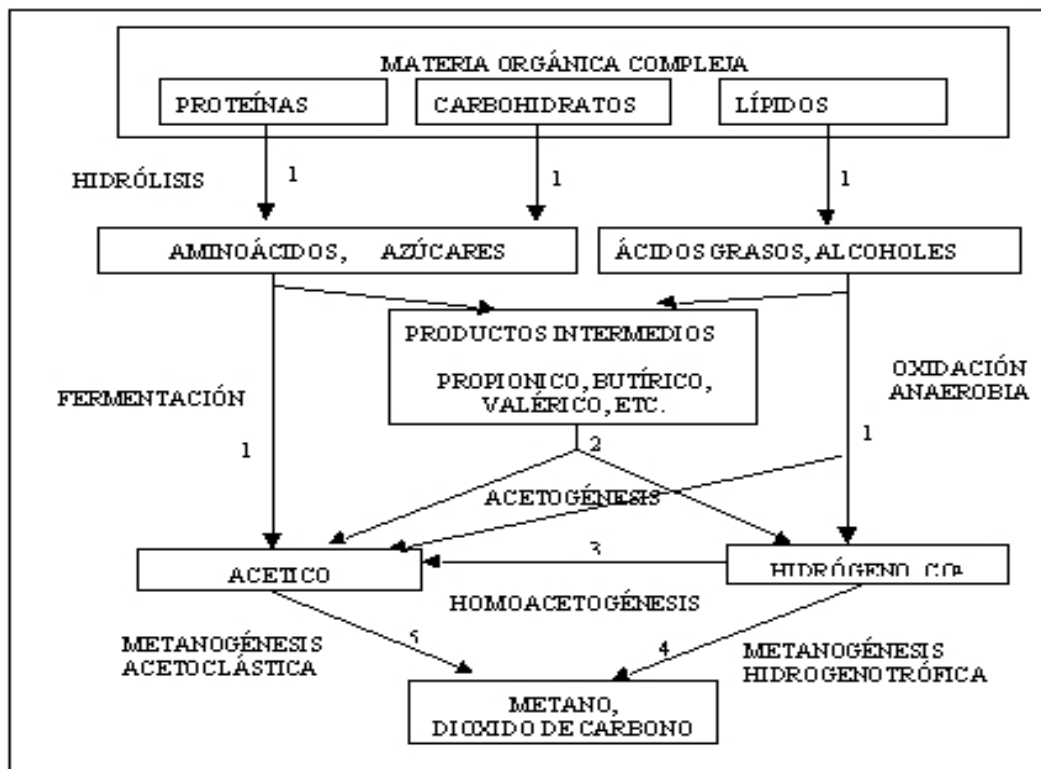


Figura 1. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia de materiales poliméricos. (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991). Los números indican la población bacteriana responsable del proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.

FASES PARA LA FORMACIÓN DE GAS

HIDROLISIS

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles, que puedan atravesar la membrana celular. La hidrólisis es, por tanto, el primer paso necesario para la degradación anaerobia de substratos orgánicos complejos. La hidrólisis de estas partículas orgánicas es llevada a cabo por enzimas extracelulares excretadas por las bacterias fermentativas. La etapa hidrolítica puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso global, sobre todo tratando residuos con alto contenido en sólidos. Incluso en casos donde las fases acidogénicas o metanogénicas son consideradas como pasos limitantes.

Cualquier sustrato se compone de los tres tipos básicos de macromoléculas: hidratos de carbono, proteínas y lípidos. La hidrólisis de cada tipo de compuesto se realiza por diferentes grupos enzimáticos.

El grado de hidrólisis y la velocidad del proceso depende de muchos factores, entre otros del pH, de la temperatura, de la concentración de biomasa hidrolítica, del tipo de materia orgánica particulada, y del tamaño de partícula.

Uno de los principales componentes de la materia orgánica, sobre todo en residuos ganaderos, son los materiales lignocelulósicos, compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa. La lignina es un material altamente refractario a la degradación anaerobia, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros polímeros, convirtiéndose su degradación en el proceso limitante de la velocidad de la hidrólisis y por tanto, de la degradación anaerobia de determinados substratos. Los principales productos de la hidrólisis de la celulosa son celobiosa y glucosa, mientras que la hemicelulosa produce pentosas, hexosas y ácidos urónicos.

Las proteínas son hidrolizadas por proteasas en proteosomas, peptonas, péptidos y aminoácidos. Hay proteasas extracelulares, conocidas como proteinasas que atacan la proteína entera, y las peptidasas, intracelulares, que cortan aminoácidos del extremo de proteínas y péptidos. Los aminoácidos producidos

son degradados a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro reducido. Generalmente la tasa de hidrólisis de proteínas es menor que la de los carbohidratos.

La degradación de lípidos en ambientes anaerobios consiste en una ruptura inicial de las grasas por un grupo de enzimas hidrolíticas (lipasas) en los correspondientes ácidos grasos de cadena larga y moléculas de glicerol o galactasa. Una molécula de fosfolípidos produce un equivalente de ácido fosfórico, uno de glicerol y dos de ácidos grasos.

La tasa de hidrólisis, en general, aumenta con la temperatura, independientemente del compuesto de que se trate.

La tasa de hidrólisis depende, también, del tamaño de las partículas, debido fundamentalmente a la disponibilidad de superficie para la adsorción de las enzimas hidrolíticas. Los pretratamientos físico-químicos, cuyo principal efecto es la reducción del tamaño de las partículas, producen un aumento en la tasa de hidrólisis, y si esta fase es la limitante del proceso anaerobio, supone un beneficio para el proceso general, produciendo menores tiempos de retención y tamaños de reactor menores. La dependencia del tamaño de partícula ha motivado el desarrollo de diversos modelos que se basan en este parámetro para simular la velocidad del proceso hidrolítico.

CINETICA DEL PROCESO HIDROLITICO

Tabla 1. Comparación de las diferentes cinéticas utilizadas en la simulación de la fase hidrolítica en modelos de digestión anaerobia de sustratos complejos (XS Substrato a hidrolizar; XH: Biomasa hidrolítica; Kh, kh, A y KHA, parámetros cinéticos)

Cinética	Referencias	Expresión
Cortois	Henze <i>et al.</i> , 1995; Bagley <i>et al.</i> , 1999.	$\frac{dX_s}{dt} = -k_h \cdot \frac{\frac{X_s}{X_H}}{K_X + \frac{X_s}{X_H}} X_H$
Primer orden	Siegrist <i>et al.</i> , 1993; Angelidaki <i>et al.</i> , 1999.	$\frac{dX_s}{dt} = -K_h \cdot X_s$
Tamaño de partícula	Valentini <i>et al.</i> , 1997.	$\frac{dX_s}{dt} = -K_{HA} \cdot X_s (X_H)^A$

Una nueva generación de modelos están siendo desarrollados en los últimos años, basados en la disminución del tamaño de las partículas (Tabla 1), dado que es uno de los parámetros más influyentes (Hills y Nakano, 1984; Vavilin et al., 1995; Valentini et al., 1997; Sanders et al., 1999; Palmowski y Müller, 1999).

La hidrólisis puede verse afectada por la presencia de algún compuesto que sea tóxico o inhibidor de la población bacteriana responsable de la producción de enzimas extracelulares. la concentración de amonio influye negativamente en la desaminación de peptonas. la tasa de hidrólisis de carbohidratos y proteínas está limitada por la concentración total de ácidos grasos volátiles (AGV). Henze et al. (1995) considera que la tasa de hidrólisis está inhibida por la concentración de oxígeno y nitrato.

ETAPA FERMENTATIVA O ACIDOGENICA

Las moléculas orgánicas solubles son fermentadas por varios organismos fermentativos formando compuestos que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H_2) y compuestos orgánicos más reducidos (láctico, etanol, propiónico, butírico, principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas a substratos que puedan utilizar las metanogénicas (Stams, 1994).

Las proporciones entre los productos de la fermentación varían en función del consumo de H_2 por parte de las bacterias que utilizan hidrógeno. Cuando el H_2 es eliminado de forma eficiente las bacterias fermentativas no producen compuestos reducidos como el etanol, favoreciendo la producción de H_2 y la liberación de energía en forma de ATP. La actividad de algunas bacterias fermentativas y acetogénicas depende de la concentración de H_2 , siendo posible sólo a valores muy bajos de presión parcial de H_2 . La eliminación continua de H_2 mediante oxidación por CO_2 (bacterias metanogénicas hidrogenotróficas) estimula la acción de las bacterias fermentativas, al eliminar un producto de la reacción.

FASE METANOGENICA

Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores, siendo, además, los que dan nombre al proceso general de biometanización.

Las bacterias metanogénicas son las responsables de la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H₂, CO₂, formato, metanol y algunas metilaminas.

Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea, y, morfológicamente, pueden ser bacilos cortos y largos, cocos de varas ordenaciones celulares, células en forma de placas y metanógenos filamentosos, existiendo tanto Gram positivos como Gram negativos (Madigan et al., 1998).

Todas las bacterias metanogénicas que se han estudiado poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la que participa en el paso final de la formación de metano (Madigan et al., 1998).

Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal, dividiéndose en los hidrogenotróficos, que consumen hidrógeno y fórmico, y los metilotróficos o acetoclásticos, que consumen grupos metilos del acetato, metanol y algunas aminas (Cairó y París, 1988). Las principales reacciones metanogénicas se recogen en la Tabla 2.

Tabla 2. Principales reacciones metanogénicas y otras consumidoras de hidrógeno (adaptada de Stams, 1994 y Fergusson et al., 1987).

<i>Reacciones hidrogenotróficas</i>	ΔG° (KJ)
$4H_2 + H^+ + 2HCO_3^- \rightarrow \text{Acetato} + 4H_2O$	-104.6
$4H_2 + 4S^0 \rightarrow 4HS^- + 4H^+$	-112
$4H_2 + 2HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-133.6
$4H_2 + 4SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow HS^- + 4H_2O$	-151.9
$4H_2 + 4 \text{ fumarato} \rightarrow 4 \text{ succinato}$	-344.6
$4H_2 + NO_3^- + 2H^+ \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$	-599.6
Intercambios formato-hidrógeno	
$H_2 + HCO_3^- \rightarrow \text{formato} + H_2O$	-1.3
Metanogénesis acetoclástica	
$\text{Acetato} + H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$	-31.0
Metanogénesis a partir de otros substratos	
<i>Fórmico</i>	
$4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$	
<i>Metanol</i>	
$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$	
<i>Tris-etil-amoniaco</i>	
$4(CH_3)_3N + 6H_2O \rightarrow 9CH_4 + 3CO_2 + 4NH_3$	
<i>Dis-etil-amoniaco</i>	
$2(CH_3)_2NH + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2NH_3$	
<i>Monometil-amoniaco</i>	
$4(CH_3)NH_2 + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 4NH_3$	

La mayoría de los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H₂ como aceptor de electrones, mientras que sólo dos géneros son capaces de utilizar el acetato (Ferguson y Mah, 1987). A pesar de ello, en ciertos ambientes anaerobios, éste es el principal precursor del metano, considerándose que alrededor del 70% del metano producido en los reactores anaerobios se forma a partir de acetato (Jeris et al., 1965, citado en Ferguson y Mah, 1987). Los dos géneros que tienen especies acetotróficas son Methanosarcina y Methanothrix, siendo el principal exponente Methanosarcina barkeri, que es capaz de crecer en diversos substratos, entre los que están H₂ y CO₂, acetato, metanol, metilaminas y CO (Cairó y París, 1988).

CINETICA DE LA METANOGENESIS

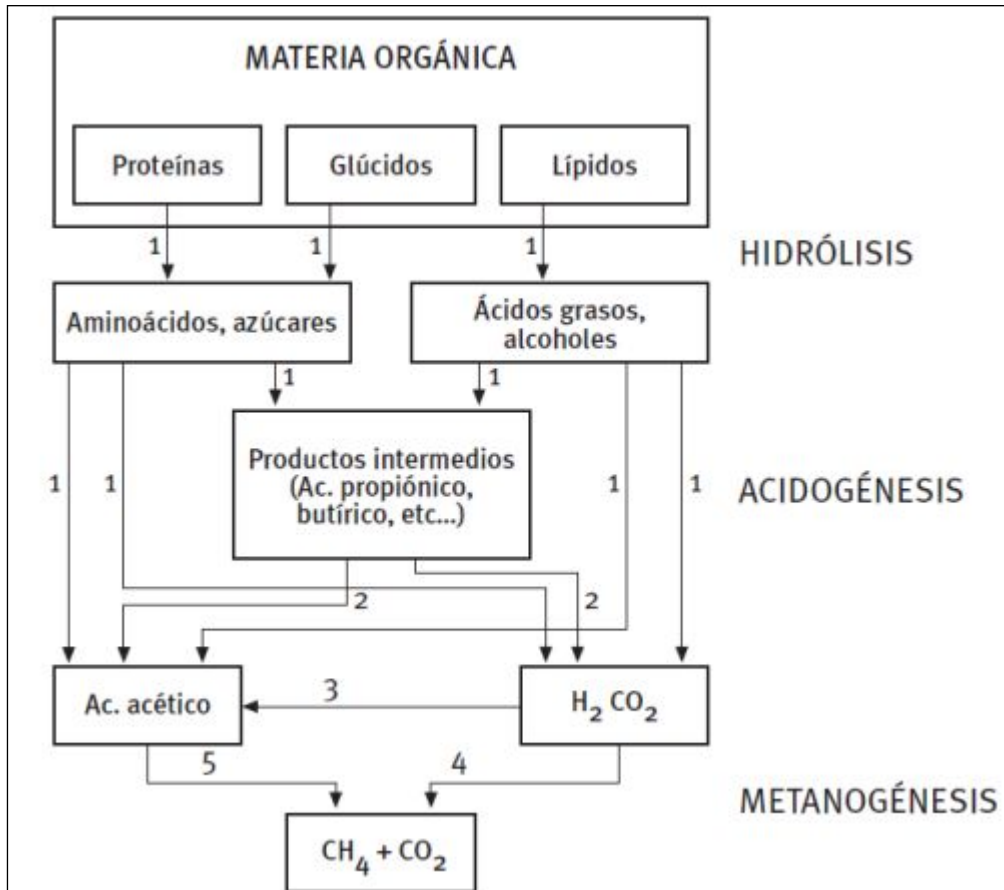
La mayoría de los modelos utilizan la cinética de Monod para simular el crecimiento de los microorganismos metanogénicos, considerando como substrato principal el acetato. Una colección de parámetros cinéticos, tomada de Pavlosthatis y Giraldo-Gómez (1991), se muestra en la Tabla 3. Algunos autores consideran separadamente la simulación de los organismos hidrogenotróficos, aunque muchos otros lo consideran inseparable de la fase acetogénica (Angelidaki et al., 1993; 1999). Puesto que la acetogénesis no puede desarrollarse a no ser que el consumo de hidrógeno sea muy eficiente, puede, que en los ambientes donde no haya problemas de acumulación de hidrógeno, sea suficiente con este tipo de modelo. No obstante, hay toda una generación de modelos que se basan, precisamente, en el papel regulador del hidrógeno.

Tabla 3. Resumen de parámetros cinéticos de la fase metanogénica (adaptado de Pavlosthatis y Giraldo-Gómez, 1991)

Tipo cultivo	T*	k $\frac{gDQO}{gSSV \cdot d}$	Ks $\frac{mgDQO}{L}$	μ_{max} d ⁻¹	Y $\frac{gSSV}{gDQO}$	b d ⁻¹
Metanogénesis acetoclástica (substrato acetato en todos los casos)						
Cultivo mezcla	25	5.0	930	0.25	0.050	0.011
Cultivo mezcla	30	5.1	356	0.275	0.054	0.037
Cultivo mezcla	35	8.7	165	0.357	0.041	0.015
Cultivo mezcla	60		26	0.28		
<i>Methanosarcina barlesi</i>	37	8.6	257	0.206	0.024	0.004
<i>Methanobacterium</i> sp.	30	26	11	0.26	0.01	
<i>Methanothermobacter</i> sp.	37		30	0.11	0.023	
Metanogénesis hidrogenotrófica a partir de H₂ y CO₂						
<i>Methanobrevibacter</i> sp.	33		0.6	1.4	0.04	
<i>arborvitae</i>						
<i>Methanobrevibacter smithii</i>	37	90	0.018	4.02	0.045	0.088
<i>Methanobrevibacter smithii</i>	37					
Bacterias del rumen	37	2-8	0.016			
Lodo de digestor	30	11-69	0.07-0.11			
<i>Methanobacterium</i> sp.	60	50-54	0.09-0.14		0.13	
<i>thermoautotrophicum</i>						
<i>Methanospirillum hungatei</i>	37	1.92	0.09-0.12	0.05	0.017-0.03	
Cultivo mezcla	35	16.5	4.8*10 ⁻⁵			

INHIBICION DE LA METANOGENESIS

Diversos compuestos se han descrito como inhibidores del crecimiento de los microorganismos metanogénicos. Entre los más conocidos están el nitrógeno amoniacal, los ácidos grasos de cadena larga, ácidos grasos volátiles, algunos cationes, etc. No todos los grupos de metanogénicos resultan igualmente



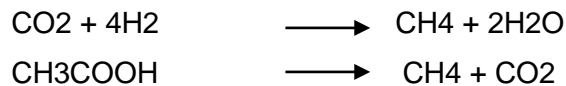
inhibidos por los mismos compuestos. La inhibición por amoníaco libre es más fuerte para los metanogénicos acetoclásticos que para los hidrogenotróficos (Hansen et al., 1998).

INVESTIGACION DE PRODUCCION DE GAS DEL REACTOR ANAEROBIO EXPERIMENTAL

PRODUCCION DE BIOGAS EN LOS FRASCOS DE MUESTREO

Como ya hemos tratado las bacterias metanogénicas (las que producen el metano) no tienen como objetivo la producción de este hidrocarburo, en realidad la función de este proceso metabólico es la obtención de energía en forma de ATP, o de moléculas destinadas a la biosíntesis. Estos microorganismos son anaerobios, por lo que se encuentran en entornos en donde el oxígeno es reducido; sobre todo en aquellos que experimentan una descomposición de la materia orgánica.

Este proceso, es por lo tanto una forma de respiración anaerobia. Las bacterias no utilizan el oxígeno para respirar, el aceptor de electrones terminal en la metanogénesis es el carbono el cual puede aparecer en un pequeño número de compuestos orgánicos con bajo peso molecular. Los dos caminos mejor descritos implican la utilización del dióxido de carbono y ácido acético como aceptores terminales de electrones:



Sin embargo se ha demostrado que la metanogénesis utilice el carbón de otros compuestos orgánicos pequeños como el ácido fórmico, el metanol, la metilamina, el sulfuro de dimetilo y el metanotiol que también estarían presentes en el lixiviado crudo. La bioquímica de este proceso implica a las coenzimas y cofactores F430, coenzima B, coenzima M, metanofurano y metanopterina.

Por otra parte la producción de metano (presente en el biogás) podría tener una influencia debido a la elevada concentración de nitrógeno amoniacal.

El lodo anaerobio produce biogás a partir de un sustrato orgánico inclusive cuando pueda contener compuestos tóxicos.

EXPERIMENTO PARA OBTENER LA PRODUCCION DE GAS DEL REACTOR ANAEROBIO EXPERIMENTAL

1.- Se han extraído 200 ml de lodo, comenzando de derecha a izquierda los 6 primeros frascos contienen lodo del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA), estos frascos contienen lodo de diferentes alturas extrayéndose de dos en dos; es decir, por cada altura un par de modo que pueda compararse la producción de gas en cada muestreo.



Aquí se muestran los frascos con 200 ml de lodo

2.- Los frascos con el contenido de lodo se han depositado en frascos de vidrio de 250 ml llenándose hasta 200 ml de modo que permita la producción de gas en el frasco, este frasco de vidrio ha sido forrado por otro de plástico color oscuro que no permita el paso de la luz y pueda provocar efectos en la producción de gas, una vez tomada la muestra se debe procurar evitar todo cambio de reacción física o química en la muestra, para ello las medidas de protección y el sistema dual de muestreo.



Muestras sobre mueble adecuado

3.- Las alturas de muestreo del reactor UASB de los 6 primeros frascos son de 1.5m, 2.0m y 2.5m, colocados de derecha a izquierda en ese orden respectivamente.

Los siguientes frascos del 7 al 12 son 03 pares de muestreo correspondientes al lodo en estudio en cuestión, es decir cada muestra extraída es de 200ml del reactor anaerobio de nuestra planta piloto en el proceso de depuración del lixiviado el cual se ha formado a lo largo del tiempo en que funciono la planta (6 meses).



Cada muestra recubierta de plástico y con tapón de jebe

4.- El lodo extraído del reactor anaerobio de la planta piloto (RAPP) es de 200ml similar a los 6 primeros, se han puesto 03 pares para simular tres secuencias de

tiempos en comparación de los 6 primeros, es decir una secuencia con los 6 primeros corresponden a un intervalo de tiempo de muestro con un par de muestras del RAPP, al colocar 02 pares adicionales se están simulando en el mismo tiempo 02 secuencias adicionales de comparación manteniendo las 6 muestras del reactor UASB iniciales.



Aquí las doce muestras

5.- Cada uno de los frascos con las muestras está debidamente hermetizada con un tapón de jebes adecuado de modo que el gas producido no tenga alguna opción de escape, a cada jebes se ha introducido una aguja de acero con cavidad interna de modo que el gas producido únicamente pueda circular por esta cavidad, esta aguja está unida a una manguerilla que a su vez está unida a otra aguja de similares características, esta aguja está unida al tapón de jebes de una botella de vidrio que en su interior contiene 01 litro de azul de Bromotimol, sustancia que permitirá que el gas producido produzca un desplazamiento de volumen de este líquido. Este líquido desplazado circulará por otra aguja ubicada al lado del ingreso del gas unida por otra manguerilla a otro frasco en la parte más baja donde se depositará el líquido trasladado.



Vista del sistema descrito

6.- La producción de gas es constante, aun así no permite una secuencia continua de lectura de volumen por lo que se debe procurar ubicar una válvula de cierre entre el Azul de Bromotimol y el frasco receptor, de modo que la producción de gas se acumule en el frasco del azul de Bromotimol y el volumen a medir sea adecuado a los instrumentos de medición que poseemos.

Esta producción de gas en las cantidades de los volúmenes descritos de las muestras son propios de anteriores experiencias similares donde los mejores resultados se obtuvieron dejando la producción de gas y tomando la muestra cada 24 horas.

En nuestro caso se han tomado 12 muestras en las formas descritas, estas muestras han sido monitoreadas tomando mediciones de volúmenes de líquido (Azul de Bromotimol) trasladados al frasco de muestreo correspondiente haciendo uso de una probeta de vidrio graduada cada 24 horas durante 02 semanas completando así una secuencia, en total se han realizado 03 secuencias, totalizándose 03 cambios de muestras en total por cada frasco.

7.- Finalmente con estos datos usando el volumen obtenido realizando y desarrollando una secuencia de fórmulas que detallaremos se obtendrá la

producción de gas real reactor UASB y del RAPP pudiendo realizar el comparativo.

Adicionalmente a este experimento se han realizado análisis de Sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles los cuales se detallan en los cuadros correspondientes.



Infraestructura adecuada para el experimento (techo, piso, módulo)

DATOS DE MUESTREO LECTURA DE VOLUMENES DE AZUL DE BROMOTIMOL

RAFA: REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (CITRAR)
RAPP: REACTOR ANAEROBIO PLANTA PILOTO (TRATAMIENTO DE LIXIVIADO)

SECUENCIA 1 (02 SEMANAS)

MUESTRAS DIAS	RAFA						RAPP						T(Cº)
	H=1.5m		H=2m		H=2.5m		M1		M2		M3		
1	39	33	34	37	28	31	22	27	18	22	18	13.5	30
2	22	19	20	22	19	22	11	12	11	10	10	12	29
3	17	16	17	15	22	28	10	18	16	15	12	13	28
4	26	23	26	27	19	-	13	16	18	19	20	23	30
5	37	21	20	17	32	23	15	15	25	-	-	-	29
6	22	23	27	18	21	23	4	17	16	-	15	24	30
7	21	32	19	19	18	16	7	19	15	28	10	19	29
8	40	33	22	22	15	28	9	18	14	17	15	17	30
9	31	22	19	23	30	32	8	10	12	14	17	15	28.5
10	14	19	24	17	29	31	11	8	11	17	14	12	29
11	40	18	24	16	18	20	23	5	9	-	16	-	30
12	23	26	23	18	37	36	8	5	7	21	17	24	30
13	20	21	16	20	21	23	10	7	8	10	10	13	30

** M1, M2, M3 HAN SIDO OBTENIDAS DE UNA MISMA ALTURA DEL RAPP (1.2m)

RESULTADOS:

EN EL reactor UASB SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 40 ML

EN EL RAPP SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 28 ML

DETERMINACIÓN DE SOLIDOS SUSPENDIDOS

SECUENCIA	DIA DE MUESTREO	ANALISIS	RAFA			RAPP		
			H=1.5	H=2	H=2.5	M1	M2	M3
SECUENCIA I (2 SEMANAS)	INICIO (1ER DIA)	SST	79	61	53	49	51	39
		SSV	41	32	21	9	10	8
	FINAL (ULTIMO DIA)	SST	52	46	32	42	33	37
		SSV	11	9	5	4	7	8

RESULTADOS TENIENDO EN CUENTA UNA DILUCION DE 1 A 1000 EN MILILITROS

Reactor UASB	INICIO	SST	79
		SSV	41
	FINAL	SST	32
		SSV	4
RAPP	INICIO	SST	51
		SSV	10
	FINAL	SST	33
		SSV	4

SST: SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (mg/l)

SSV: SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (mg/l)

SECUENCIA 2 (02 SEMANAS)

MUESTRAS DIAS	RAFA						RAPP						T(Cº)
	H=1.5m		H=2m		H=2.5m		M1		M2		M3		
1	30	25	10	15	39	37	22	33	33	25	25	10	30
2	33	15	17	16	37	35	29	24	22	17	5	19	30
3	28	20	16	15	31	28	33	29	21	19	8	12	30
4	31	22	18	19	32	23	30	32	15	0	8	13	29
5	25	29	29	28	24	17	14	10	12	24	12	13	28
6	29	18	23	19	19	21	19	-	18	10	-	-	30
7	38	22	21	18	32	31	5	23	22	4	18	17	30
8	43	19	17	10	13	21	7	10	19	8	21	12	30
9	41	23	15	19	26	27	9	14	16	11	11	8	30
10	33	26	18	13	25	28	17	20	15	10	13	12	30
11	42	33	19	20	22	21	13	18	14	14	10	8	30
12	15	18	24	18	14	18	5	10	13	-	10	10	30
13	22	24	18	16	27	23	5	12	10	18	-	8	30
14	28	21	16	15	23	21	5	15	10	12	11	12	30

** M1,M2,M3 HAN SIDO OBTENIDAS DE UNA MISMA ALTURA DEL RAPP (1.2m)

RESULTADOS:

Reactor

UASB SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 43 ML

RAPP SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 33 ML

DETERMINACIÓN DE SOLIDOS SUSPENDIDOS

SECUENCIA	DIA DE MUESTREO	ANALISIS	RAFA			RAPP		
			H=1.5	H=2	H=2.5	M1	M2	M3
SECUENCIA II (2 SEMANAS)	INICIO (1ER DIA)	SST	69	52	45	31	45	51
		SSV	37	19	15	5	9	11
	FINAL (ULTIMO DIA)	SST	66	53	35	53	49	42
		SSV	27	15	10	11	10	7

RESULTADOS TENIENDO EN CUENTA UNA DILUCION DE 1 A 1000 EN MILILITROS

Reactor UASB	INICIO	SST	69
		SSV	37
	FINAL	SST	35
		SSV	4
RAPP	INICIO	SST	51
		SSV	11
	FINAL	SST	42
		SSV	7

SST: SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (mg/l)

SSV: SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (mg/l)

SECUENCIA 3 (02 SEMANAS)

MUESTRAS DIAS	RAFA						RAPP						T(Cº)
	H=1.5m		H=2m		H=2.5m		M1		M2		M3		
1	39	48	10	22	22	19	21	7	18	12	21	14	29
2	48	50	10	27	24	1	26	12	21	16	27	16	30
3	45	46	5	15	27	21	28	19	26	18	20	18	30
4	28	22	10	18	22	10	12	12	20	23	16	18	29
5	15	15	13	16	16	12	11	11	24	18	25	15	29
6	21	18	17	15	10	17	17	10	19	12	20	17	29
7	19	15	11	13	16	31	10	10	6	7	14	9	28
8	12	15	10	8	17	18	-	5	8	10	8	10	30
9	17	12	10	12	15	12	-	2	11	12	-	-	29
10	25	10	11	15	16	13	10	12	10	8	5	10	30
11	15	12	12	10	15	14	10	5	12	5	10	5	30
12	16	10	12	10	14	16	5	5	5	10	-	-	30
13	17	11	14	13	21	14	11	10	5	5	6	5	30
14	27	25	17	19	16	10	10	5	10	8	5	5	29
15	26	22	10	12	10	14	12	11	8	7	-	-	29

** M1,M2,M3 HAN SIDO OBTENIDAS DE UNA MISMA ALTURA DEL RAPP (1.2m)

RESULTADOS:

reactor UASB

SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 50 ML

RAPP

SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 28 ML

DETERMINACIÓN DE SOLIDOS SUSPENDIDOS

SECUENCIA	DIA DE MUESTREO	ANALISIS	RAFA			RAPP		
			H=1.5	H=2	H=2.5	M1	M2	M3
SECUENCIA III (2 SEMANAS)	INICIO (1ER DIA)	SST	82	71	62	49	46	47
		SSV	38	31	29	9	6	7
	FINAL (ULTIMO DIA)	SST	81	49	37	51	43	41
		SSV	33	15	19	8	5	6

RESULTADOS TENIENDO EN CUENTA UNA DILUCION DE 1 A 1000 EN MILILITROS

reactor UASB	INICIO	SST	82
		SSV	38
	FINAL	SST	32
		SSV	15
RAPP	INICIO	SST	49
		SSV	9
	FINAL	SST	41
		SSV	5

SST: SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (mg/l)

SSV: SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (mg/l)

RESULTADOS DE LOS TRES CUADROS BASADOS EN LA MAXIMA EXPANSIÓN DEL GAS :	
Reactor UASB	SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 50 ML
RAPP	SE OBTIENE DE 200 ML DE LODO EN 24 HORAS UN DESPLAZAMIENTO DE 33 ML

RESULTADOS TENIENDO EN CUENTA UNA DILUCION DE 1 A 1000 EN MILILITROS

Reactor UASB	INICIO	SST	82
		SSV	25
	FINAL	SST	49
		SSV	10
RAPP	INICIO	SST	51
		SSV	11
	FINAL	SST	31
		SSV	4

SST: SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (mg/l)
SSV: SOLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES (mg/l)

CONCLUSIONES Anexo 1

1.- El lixiviado es altamente contaminante que se produce en los rellenos sanitarios y constituyen un grave problema de contaminación, nuestro proceso es una gran alternativa antes del vertimiento libre en cursos de agua y suelos protegiendo el ambiente y la salud.

2.- la remoción de los sólidos suspendidos volátiles, mostro una eficiencia alta obteniendo un lodo de buena calidad.

3.- La remoción de sólidos suspendidos Totales en el RAFA es en promedio de 82 a 49 mg/l

Y los sólidos suspendidos volátiles de 25 a 10 por lo que se trata de un buen lodo maduro.

4.- La remoción de sólidos totales en el RAPP en promedio es de 51 a 31 mg/l y los sólidos suspendidos volátiles de 11 a 4 mg/l los cual nos muestra que es un lodo a convertirse en un buen digestor esta en procesos de maduración a pesar que la carga orgánica de los lixiviados es muy alto.

Anexo 2: NORMATIVIDAD PERUANA

Marco Legal

- Constitución Política del Perú (31 de octubre de 1993)
- Ley General de Aguas N° 17752. (25 de julio de 1969)
- Ley General de Salud N°26842 (15 de julio de 1997)
- Decreto Legislativo N° 613, Código del Medio Ambiente y los Recursos Naturales. (8 de septiembre de 1990).
- Ley General del Ambiente N° 28611 (13 de octubre del 2005)
- Ley N° 26410, Ley del Consejo Nacional del Ambiente CONAM. (22 de diciembre de 1994)
- Decreto Supremo N° 261-69-AP, Reglamento de los Títulos I, II y III del Decreto Ley N° 17752. (13 de diciembre de 1969)
- Decreto supremo N° 41-70-A, Complemento del Reglamento del Título III del Decreto Ley 17752. (20 de febrero de 1970)
- Decreto Legislativo N° 635, Código Penal. (8 de abril de 1991)
- Ley N° 26620, Ley de Control y Vigilancia de las Actividades Marítimas, Fluviales y Lacustres. (7 de junio 1996)
- Decreto Legislativo N° 438 del 27 de Septiembre de 1987, Ley Orgánica de La Marina de Guerra del Perú, que en su artículo 16 reconoce a la Dirección General de Capitanías y Guardacostas como la Autoridad Marítima Nacional, asignándole la función de ejercer el control y vigilancia para evitar la contaminación del mar, ríos y lagos navegables.
- Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua.
- Decreto Supremo N° 003-2010.MINAM. Límites máximos permisibles para los afluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas y Municipales.

La norma central que regula la conservación y preservación de los recursos hídricos, es la Ley General de Aguas, Decreto Ley N°17752, del 25 de julio de 1969, que versa sobre la administración, tenencia, usos, conservación y preservación de las aguas.

Los límites máximo permisibles según la Normatividad Peruana respecto a efluentes para vertidos e cuerpos receptores son los siguientes:

Tabla 14 Límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR

PARAMETRO	UNIDAD	LMP DE EFLUENTES PARA VERTIDOS A CUERPOS DE AGUAS
Aceites y grasas	mg/L	20
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	10,000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	200
pH	unidad	6.5-8.5
Sólidos Totales en Suspensión	mL/L	150
Temperatura	°C	<35

Fuente: D.S. N°003-2010. MINAM

Anexo 3: EXPERIENCIAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON HUMEDALES ARTIFICIALES Y TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS EN EL PERÚ Y OTROS PAÍSES

3.1 Experiencias de tratamiento de aguas residuales con humedales artificiales en dos ciudades del Perú

3.1.1 En Lima

En el año 2,007, en Lima, especialistas de la OPS visitaron 10 plantas de tratamiento con humedales artificiales, habiéndose recabado información técnica sobre el diseño de la planta, la gestión, operación y mantenimiento de las mismas, y los beneficios y desventajas observados durante su diseño, puesta en marcha y operación.

Los sistemas están ubicados en diferentes distritos de la ciudad de Lima, y han sido diseñados con diferentes criterios, dado que no existe normatividad a nivel nacional para el diseño de humedales artificiales. Existen varias especies vegetales utilizadas y también variabilidad en los sustratos colocados en el lecho del humedal.

Se ha observado que uno de los principales problemas luego de la instalación, es la gestión de los sistemas, encontrándose dificultades para la operación y mantenimiento por falta de organización, compromiso y capacitación.

Se describen a continuación las experiencias visitadas, y se añade un listado de sistemas adicionales no visitados, algunos operando y otros que estuvieron en operación en algún momento, así como sistemas nuevos que están en construcción.

3.1.1.1 Sistemas visitados

- Proyecto ALSIRA, en el Asentamiento humano Los Pinos, en San Juan de Miraflores
- PTAR – 01 Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla
- PTAR – 02 Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla
- Comedor infantil Hermana Cristoferes en San Juan de Lurigancho
- Asociación de Vivienda Los Topacios, en Nievería, Lurigancho

- Institución Educativa 1267 – Campiña, en Cajamarquilla, Lurigancho
- Planta de Tratamiento de aguas residuales con humedales – CITRAR – Universidad Nacional de Ingeniería, en Rímac
- Planta de Tratamiento 1 – Sector 1 – Este – El Mirador – Nuevo Pachacutec
- Planta de Tratamiento 2 – Sector 2 – Medio – El Mirador – Nuevo Pachacutec
- Planta de Tratamiento 3 – Sector 3 – Oeste – El Mirador – Nuevo Pachacutec

3.1.1.1.1 Proyecto ALSIRA

El Proyecto Agua Limpia con Sistema Integral de Riego Alternativo (ALSIRA), fue construido por la Asociación Aynimundo en el año 2006, para generar áreas verdes en el parque principal del Asentamiento Humano Los Pinos (Pampas de San Juan), en el distrito de San Juan de Miraflores.

Utiliza aguas residuales grises producidas por los lavaderos de 11 familias de la zona, y beneficia a 750 personas que constituyen los vecinos de dicha comunidad.

El proyecto fue elaborado y ejecutado por la asociación Aynimundo, en compañía directa con la comunidad del Asentamiento Humano Los Pinos y la colaboración de instituciones como la Municipalidad de San Juan de Miraflores y la “Asociación Foro Ciudades para la Vida”. Tuvo como fuentes financieras a la Cooperación Técnica Belga y a la organización internacional Aqua for All.

La planta de tratamiento está ubicada en el mismo parque, y debido a la pronunciada pendiente de la zona, el parque se ha diseñado a manera de una gradería de andenes que se integra perfectamente al entorno de la zona; el andén superior aloja al humedal, y forma parte de las áreas verdes; y los andenes inferiores reciben el agua tratada.

De acuerdo a reportes de la Asociación Aynimundo, el sistema es operado y mantenido por un grupo de jóvenes ambientalistas, capacitados y motivados por la misma Asociación. Se observa en general un manejo adecuado del sistema, una ventaja para ello, es la cercanía del Centro de Capacitación que Aynimundo mantiene en la zona, y el permanente contacto con la población.

Sin embargo, existen algunos aspectos por mejorar, uno de ellos es la necesidad de instalar un cerco alrededor del humedal para impedir el ingreso de niños sobre el lecho, debido a que compactan la superficie y acumulan desperdicios; otro aspecto, es la posición de la tubería del humedal, a pocos centímetros de la superficie, situación que no facilita la renovación del agua que se encuentra en el fondo del humedal, y que no permite la salida de agua hasta que el humedal este casi lleno.

Los reportes de análisis de agua realizados por la Asociación, mostraban elevados valores de DBO en el ingreso al sistema (724, 1600 y 2010 mg/l, manifestándose que durante el muestreo se agitaba el agua contenida dentro de la trampa de grasas, lo que probablemente removió los lodos allí contenidos. En vista de esta situación, durante la visita de campo se optó por realizar un muestreo del agua cruda y posterior análisis en DIGESA, dando por resultado un valor de DBO de 82,5 mg/l, más aceptable para un agua gris.

No se pudo muestrear el agua a la salida del sistema debido a que no hubo flujo, el cual está supeditado al uso de agua a nivel domiciliario, muy escaso durante los días de semana en las horas laborables.

Un monitoreo realizado por la Asociación al año de operación del sistema, reporta una muy buena eficiencia de remoción de E-Coli y parásitos con 99,9 y 100% respectivamente, y un 95% de remoción de la DBO5.

Foto N° 39 Proyecto ALSIRA



Fuente: ALSIRA 2009

3.1.1.1.2 PTAR 01 - Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla

La planta de tratamiento de aguas residuales 01, fue construida por los padres de la Congregación Redentorista en el año 2006, para tratar las aguas grises provenientes de los servicios higiénicos de esta Casa de Retiros, ubicada en Cieneguilla. El proyecto fue elaborado y ejecutado por el Ing. Lawrence Quipuzco, con el aporte financiero de la misma Congregación.

La planta de tratamiento está ubicada dentro de la Casa de Retiro, y debido a la pendiente de la zona, funciona totalmente por gravedad. La construcción del humedal se integra perfectamente al entorno siendo las zonas circundantes áreas verdes.

El sistema es operado y mantenido por personal de servicios, se observa en general un manejo adecuado, el personal a cargo intervino en la construcción y es permanentemente asesorado por el ingeniero que diseño la planta.

Este sistema no cuenta con reportes de análisis de agua por lo que durante la visita de campo se tomaron muestras puntuales del agua al ingreso y salida del humedal, las que fueron analizadas en DIGESA. Los resultados reportan una remoción del 74% de la DBO5 , 84% de los sólidos suspendidos, 99,4% de coniformes termotolerantes y 100% en helmintos.

Foto N° 40 PTAR 01 - Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla



Fuente: Casa de Retiro “El Milagro” 2009

3.1.1.1.3 PTAR 02 - Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla

La planta de tratamiento de aguas residuales 02, fue construida por los padres de la Congregación Redentorista, en el año 2007, para tratar las aguas negras provenientes de los servicios higiénicos de otro sector de esta Casa de Retiros, ubicada en Cieneguilla.

El proyecto fue elaborado y ejecutado por el Ing. Lawrence Quipuzco, con el aporte financiero de la misma Congregación.

La planta de tratamiento está ubicada dentro de la Casa de Retiro, y debido a la pendiente de la zona, funciona totalmente por gravedad. En la construcción del humedal se ha utilizado piedra labrada, material abundante en la zona, lo que lo integra perfectamente al entorno de las

zonas circundantes que al término de la construcción se convertirán en áreas verdes.

El sistema es operado y mantenido por personal de servicios, se observa en general un manejo adecuado del sistema, el personal a cargo intervino en la construcción del sistema y es permanentemente asesorada por el ingeniero que diseño la planta.

Este sistema no cuenta con reportes de análisis de agua por lo que durante la visita de campo se quiso realizar un muestreo del agua al ingreso y salida del humedal, sin embargo este no pudo ejecutarse por falta de agua en el sistema, la cual solo fluye cuando se utilizan los ambientes de la Casa de Retiro.

Foto N° 41 PTAR 02 - Casa de Retiro “El Milagro”, en Cieneguilla



Fuente: Casa de Retiro “El Milagro” 2009

3.1.1.1.4 Comedor Infantil Hermana Cristoferes en San Juan de Lurigancho

El sistema de tratamiento en el Comedor Infantil fue construido por el Instituto de Desarrollo Urbano CENCA el año 2005, para tratar las aguas grises provenientes de un lavadero de cocina del comedor que atiende una población entre 70 y 90 niños. El proyecto fue elaborado y ejecutado por CENCA. El sistema consta de un atrapagrasas y un humedal horizontal, y funciona totalmente por gravedad, no se han reportado

parámetros de diseño, solo se pudieron obtener dimensiones y área del humedal, correspondiente a 4,4 m².

Durante la visita se pudo observar que actualmente el humedal no está operativo debido a un atoro en la tubería de desagüe proveniente del lavadero y a una restricción en el servicio de agua.

El sistema es operado y mantenido por las madres de familia que atienden el comedor, las cuales manifiestan que no están organizadas para esta tarea y que les falta capacitación.

Este sistema no cuenta con reportes de análisis de agua, durante la visita de campo se quiso realizar un muestreo del agua al ingreso y salida del humedal, sin embargo este no pudo ejecutarse por falta de agua en el sistema.

En relación a la instalación del humedal, se observa que la ubicación de la tubería de entrada no favorece una buena distribución del agua en la cabecera.

Foto N° 42 Comedor Infantil Hermana Cristoferes en San Juan de Lurigancho



Fuente: Comedor Infantil Hermana Cristoferes 2009

3.1.1.1.5 Asociación de Vivienda Los Topacios, Nieveria, Lurigancho

El sistema de tratamiento en la Asociación de Vivienda Los Topacios fue construido por el Instituto de Desarrollo Urbano CENCA el año 2003, para tratar las aguas grises provenientes de las viviendas de esta población conformada por 50 familias.

En cada vivienda se ha instalado un sistema de saneamiento ECOSAN, con inodoro de taza separativa. La orina, junto a las aguas grises de la vivienda, es conducida a un sistema de tratamiento a nivel domiciliario, que consta de un atrapagrasas y un humedal horizontal, todo funciona por gravedad. Para el dimensionamiento se ha considerado un caudal de aguas grises de 50 l/día por familia, y un área superficial en el humedal de 0,91 m², lo que genera una carga hidráulica de 55 l/m².día y un área de 0,2 m² de humedal/habitante.

El agua tratada a nivel domiciliario, es colectada luego por un sistema de alcantarillado condominial que finalmente descarga en un canal de agua para regadío.

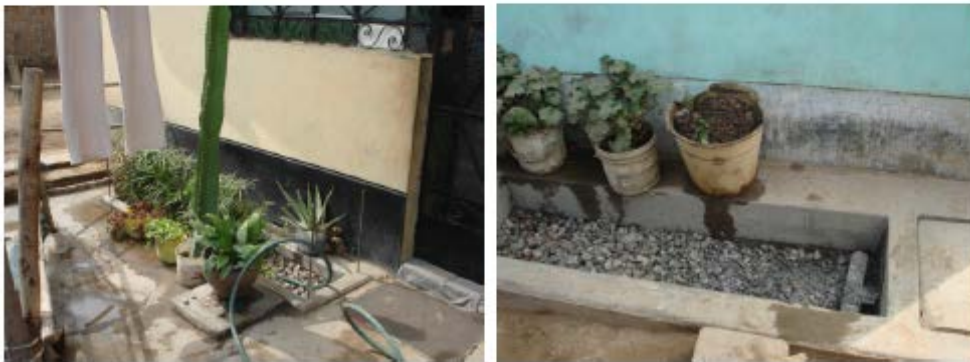
Durante la visita se pudo observar que la situación de los humedales es variable a nivel domiciliario, los sistemas son operados y mantenidos por cada familia, existiendo algunos en muy buenas condiciones, otros menos cuidados, y finalmente aquellos totalmente abandonados.

Se realizó un muestreo del agua en el atrapagrasas de una vivienda, antes del ingreso al humedal, sin embargo no pudo tomarse una muestra de salida en vista de no existir un punto disponible para ello, por lo que se optó por muestrear el punto de descarga del alcantarillado condominial en el canal de regadío. Los resultados reportan una ligera remoción de la DBO₅ (11% de reducción), 90% de remoción en sólidos suspendidos, y mayor carga contaminante para coliformes fecales y parásitos en la descarga del alcantarillado.

Foto N° 43 Asociación de Vivienda Los Topacios, Nieveria, Lurigancho



VISTA DE VARIOS HUMEDALES DOMICILIARIOS Y SU ESTADO DE OPERACION



Fuente: Asociación de Vivienda Los Topacios 2009

3.1.1.1.6 Institución Educativa 1267, Campiña, Cajamarquilla. Lurigancho

El sistema de tratamiento en la Institución Educativa fue construido por el Instituto de Desarrollo Urbano CENCA el año 2005, para tratar las aguas grises provenientes del lavadero de manos de este colegio conformada por una población de 700 niños, quienes asisten en dos turnos: 440 por la mañana y 360 por la tarde.

El sistema consta de un atrapagrasas y un humedal horizontal, y funciona totalmente por gravedad, no se han reportado parámetros de diseño ni dimensiones. El agua tratada, es colectada en un reservorio y sirve para el riego de árboles y vegetación arbustiva que conforman las áreas verdes del colegio.

Durante la visita se pudo observar que la situación del humedal es buena, el sistema es operado y mantenidos por personal permanente que labora

en el colegio. Se realizó un muestreo del agua en el reservorio de almacenamiento de agua para riego, luego de la salida de agua del humedal, sin embargo no pudo tomarse una muestra a la entrada debido a no existir un punto disponible para ello. Los resultados reportan valores bastante reducidos de DBO5, Sólidos suspendidos, y coliformes fecales a la salida del tratamiento.

Foto N° 44 Institución Educativa 1267, Campiña, Cajamarquilla. Lurigancho



Fuente: Institución Educativa 1267, Campiña, Cajamarquilla 2010

3.1.1.1.7 Planta de Tratamiento de aguas residuales con humedales– CITRAR– Universidad Nacional de Ingeniería, en Rímac

La planta de tratamiento con humedales artificiales fue construida con fines de investigación dentro de la Planta de tratamiento CITRAR, que funciona en el campus de la Universidad Nacional de Ingeniería.

El humedal comenzó a operar en el año 2003 y trata aguas residuales domésticas provenientes de un asentamiento humano cercano. Parte del caudal de ingreso a la planta CITRAR (0,4 l/s) es derivado hacia el humedal, luego de pasar por las unidades de pretratamiento (rejas, desarenador) propias de CITRAR.

La planta de humedales tiene adicionalmente un tratamiento primario, consistente en un tanque séptico de 2,500 litros de capacidad, cuya eficiencia es muy baja en remoción de contaminantes. Todo el sistema

funciona por gravedad, el lecho del humedal carece de pendiente y a diferencia de otros sistemas instalados, posee la tubería de salida a pocos centímetros de la superficie.

El monitoreo de agua fue realizado durante la ejecución del trabajo de investigación, y reporta una remoción promedio del 80 % de la DBO, 77% de la DQO, 85% de los sólidos suspendidos, 33% del nitrógeno total, 13% de fósforo total y 99% de los coliformes termotolerantes.

Foto N° 45 Planta de Tratamiento de aguas residuales con humedales – CITRAR – Universidad Nacional de Ingeniería, en Rímac



Vista general del humedal - CITRAR

Fuente: CITRAR 2012

3.1.1.1.8 Plantas de Tratamiento – El Mirador – Nuevo Pachacutec, Ventanilla

El sistema de tratamiento se encuentra ubicado en la ciudadela Pachacutec, distrito de Ventanilla, y consta de 3 plantas de tratamiento similares, que sirven a cada zona o sector del Proyecto piloto de viviendas “El Mirador – Nuevo Pachacutec”

Estas viviendas cuentan con un sistema de alcantarillado condominial, que recoge las aguas residuales y las deriva a cada una de las plantas ubicadas en 3 sectores diferentes:

SECTOR	CAUDAL PROMEDIO (l/s)	POBLACION DE DISEÑO (hab)
Sector 1 – este (altura del Pasaje 8)	1,23	2,655
Sector 2 – Medio (altura de Pasaje 5C)	1,21	2,610
Sector 3 – Oeste (altura de pasaje 1C)	1,06	2,292

Fuente: Proyecto ALSIRA

Para el diseño de las plantas de tratamiento, se ha considerado un caudal de abastecimiento de agua de 50 l/hab día, en vista que el abastecimiento es por camiones cisternas, con los cuales se llenan tanques elevados colocados en cada vivienda.

Las plantas de tratamiento están conformadas por unidades de pretratamiento (rejas y desarenador) y tratamiento primario (sedimentador) separadas y localizadas de manera independiente con relación al tratamiento secundario. Fueron construidas por el Banco de Materiales en el año 2006. Los humedales están conformados por 2 unidades instaladas en paralelo, el modelo es similar al instalado en la Universidad Nacional de Ingeniería, sin pendiente en el fondo del lecho y con la tubería de salida a pocos centímetros de la superficie.

Durante la visita se observó algunas dificultades para el manejo de caudales de ingreso por no contarse con un operador permanente en la Planta, actualmente el sistema está siendo supervisado por personal del Banco de Materiales, pero en un futuro cercano será entregado a SEDAPAL para su operación y mantenimiento.

El sistema está siendo monitoreado actualmente por DIGESA, tomándose muestras compuestas 1 vez por semana durante 2 meses. Se reportan resultados preliminares de este muestreo, correspondientes a las primeras fechas de evaluación, en ellos se puede encontrar un 92% de

remoción en DBO5, 94% en sólidos suspendidos, 99,99% en coliformes termotolerantes y 100% en parásitos.

Foto N° 46 Plantas de Tratamiento – El Mirador – Nuevo Pachacutec, Ventanilla



Fuente: Planta de tratamiento El Mirador 2012

3.1.1.2 Sistemas no visitados

3.1.1.2.1 Planta de Tratamiento Oasis de Villa

Esta planta se encuentra ubicada en el Distrito de Villa El Salvador, en el Asentamiento Humano Oasis de Villa, fue diseñada y construida por la Asociación Ecociudad, en el año 2004.

La planta trata 14,5 m³/día de agua gris, proveniente de lavaderos y duchas de 90 familias de Oasis, y consta de un tanque sedimentador, un humedal primario de flujo vertical, instalado en serie con un humedal secundario de flujo horizontal, finalmente un reservorio para almacenamiento del agua tratada, la cual se utiliza para el riego de áreas verdes. El sistema se encuentra instalado dentro de un parque público como se puede apreciar en la vista inferior.

Foto N° 47 Planta de Tratamiento Oasis de Villa



Fuente: Planta de Tratamiento Oasis de Villa 2012

3.1.1.2.2 Plantas de Tratamiento en Oquendo – Callao

En el año 2000, la Municipalidad del Callao, aprobó la construcción de un proyecto de humedales bajo el título “Agua de riego higienizado para la producción agrícola local y el cuidado de las zonas verdes del Callao”, el proyecto se elaboró en convenio con la Agencia de Cooperación Técnica

Alemana (GTZ), la ONG INCAVI y la empresa Bio Planta GmbH, y tuvo como objetivo dotar de agua tratada a los agricultores de Oquendo, quienes han venido utilizando agua residual cruda para el riego de cultivos hortícolas.

Las plantas empezaron a funcionar en el año 2003, se construyeron 3 plantas de tratamiento con humedales subsuperficiales de flujo vertical, en lechos de 120 m² (6m x 20 m) y una profundidad promedio de 1 m. El lecho se rellenó con grava lavada de 4 a 8 mm de diámetro, hasta alcanzar una altura de 80 cm. Sobre el lecho se sembró caña brava (*Phragmites australis*), los humedales fueron diseñados para tratar un caudal máximo de 1,4 l/s. Como unidades de pretratamiento se instalaron rejillas y una cámara de pre-filtrado con grava de mayor diámetro.

A continuación se muestran vistas de una visita realizada en el año 2005 a los sistemas instalados en Oquendo, de los 3 humedales, solo estaba operativo el humedal 3, y recibía un caudal de desagüe mayor al estimado en el diseño.

Foto N° 48 Plantas de Tratamiento en Oquendo – Callao



HUMEDAL 1



HUMEDAL 2



HUMEDAL 3

Fuente: Planta de Tratamiento Oquendo 2012

3.1.1.2.3 Plantas de tratamiento con humedales artificiales en el Hogar de Niñas “Nuestra Señora de la Misericordia” – Puente Piedra

Esta planta de tratamiento se construyó para tratar las aguas residuales domésticas y reusar los efluentes en el riego de frutales y otros productos agrícolas.

Fue diseñada con cooperación alemana, alrededor del año 2002, y construida posteriormente. El Hogar de Niñas se encuentra a cargo de una congregación religiosa, de acuerdo a conversaciones sostenidas con la Hermana Superiora, actualmente la planta está construida pero no está operando por falta de autorización de SEDAPAL para tomar agua de la red pública.

3.1.1.2.4 Plantas de tratamiento con humedales artificiales en el Colegio San Chistoferus - Chorrillos

El colegio San Chistoferus es un colegio antroposofico para niños especiales, está ubicado en La Campiña, Chorrillos y cuenta con una gran área de terreno donde se pretende sembrar un biohuerto. En vista del alto costo del agua potable para el riego, se ha propuesto la construcción de un humedal de flujo vertical con el propósito de reutilizar el agua tratada en riego.

En dicha propuesta están trabajando los especialistas Chistoph Platzer y Heike Hoffman, quienes han construido el sistema con ayuda de estudiantes alemanes voluntarios, el humedal está actualmente en operación, desde el mes de Agosto del 2007.

3.1.2 En Ancash

Se visitaron 2 plantas de tratamiento con humedales artificiales, una para aguas residuales domésticas y otra para drenajes ácidos de mina; habiéndose recabado información técnica sobre el diseño de la planta, la gestión, operación y mantenimiento de las mismas, y los beneficios y desventajas observados durante su diseño, puesta en marcha y operación.

3.1.2.1 Sistemas visitados

- Humedal de Yungar, en el distrito de Yungar, provincia Huaraz.
- Planta Concentradora de Minerales Mesapata, en la provincia de Recuay.

3.1.2.1.1 Humedal de Yungar

El humedal de Yungar trata 1 l/s de aguas residuales municipales del distrito de Yungar, el cual alberga una población de aproximada de 1000 habitantes.

Este era un humedal natural, que fue intervenido por investigadores de la Universidad Santiago Antúnez de Mayolo (UNASAM) para convertirlo en una unidad de tratamiento de aguas; para ellos se encauso el lecho y se sembraron plantas como el *Myriophyllum*.

No se ha instalado ninguna estructura de pretratamiento, y el desagüe descarga libremente dentro del cauce del humedal. En el punto de descarga se presentan olores desagradables, que van desapareciendo conforme el agua discurre por el humedal; en los tramos iniciales el agua forma canales dentro del lecho, pero luego se difunde a todo lo ancho.

Las especies vegetales se han adaptado rápidamente, sin embargo, una vez concluido el trabajo de investigación, el sistema ha quedado desprotegido pues la municipalidad no ha asumido el rol de operador, se puede observar que se está instalando un botadero de basura en las cercanías, y que el humedal es invadido frecuentemente por animales domésticos que depositan sus excretas contaminando el agua.

Luego de un recorrido de aproximadamente 300 m, el agua descarga en el río Santa, es visible una mejora en la turbidez del agua y la ausencia de olores. Un monitoreo realizado por un estudiante de la UNASAM determino una remoción del 97% de la DBO5, 82% de los sólidos suspendidos, y 99,5% de coliformes termotolerantes.

3.1.2.1.2 Humedal de Mesapata

El humedal de Mesapata fue diseñado para tratar las aguas acidas provenientes del relave de la Planta Concentradora de Minerales de Mesapata. Este relave, instalado sobre un área de pastos naturales, descarga aguas con un pH de 2,2 impactando sobre la flora y fauna del lugar. En el año 2005, se instaló una planta de tratamiento con

humedales de flujo libre o superficial, a los que llega el agua pretratada en pozas donde se busca precipitar el Fierro. Luego de su paso por el sistema, el pH se eleva hasta 7,3 y se logra una remoción del 99% de Fe, Pb y Cu y de un 95% de sulfatos.

Foto N° 49 Humedal de Mesapata



FIERRO Fe^{+3} : precipitado insoluble



DRENAJE ACIDO

BARRERA VEGETAL PARA CONTENER DRENAJE

Fuente: Humedal de Mesapata 2010

3.1.2.2 Sistemas no visitados

- Humedal de Huanzala, en el distrito de Huallanca, provincia de Bolognesi.

3.1.2.2.1 Humedal de Huanzala

El humedal de Huanzala se instaló en el año 2006, para tratar 1,3 l/s de aguas residuales domésticas, provenientes del campamento minero de la Compañía Santa Luisa.

Es un humedal de flujo libre o superficial, ubicado a más de 4000 msnm, cuenta con rejas y sedimentador como unidades previas, y un lecho con tabiques transversales para extender el tiempo de retención. Los tabiques han sido construidos con adoquines prismáticos de champa (trozo de suelo de tierra turbosa compactado con raíces de plantas nativas).

El fondo del lecho está recubierto con piedra travertino, de textura porosa para facilitar la adherencia de microorganismos. Un monitoreo realizado en el sistema reportó la remoción del 95% de la DBO₅ y 99,9% de coliformes termotolerantes

Anexo 4: OTROS TIPOS DE TRATAMIENTO PARA LIXIVIADOS INVESTIGADOS

4.1 Tratamiento anaerobio de lixiviados de relleno sanitario

*Daniel Alkalay¹ L., Rolando Chamy² M., Lorna Guerrero*¹ S., María Schiappacasse² D.*

1. Universidad Técnica Federico Santa María, Casilla 110 - V, Valparaíso, Chile

2. Universidad Católica de Valparaíso, Av. Brasil 2147, Valparaíso, Chile.

Resumen

Se determinó, a nivel laboratorio, la factibilidad de aplicar un tratamiento anaerobio a los lixiviados provenientes del relleno sanitario "El Molle", Valparaíso, Chile. Luego, se diseñó y construyó en el mismo relleno sanitario, un filtro a escala piloto de 1 m³ de capacidad y configuración cilíndrica, relleno con anillos plásticos corrugados (Flocor), con un área específica de 527 m²/m³. Se inoculó el reactor con 40 L de lodos anaerobios y 20 L de rumen. Para una adecuada adaptación de la flora microbiana, se diluyó el lixiviado en un 50% y se ajustó la relación DQO:N:P a 443:7:1. Se recirculó por 45 días.

Posteriormente, se alimentó el lixiviado en forma continua. Las características promedio del lixiviado utilizado eran: sólidos totales, 15 g/L; sólidos suspendidos, 0.5 g/L; DQO, 12 g/L; N-NH₄, 1.5 g/L y pH, 7.7. Durante la operación del filtro se trabajó hasta una VCO de 2 [Kg DQO/(m³ d)], obteniéndose una degradación de la materia orgánica (medida como DQO) de un 60%, siendo la máxima posible de 72%.

Una de las variables que afecta la eficiencia del sistema es la edad del lixiviado. A mayor edad, mayor cantidad de materia orgánica recalcitrante, obteniéndose una menor degradación (medida como disminución de la DQO).

4.2 Tratamiento fisicoquímico de lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Mérida, Yucatán, México

Roger Iván Méndez Novelo*

Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería, Ingeniero Civil, especialidades en Docencia y Estadística, Maestría en Ingeniería Ambiental, experiencia docente de 21 años como profesor de la maestría en Ingeniería Ambiental de la FIUADY, 26 artículos publicados, 16 ponencias presentadas, 43 tesis dirigidas.

Giácoman Vallejos Germán

Universidad Autónoma de Yucatán

Carlos Quintal Franco

Universidad Autónoma de Yucatán

Elba René Castillo Borges

Universidad Autónoma de Yucatán

María Rosa Sauri Riancho

Universidad Autónoma de Yucatán

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar la dosis y el pH óptimos del proceso fisicoquímico aplicado a los lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Mérida, así como determinar la distribución de tamaños de partículas de los lixiviados. Los mejores resultados fueron obtenidos en los ensayos en los que se utilizaron lixiviados con pH ácido < 2 , en los que se obtuvieron remociones de DQO_{total} superiores al 40% luego de la sedimentación y del 95% después de la filtración.

4.3 Tratamiento por adsorción de lixiviados de un relleno sanitario

Roger Iván Méndez Novelo*

Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Ingeniería, Ingeniero Civil, especialidades en Docencia y Estadística, Maestría en Ingeniería Ambiental, experiencia docente de 21 años como profesor de la maestría en Ingeniería Ambiental de la FIUADY, 26 artículos publicados, 16 ponencias presentadas, 43 tesis dirigidas.

Giácoman Vallejos Germán

Universidad Autónoma de Yucatán

Carlos Quintal Franco

Universidad Autónoma de Yucatán

Elba René Castillo Borges

Universidad Autónoma de Yucatán

María Rosa Sauri Riancho

Universidad Autónoma de Yucatán

Resumen

El relleno sanitario de la ciudad de Mérida, utiliza un material de cubierta denominado localmente sahcab que posee elevadas concentraciones de carbonato de calcio que al contacto con el agua de lluvia incrementa la dureza del líquido y el aporte de calcio a los lixiviados. Por otra parte, al aplanar el sahcab durante la operación del relleno, se reduce su porosidad y actúa como filtro dentro del relleno, por lo que el contenido de sólidos suspendidos del lixiviado es bajo. Este resultado se comprobó mediante un análisis de los tamaños de las partículas suspendidas que resultaron en promedio de 23 μm . Partículas coloidales de pequeño tamaño producen color a las suspensiones y son difíciles de remover por tratamientos fisicoquímicos (coagulación – floculación – sedimentación) y las mejores remociones se obtienen a valores de pH bajos.

El objetivo de este trabajo es determinar la tratabilidad fisicoquímica de los lixiviados del relleno sanitario de la Ciudad de Mérida, mediante el uso de columnas empacadas con carbón activado, a través de las cuales se hizo pasar lixiviado crudo y lixiviado con pH ácido, cercano a 2.

Los mejores resultados fueron obtenidos en los ensayos en los que se utilizó lixiviados con pH ácido. Para el mismo tiempo de contacto, de 8 horas, se alcanzaron remociones de 65% de DQO para lixiviados sin tratamiento, mientras que en los ensayos con reducción de pH, se obtuvieron remociones de 90%.