



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES



**Determinación del costo exergético del tratamiento de
aguas servidas en el humedal construido
“Hualqui”**

Presentada a la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de
Concepción para optar al título profesional de Ingeniero Ambiental

ARIEL ELISEO RIVAS LEIVA

Tutor: Dra. Yannay Casas

Co-Tutor: Dra. Gladys Vidal

Marzo, 2016

Concepción, Chile

ÍNDICE GENERAL

1	INTRODUCCIÓN.....	13
2	Hipótesis.....	15
3	Objetivo general.....	15
3.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
4	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	16
4.1	Aguas Servidas.....	16
4.2	Impacto de las aguas servidas sobre la salud Humana y los ecosistemas	18
4.3	Métodos para el tratamiento de aguas servidas	19
4.4	Tratamientos secundarios de aguas servidas.....	21
4.4.1	Métodos de tratamiento de aguas servidas secundarios convencionales	21
4.4.2	Métodos de tratamiento de aguas servidas secundarios No convencionales	26
4.5	Tipo de vegetación utilizada en humedales construidos.....	32
4.6	Eliminación de contaminantes en HFHSS	34
4.6.1	Sólidos suspendidos	34
4.6.2	Materia orgánica.....	34
4.7	Herramientas para evaluar la sostenibilidad	36
4.8	Concepto de exergía.....	38
4.8.1	Tipos de exergía.....	38
4.9	Aplicaciones de la exergía	41
5	METODOLOGÍA.....	45
5.1	Inventario	45
5.1.1	Ubicación y características del proceso en estudio.....	45
5.1.2	Obtención de datos del inventario	49
5.2	Cálculo de la exergía de las corrientes	52
5.3	Cálculo de exergía de las externalidades	54

5.3.1	Cálculo de los factores econométricos α y β	54
5.3.2	Exergía equivalente de la labor.....	55
5.3.3	Exergía equivalente del capital.....	55
5.4	Balance de exergía extendida.....	56
5.5	Indicadores de evaluación.....	57
5.5.1	Eficiencia de eliminación de contaminantes.....	57
5.5.2	Costo específico de remediación.....	58
6	Resultados y discusión.....	58
6.1	Inventario.....	58
6.2	Cálculo exergía de las externalidades.....	61
6.3	Indicadores de evaluación.....	63
6.3.1	Eficiencias de eliminación.....	63
6.3.2	Costo específico de remediación ambiental.....	65
7	CONCLUSIONES.....	69
8	RECOMENDACIONES.....	70
9	REFERENCIAS.....	71
10	ANEXOS.....	78

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Características y tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas servidas..	20
Figura 2. Esquema del HFHS.	29
Figura 3. Esquema del HFHSS.	29
Figura 4. Esquema del HFVSS.	30
Figura 5. Alcances de la exergía como herramienta de sostenibilidad.	42
Figura 6. Metodología para cálculo del costo de remediación ambiental.....	45
Figura 7. Diagrama de bloque del Proceso.....	46
Figura 8. Diagrama de flujo para el tratamiento de agua servidas en HFHSS.	48
Figura 9. Representación esquemática del balance de la exergía extendida. .	57
Figura 10. Eficiencia de remoción de contaminantes (%) para las diferentes variables estudiadas.	64
Figura 11. Ejemplo cálculo costo exergético equivalente del agua tratada (EE_{EEV}) para <i>Phragmites australis</i> en primavera.....	66
Figura 12. Costo de remediación ambiental para <i>Phragmites</i> y <i>Schoenoplectus</i> para las estaciones del año.	67

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición de aguas servidas.	16
Tabla 2. Eficiencia de eliminación de contaminantes en humedales construidos	31
Tabla 3. Características de las macrófitas utilizados en humedales construidos	33
Tabla 4. Características de cada unidad de HFHSS.	48
Tabla 5. Inventario del tratamiento primario en las estaciones primavera, verano, otoño e invierno para Phragmites y Schoenoplectus.	59
Tabla 6. Inventario del HFHSS operando con Phragmites (Phr) y Schoenoplectus (Sch) en primavera y verano.	60
Tabla 7. Costo de inversión por tratamientos (primario y secundario).	60
Tabla 8. Exergía de entrada de la radiación solar a la comuna de Hualqui.	61
Tabla 9. Valores de parámetros económicos y sociales.	62
Tabla 10. Factores econométricos (α y β) y equivalentes exergéticos (ee_L , ee_C , EEL, EEC).	63
Tabla 11. Indicadores de evaluación ambiental para Phragmites y Schoenoplectus en las estaciones del año.	66

ABREVIACIONES

α	Fracción de la exergía primaria involucrada en la sociedad
e_i^o	Exergía química estándar de cada sustancia
γ_i	Coefficiente de actividad
β	Factor de amplificación
A/M	Relación alimento/ microorganismos
ACV	Análisis de ciclo de vida
C_o	Velocidad mayor de la corriente del fluido con relación a la superficie de la tierra
DBO ₅	Demanda biológica de oxígeno, mg
DQO	Demanda química de oxígeno, mg
E	Electricidad
$E_{In,sociedad}$	Flujo de exergía total, MJ
E_C	Exergía del capital, MJ
EEA	Contabilidad de la Exergía Extendida
ELCA	Análisis de ciclo de vida exergético
e_{surv}	Consumo de exergía para la supervivencia, J/persona-día.
Ex	Exergía, MJ
EX _{ch}	Exergía Química
EX _k	Exergía cinética, MJ
EX _p	Exergía potencial, MJ
EX _{ph}	Exergía Física

F	Valor tabulado del consumo de exergía
g_e	Aceleración gravitacional
GIBA	Grupo de Ingeniería y biotecnología ambiental.
Hab.Eq	Habitantes equivalentes
HC	Humedales construidos
HDI	Índice de Desarrollo Humano de la zona de estudio.
HDI_0	Índice de Desarrollo Humano de una sociedad primitiva
HFHSS	Humedal de flujo horizontal subsuperficial
HFS	Humedal de flujo superficial
HFV	Humedal de flujo vertical
HFVSS	Humedal de flujo vertical subsuperficial
H_i	Entalpía específica en el estado i
H_0	Entalpía en el estado de referencia
L	Lodos
m	Caudal másico de la corriente del fluido
M_2	Indicador monetario global, USD/año
MLVSS*día	Sólidos volátiles en suspensión en el licor por día
N	Nitrógeno
N_h	Número de habitantes, personas
NMP	Número más probable
NT	Nitrógeno total, mg

N_w	Número de trabajadores, personas
P	Fósforo
P_i	Presión inicial
P_o	Presión en el estado de referencia
PT	Fósforo total, mg
$PTAS$	Plantas de tratamiento de aguas servidas
R	Constante universal de los gases
S	Salario globales y salarios en un país, USD/ hora
S_i	Entropía específica en el estado i
SLT	Segunda Ley de la Termodinámica
S_o	Entropía en el estado de referencia
SST	Sólidos suspendidos totales, mg
SSV	Sólidos suspendidos volátiles, mg
T_i	Temperatura inicial
T_o	Temperatura en el estado de referencia
TOC	Carbono orgánico total
TRH	Tiempo de retención hidráulica, h
UV	Ultra violeta
wh	Número de horas de trabajo, horas
X_i	Fracción molar de las especies en las mezclas
Z_o	Altitud de la corriente por encima del nivel del mar

RESUMEN

Los humedales artificiales desempeñan un papel importante en la descentralización de sistemas de tratamiento de aguas servidas, debido a sus características como sistemas naturales de fácil aplicación, con un óptimo costo, un uso eficaz y bajas exigencias operativas. Sin embargo es importante tener en cuenta criterios que permitan visualizar mejor la cantidad y calidad de los recursos usados, relacionando los sectores económicos, eficiencia de proceso y costo ambiental de las emisiones.

En este sentido el presente trabajo determina los costos exergéticos de los recursos usados en el tratamiento de aguas servidas mediante la tecnología de humedales construidos “Hualqui” aplicando la herramienta de la contabilidad de la exergía extendida (EEA). Se tomó como caso de estudio un sistema de tratamiento de humedales construidos flujo horizontal sub-superficial (HFHSS) a escala piloto. Este sistema está integrado por un tratamiento primario (desarenador/desengrasador y fosa séptica) y un tratamiento secundario (HFHSS). El humedal esta construidos por cuatro celdas paralelas de 4.5 m² con medio de soporte grava, de las cuales dos celdas están plantadas con *Phragmites australis* y el resto con *Schoenoplectus californicus*.

Este estudio, parte de un análisis del comportamiento de los humedales en cuanto a la eficiencia de depuración usando dos tipos de especies micrófitas (*Phragmites* y *Schoenoplectus*), abarcando todas las estaciones del año. A partir de este análisis se realizó el inventario de los recursos usados; ya sean en términos materiales, energéticos como económicos.

Posteriormente, se procedió a estimar el costo de remediación ambiental en el sistema de tratamiento, expresados en términos MJ/m³ de aguas servida tratada. Para ello se determinaron las contribuciones exergéticas de cada una de las corrientes de entrada y salida del proceso. De la misma forma, los costos capitales y de la labor son llevados en términos de exergía mediante los

factores econométricos (α y β), los cuales son indicadores que dependen de la situación económica y social de la región estudiada (comuna de Hualqui).

Los costos de remediación ambiental para todas las variables analizadas (especies macrófitas y estaciones del año) varían desde 124 hasta 128 MJ/m³ de agua servida tratada, asociados principalmente a los altos valores de los equivalentes exergéticos del capital y la labor. Los mayores costos de remediación ambiental tanto para *Phragmites* como *Schoenoplectus* se presentaron en la estación de invierno, alcanzando valores de 127.07 y 126.97 MJ/m³ de agua servida tratada, respectivamente. No observándose diferencias significativas por tipo de vegetación.

Los valores de los costos de remediación ambiental reportados en este estudio están directamente relacionados con el factor de la economía de escala. Con respecto a esto, el incremento de la capacidad de la planta en un 50% de la capacidad actual permite reducir los costos de remediación ambiental hasta aproximadamente un 19%.

1 INTRODUCCIÓN

El vertido o reutilización de aguas provenientes de procesos industriales, agrícolas o urbanos, ha significado un deterioro de la calidad de las fuentes de aguas subterráneas y superficiales, producto de los elevados contenidos de materia orgánica, nutrientes y metales descargados en estas aguas residuales. Esta situación, junto con el aumento exponencial en el consumo de agua dulce, ha incentivado el uso de métodos no convencionales que requieran menos costos en consumo de energía y mantenimiento. Lo anterior ha estimulado la realización de investigaciones a partir de procesos observados en la naturaleza, que permitan diseñar proyectos alternativos para el tratamiento de aguas con menores costos de construcción, energía y explotación. Uno de estos son los humedales artificiales.

Los humedales artificiales consisten en canales o estanques con una cubierta impermeable en donde se deposita un sustrato poroso que sirve como soporte, tanto para los microorganismos como para los vegetales, además de servir como material filtrante. Sobre este sustrato se siembra vegetación, que contribuye a la depuración del agua, proporcionando superficies para la formación de películas bacterianas, propiciando la absorción de nutrientes y metales, y permitiendo la transferencia de oxígeno hacia la columna de agua.

El uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales es cada vez más aceptado en diferentes partes del mundo. Hoy en día los humedales de flujo subsuperficial son comunes en muchos países desarrollados (ej. Alemania, Inglaterra, Francia, Dinamarca, Polonia, Italia, etc.), siendo también apropiados para los países en desarrollo. Chile también ha mostrados avances en el estudio de dichas tecnología; sin embargo actualmente no se usan para el tratamiento de aguas servidas a gran escala (Plaza de los Reyes et al., 2011).

Las plantas macrófitas son una parte esencial de un humedal construido, ya que proporciona un ambiente apropiado para el crecimiento microbiano y mejoran significativamente la transferencia de oxígeno a la zona de raíces, que es parte del lecho filtrante (Bécares, 2004; Kadlec and Wallace, 2009). Los cambios en los componentes de un humedal, en este caso la vegetación y los substratos, van a definir la eficiencia y calidad del efluente del sistema de tratamiento.

Aunque se reconoce la importancia de la vegetación dentro de un humedal artificial y sus bajos costos de operación y mantenimiento no existen estudios que reporten los costos de remediación ambiental basados en principios termodinámicos, haciendo referencia a la cantidad y calidad con que se transforman los recursos. Específicamente mediante la integración de los aspectos de eficiencia del proceso, costo capital, costos de la labor y costo de las emisiones.

En este sentido, la Exergía juega un rol importante para evaluar la sostenibilidad de los procesos. El cual tiene sus fundamentos en la Primera y Segunda Ley de la Termodinámica. La exergía se define como el potencial que tiene un proceso en hacer trabajo útil con respecto al estado de referencia (Szargut et al., 1968). La exergía es ampliamente usada en la ingeniería de procesos para identificar y cuantificar las pérdidas, así como, el potencial de los residuales en hacer trabajo útil. Su aplicación permite un mejor entendimiento entre la relación de los sectores económicos, eficiencia y calidad del uso de los recursos. En este contexto, el método de análisis de la contabilidad de la exergía extendida (EEA) desarrollado por Sciubba permite homogenizar todos los criterios anteriormente mencionados en una sola unidad, expresado en términos energéticos (MJ) (Sciubba, 2011). La aplicación de dicha herramienta ha sido escasa, sus principales aportes han sido en la producción de biodiesel (Talen Peiro, et al., 2010). Sin embargo, recientemente, estudios reportados por

Seckin y Bayulken (2013) han aplicado la EEA a sistemas de tratamiento de aguas servidas mediante tecnologías convencionales de lodos activados, los cuales abarcan los tratamientos primarios, secundarios y terciarios. En este estudio, los autores determinan los costos de remediación ambiental.

Teniendo en cuenta las potencialidades de la contabilidad de la exergía extendida, su aplicación a los sistemas de tratamiento de aguas servidas mediante humedales construidos permitiría cuantificar la exergía contenida en los recursos primarios consumidos para el tratamiento de aguas servidas. Además permitiría evaluar el comportamiento para diferentes tipos de especies micrófitas y estaciones del año, permitiendo identificar las etapas de mayores impactos y las condiciones operacionales más factibles para el tratamiento descentralizado de aguas servidas rurales.

2 HIPÓTESIS

Mediante la aplicación de la exergía es posible obtener los costos de los recursos usados en el tratamiento de aguas servidas del humedal construido “Hualqui”.

3 OBJETIVO GENERAL

Determinar el costo exergético de los recursos utilizados en el tratamiento de aguas servidas del humedal construido “Hualqui”.

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estudiar el funcionamiento y diseño del sistema del humedal construido.
2. Realizar un inventario en el sistema de humedal construido.
3. Determinar los costos exergéticos del sistema de humedales construidos.
4. Determinar el comportamiento del humedal construido para diferentes estaciones del año y vegetación.

4 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

4.1 Aguas Servidas

Las aguas servidas son producidas por la actividad diaria del hombre y constituyen una mezcla de contaminantes de tipos físicos, químicos y biológicos, los cuales son expresados como: sólidos en suspensión (fracción orgánica e inorgánica), materia orgánica biodegradable y no biodegradable, patógenos, nutrientes (nitrógeno, fósforo), metales pesados y micro-contaminantes que pueden o no tener actividad biológica (Metcalf y Eddy, 1995).

Las composiciones de los componentes fundamentales y la tasa de generación típica de las aguas servidas son presentadas en la tabla 1.

Tabla 1. Composición de aguas servidas.

Constituyentes	Concentración (Kg/m³)	Tasa de generación típica (g/hab.día)
DBO₅	0,10-0,40	18-50
DQO	0,25-1,00	40-115
Sólidos suspendidos	0,10-0,35	18-50
Nitrógeno total	0,02-0,08	5-13
Fósforo	0,01-0,02	0,4-2
Grasas	0,05-0,15	10-25
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	10 ⁶ - 10 ⁹	-

Fuente. Zaror, 2000.

La composición de las aguas servidas varía en función de la fuente de contaminación y el origen demográfico (Vidal y Araya, 2014; EPA, 2000; EU/271, 1991). En este sentido las aguas servidas se clasifican atendiendo a fuentes de contaminación y origen demográfico:

- Según la fuente de contaminación en:
 - Aguas residuales domésticas: las cuales a su vez están constituidas por aguas de cocina (sólidos, materia orgánica, grasas y sales), aguas negras (procedentes del metabolismo humano: sólidos, materia orgánica, organismos patógenos) y aguas de lavado (detergente, jabón y nutrientes)
 - Aguas residuales industriales: estas poseen una composición muy variable dependiendo del tipo de industria.
 - Aguas lluvias: la composición de dichas aguas depende de la contaminación atmosférica, el arrastre de sólidos mayores y partículas depositados en las calles, tejados, etc.
- Atendiendo al origen demográfico, dicha clasificación se basa en la cantidad de residuos líquidos producidos y la población asociada. En este caso se dividen en urbanas y rurales.
 - Aguas servidas urbanas. Son los residuos líquidos originados en poblaciones que producen más de 3800 m³/día o aquellas producidas por poblaciones superiores a 2000 Habitantes equivalentes (Hab-Eq).
 - Aguas servidas rurales. Corresponden a los residuos líquidos originados en poblaciones que producen menos de 3800 m³/día o aquellas producidas por poblaciones inferiores a 2000 Habitantes equivalentes (Hab-Eq).

El vertimiento de las aguas servidas a los diferentes cuerpos receptores trae consigo impactos negativos sobre la salud humana y los ecosistemas. Por este motivo, las aguas servidas requieren de tratamiento antes de su vertimiento (Rojas, 2002), permitiendo reducir su carga contaminante hasta las concentraciones establecida por las legislaciones vigentes del país. En el contexto de Chile, las normas de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, así como, las descargas de residuos líquidos industriales a

sistemas de alcantarillados se corresponden con los decretos supremos N° 90/2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia y N° 609/1998 del Ministerio de Obras Públicas, respectivamente (SINIA, 2011).

4.2 Impacto de las aguas servidas sobre la salud Humana y los ecosistemas

Una acción que todos los países, gobiernos y comunidades deben considerar con el fin de asegurar que los cursos naturales de agua permitan la subsistencia no solo del ser humano sino también de cualquier otra forma de vida conocida, es la protección de reservas acuíferas. En la actualidad, dichas reservas están siendo afectadas debido al vertimiento de sustancias contaminantes de origen físico, químico y microbiológico, las cuales traen consigo impactos negativos sobre la salud humana y el ecosistema.

En este sentido las mayores afectaciones sobre la salud humana se deben a los riesgos microbiológicos asociados a su extensión, frecuencia de producción y población afectada (Pita and Martín, 2007). Por lo general los agentes patógenos que se transmiten en las heces excretadas por individuos infectados o por ciertos animales se pueden contraer por el consumo de agua y alimentos contaminados (vía fecal-oral). Los patógenos más conocidos transmitidos a los seres humanos a través del agua son: virus, protozoos y bacterias; estas últimas son las que representan los mayores riesgos sobre la salud, dentro de las cuales podemos mencionar la *Salmonella* sp. y *Eschericia Coli* (Brock, et al., 2000).

El principal riesgo que el consumo de agua contaminada presenta para la salud humana es de origen bacteriano, sin embargo la contaminación química de los recursos hídricos puede ocasionar graves afectaciones. Entre los contaminantes químicos se encuentran los metales pesados, minerales, sustancias orgánicas e inorgánicas. Concentraciones suficientemente altas de dichos compuestos en el agua de consumo constituyen un peligro potencial

para la salud trayendo consigo la muerte (Guéguen et al., 2004). Por ejemplo los metales pesados (plomo, mercurio, cadmio, etc.) pueden ocasionar desde lesiones leves hasta mortales. Los diagnósticos más comunes presentados por las personas con altas concentraciones de metales pesados son: irritación de las membranas mucosas y de la piel, bronquitis, alteraciones neurológicas, afecciones del sistema respiratorio, cáncer de pulmón y riñón, entre otras dolencias.

Además la presencia de contaminantes ya sean de origen microbiológicos y químicos traen consigo graves repercusiones sobre los ecosistemas. Los principales problemas ambientales detectados son (Habit et al., 2005; Vera et al., 2011; Vera et al., 2013):

- Malos olores. Ocasionados por la descomposición anaeróbica de material orgánico.
- Carácter tóxico sobre la flora y fauna debido a la presencia de sustancias orgánicas e inorgánicas.
- Propiedades infecciosas asociados a la presencia de microorganismos patógenos.
- Afectaciones estéticas de los ecosistemas, por ejemplo la eutrofización en los cuerpos de aguas superficiales.

4.3 Métodos para el tratamiento de aguas servidas

Los métodos de tratamiento de aguas servidas permiten la reducción de los contaminantes hasta concentraciones que no impliquen alteración del medio ambiente. Los mismos se agrupan en primario, secundario y terciario teniendo en cuenta los procesos y operaciones unitarias que se llevaran a cabo.

En el tratamiento primario se agrupan mayormente las operaciones del tipo físico, con el objetivo de eliminar los sólidos suspendidos entre un 50-65%. En

el caso de los tratamientos secundarios el objetivo es remover la DBO₅ a niveles entre 85-95%, además de remover cantidades adicionales de sólidos sedimentables (80-90%) y DQO (50-95%). Mientras que los terciarios o avanzados permiten remover contaminantes específicos, usualmente tóxicos o compuestos no biodegradables, incluyendo además la remoción complementaria de contaminantes no removidos en el tratamiento secundario, tales como DBO₅ (95-98 %), sólidos suspendidos (50-75%) y además se logra remover hasta un 99% de E. coli (CENTA, 2007).

Al respecto, la Figura 1 muestra una relación entre las características de las aguas servidas y las tecnologías empleadas en las distintas etapas aplicadas al tratamiento.

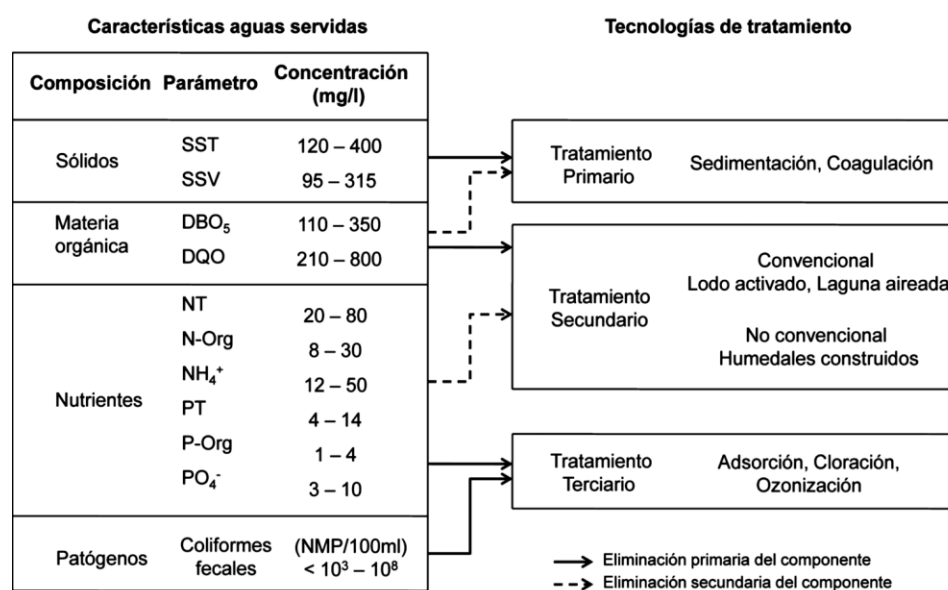


Figura 1. Características y tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas servidas. **Fuente.** Morales et. Al., 2013.

Los efluentes provenientes de los sistemas de tratamientos primarios no son aptos para ser vertidos al medio ambiente, por lo que se requiere de tratamientos posteriores. Generalmente los sistemas secundarios se combinan con los tratamientos primarios con el objetivo de obtener mayor eficiencia de

remoción de carga orgánica y de sólidos suspendidos. Además contribuye a reducir los posibles problemas operacionales asociados a la presencia de alta concentración de sólidos suspendidos en las aguas servidas. Por otra parte los efluentes producidos por los sistemas de tratamiento secundarios son usualmente aptos para ser vertidos a los cuerpos receptores sin provocar alteraciones medioambientales (Rojas, 2002). Muchos de los casos requieren de una previa desinfección antes de ser vertidos. El tratamiento terciario juega un papel importante cuando el efluente tratado se destina a otros usos, tales como: riego, recreación, estética y vida acuática.

De acuerdo a lo explicado anteriormente, los tratamientos secundarios juegan un rol fundamental en los sistemas de tratamiento de aguas servidas. Estos procesos transforman la materia orgánica mediante la acción microbiológica en sólidos sedimentables floculentos, los cuales son posteriormente sedimentados en un tanque de decantación.

4.4 Tratamientos secundarios de aguas servidas

En el contexto de Chile, el tratamiento de las aguas servidas es cada vez más importante llegando a una cobertura del 83% de la población urbana nacional. Las principales tecnologías disponibles en Chile son los lodos activados, lagunas aireadas, sistemas de medio fijo, emisarios submarinos y los lombrifiltros. La tecnología de lodos activados es la más usada, representando el 61% de las PTAS existentes en el país (Baraño y Tapia, 2004).

4.4.1 Métodos de tratamiento de aguas servidas secundarios convencionales

Dentro de las diversas tecnologías convencionales para el tratamiento secundario de las aguas servidas se encuentran principalmente los lodos activados, lagunas y emisiones submarinas (las eficiencias de eliminación de las tecnologías mencionadas se presentan en el Anexo 1).

4.4.1.1 Lodos activados

Es un tratamiento biológico de cultivo suspendido que utiliza microorganismos para eliminar principalmente los sólidos suspendidos y la materia orgánica. En este proceso, el crecimiento de los microorganismos convierte la materia orgánica en nuevo material celular, formando flóculos que son susceptibles a precipitar en el fondo del tanque, dejando un efluente relativamente clarificado y prácticamente libre de materia orgánica y sólidos (Metcalf y Eddy, 1995).

En el proceso de lodos activos tradicional se identifican cuatro partes principales (Von Sperling, 2007):

- a) Tanque de aireación (reactor biológico).
- b) Tanque de sedimentación (sedimentador o clarificador secundario).
- c) Recirculación de lodo.
- d) Remoción de lodo de desecho o purga.

Este tipo de tratamiento puede tener distintas configuraciones, como son: (NESC, 2003; Vera, 2012).

1. Aireación convencional: se utilizan difusores de aire con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 6-8 horas, con una edad del lodo de 4-15 días, y con una relación alimento/microorganismos (A/M) de 0,2-0,9 kg DBO₅ /kg de sólidos volátiles en suspensión en el licor de mezcla por día (MLVSS·día).
2. Aireación extendida: el tanque es aireado mecánicamente con TRH de 12-36 horas, con una edad del lodo de 20-60 días, y con una relación A/M de 0,05-0,2 permitiendo que ocurra la fase endógena y se generen menores cantidades de lodo.
3. Reactores secuenciales batch: los procesos de aireación, decantación y clarificado ocurren en el mismo tanque en períodos secuenciales de llenado y vaciado de éste. El TRH es de 4-12 horas con una edad del lodo de 10-40 días, y con una relación A/M de 0,05-0,2.

4. Zanjas oxidativas: los tanques son canales circulares por donde circulan los aireadores permitiendo una aireación completa del licor. Este sistema favorece los procesos de nitrificación, desnitrificación y eliminación biológica de fósforo.

Entre las ventajas más representativas de los lodos activados se encuentran:

- Flexibilidad de operación a través de un control racional de la biomasa presente en el proceso.
- Minimización de olores y ausencia de insectos.
- Puede incorporar desnitrificación al proceso.
- Posibilidades de regular energía consumida para variaciones de carga orgánica.
- Generación de lodos secundarios que pueden ser aprovechados como fertilizantes, mejoradores de suelo y obtención de biogás.

Entre las desventajas se encuentran:

- Requerimiento de mayor sofisticación y mantenimiento.
- Dependencia con la temperatura del efluente a tratar y condiciones de entrada como pH y presencia de compuestos tóxicos.
- Un control permanente, tanto operativo como de análisis de laboratorio.
- Altos costos de operación asociados fundamentalmente a los requerimientos de oxígeno que se refleja en gastos de energía superiores a 889.000 kWh/año (Crites et al., 2006).
- Bajo abatimiento bacteriológico con la consecuente necesidad de efectuar desinfección final al efluente.

4.4.1.2 Lagunas

Son estanques artificiales excavados en el terreno e impermeabilizados. Las lagunas cumplen como función principal degradar la materia orgánica de las aguas servidas. Dentro de esta tecnología se encuentran:

- Lagunas aireadas: la aireación permite mezclar y administrar el oxígeno necesario para la degradación de la materia orgánica, permitiendo aumentar la carga orgánica y acortando los TRH a algunos días (2-4 días).
- Lagunas de estabilización o facultativas: se caracterizan por procesos lentos de degradación de la materia orgánica, presentando largos THR de hasta 20 días. Este fenómeno se debe a la ausencia de oxígeno de mecanismos de mezclado, prefiriéndose el uso de lagunas en serie para aumentar el flujo y poder aumentar las cargas orgánicas (Sánchez, 2005; Vera, 2012).
- Sistemas de medio fijo: el proceso en medios fijos es aquel en el cual se tiene un medio de soporte sólido, que permite que sobre éste se desarrolle un medio microbiano que consume el material orgánico cuando está en contacto con las aguas servidas. El tratamiento de estas aguas se puede efectuar en reactores de película biológica, poniendo en contacto dichas aguas con una población microbiana en forma de una película biológica adherida a la superficie de un medio sólido de soporte. En cualquier superficie en contacto con microorganismos donde se tengan los nutrientes necesarios, se desarrolla una capa biológicamente activa y en consecuencia, las películas biológicas adheridas constituyen una característica de todo tipo de reactor biológico (Metcalf y Eddy, 1995).

Entre las ventajas que presentan las lagunas se encuentran (Vidal y Araya, 2014):

- Baja producción de lodos comparado con un sistema convencional y lodos parcialmente estabilizados
- Eliminación eficiente de DBO_5 , sólidos suspendidos y patógenos;
- No requiere de clarificación previa.

Entre las desventajas se encuentran (Vidal y Araya, 2014):

- En climas fríos (bajo 10°C) se reduce la actividad biológica, por ende la eficiencia es más baja, requiriendo más terrenos o mayores tiempos de retención.
- Puede presentar problemas de olores, mosquitos e insectos si la mantención no es la adecuada.
- Requiere de aireación artificial, lo que implica un gasto adicional por concepto de energía.

4.4.1.3 Emisarios submarinos

Este tipo de tecnología utiliza la descarga de las aguas servidas a los cuerpos marítimos a través de tuberías que están situadas o instaladas en el fondo marino.

Estos sistemas de tratamiento cuentan con tres etapas principales: tratamiento físico, transporte y tratamiento biológico, y por último tratamiento submarino.

1. Un tratamiento físico: en el cual son eliminadas las partículas sedimentables y ocurre un acondicionamiento de las partículas a degradar mediante una disminución del tamaño de los sólidos suspendidos gruesos y el aumento de oxígeno disuelto por aireación (Leppe y González, 1996);
2. Una etapa de transporte y tratamiento biológico: en este caso las aguas son transportadas hasta un punto del océano donde se den las condiciones óptimas de dilución y donde, debido al alto tiempo de residencia dentro de los tubos de descarga, la flora bacteriana disminuye su metabolismo (estado de dormancia), lo que facilita su abatimiento en el impacto con el medio marino (Padilla y Mondaca, 1995).
3. Por último una etapa de tratamiento submarino, donde ocurre la reducción de la contaminación orgánica y bacteriológica debido a la acción de procesos físicos y biológicos, dominados por la temperatura,

pH, radiación UV, osmosis, salinidad, algas bactericidas, entre otros. En este tipo de sistemas se suele mencionar un “área de tratamiento natural” donde ocurren los procesos antes señalados, la que normalmente se define como un área circunferencial de 600 m de radio desde el punto de descarga y desde el fondo marino hasta la superficie (Leppe y González, 1996).

A pesar de que los tratamientos secundarios convencionales son los métodos más usados en Chile, sus desventajas han fomentado el desarrollo de nuevos tratamientos (no convencionales), los cuales se fundamentan en procesos naturales. El uso de dichos tratamientos ha experimentado una tendencia creciente debido a sus ventajas con respecto a los sistemas tradicionales, las cuales se centran en su poca complejidad lo que conlleva a bajos costos de operación y mantenimiento (Kadlec and Wallace, 2009).

4.4.2 Métodos de tratamiento de aguas servidas secundarios No convencionales

Dentro de los tratamientos no convencionales que predominan en Chile se destacan los biofiltros, representando solamente un 4% (Baraño y Tapia, 2004). Sin embargo existen otras tecnologías con potencial para ser implementado en zonas rurales, tales como los humedales construidos, los cuales no han sido explotados para dichos fines.

4.4.2.1 Lombrifiltros (Biofiltros)

En este tipo de sistemas las aguas servidas percolan a través de un medio filtrante, donde existe una población de lombrices. La materia orgánica que queda retenida en el medio filtrante es removida por dicha población y los microorganismos adheridos al medio, utilizándola como fuente de alimento y energía. Las lombrices luego de digerir la materia orgánica producen a través de sus deyecciones el denominado humus de lombriz, que puede ser utilizado como abono orgánico para el suelo (Metcalf y Eddy, 1995).

Entre las ventajas que presenta este tratamiento se encuentran (Salazar, 2005; Vidal y Araya, 2014):

- El beneficio de no generar lodos, sino que en su lugar se obtiene el humus.
- Rápida puesta en marcha ya que no requiere creación de biomasa.
- Bajos costos de inversión, operación y mantenimiento, al tener bajos requerimientos de energéticos.

Entre las desventajas se encuentran (Vidal y Araya, 2014):

- La necesidad de mayor superficie que sistemas convencionales.
- Sensibilidad a variaciones bruscas de carga orgánica.
- Posible fuente de olores y vectores sanitarios.

4.4.2.2 Humedales Construidos

Los humedales construidos (HC) son sistemas de tratamientos de aguas residuales compuestos por lagunas o canales poco profundos (menos de 1 metro de alto), con plantas propias de zonas húmedas. Los cuales poseen tuberías de entrada del influente, impermeabilización, y estructuras de salida de efluente regulables para controlar el nivel de agua (Kadlec y Knight, 1996). En dichos humedales, la presencia de microorganismos y la acción de la vegetación, junto a procesos fisicoquímicos, permiten depurar el agua, eliminando grandes cantidades de materia orgánica, sólidos, nitrógeno, fósforo y en algunos casos productos químicos tóxicos (Lahora, 2003).

Pese a que la operación y mantención en estos sistemas es sencilla es necesario considerar ciertos parámetros como: las características de las aguas servidas pues la tolerancia de estos sistemas se encuentra entre 1-25 g DBO₅/m²d, la columna de agua entre 60-90 cm y un tiempo de permanencia de 1 a 15 días. Por otro lado las plantas utilizadas deben tener una apropiada

cobertura para asegurar un buen rendimiento (Vymazal, 2008; Kadlec y Wallace, 2009).

Los humedales construidos se clasifican según el régimen hídrico, pudiendo distinguir dos tipos de sistemas:

- a) Humedal construido de flujo horizontal superficial (HFHS).
- b) Humedal construido de flujo subsuperficial (HFSS), este a su vez se puede clasificar en flujo horizontal subsuperficial (HFHSS) flujo vertical subsuperficial (HFVSS).

Así mismo pueden diferenciarse según el tipo de vegetación (emergentes, sumergidas, flotantes hojas, de libre flotación) (Plaza de los Reyes et al., 2011). Una descripción más detallada de los tipos de clasificación observada en los humedales construidos se muestra en el Anexo 2.

La operación y eficiencia de un humedal construido depende de la hidráulica del sistema que define las zonas inundadas. La velocidad del flujo a través del humedal se controla mediante el TRH y la eficiencia de depuración, que será a su vez una función de la carga contaminante por unidad de área y tiempo (Lahora, 2003). De acuerdo a dichas especificaciones los humedales se pueden clasificar en:

1. Humedales de flujo horizontal superficial (HFHS): En los cuales el agua está expuesta directamente a la atmósfera y circula preferentemente a de los tallos de los macrófitos. En la figura 2 se muestra que el agua se vierte en la superficie en un extremo del lecho, moviéndose lenta y horizontalmente, para finalmente ser evacuada en el extremo opuesto del lecho por medio de un vertedero. Las plantas acuáticas están enraizadas en el fondo del humedal y el flujo de agua circula a través de las hojas y los tallos de las plantas (Brix, 1994).

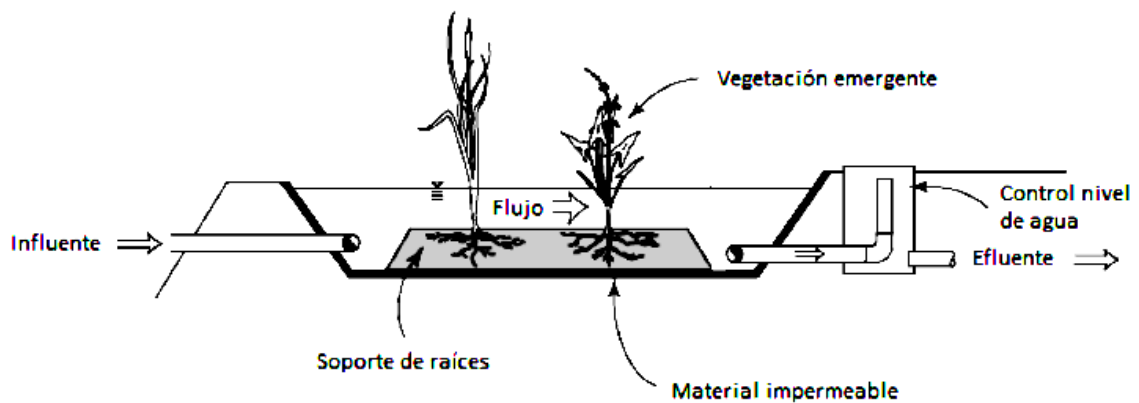


Figura 2. Esquema del HFHS. **Fuente.** Kadlec y Knight, 1996.

2. Humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial (HFHSS): Como muestra la figura 3, el agua residual fluye lentamente a través de un medio poroso bajo la superficie de la celda de forma horizontal. El efluente es transportado mediante tuberías y vertidos al cuerpo de agua receptor. Las profundidades de estos humedales no suele exceder los 0.60 m y son construidos con una leve pendiente en el fondo para garantizar las óptimas condiciones hidráulicas de flujo laminar en el proceso (Arias et al., 2003)

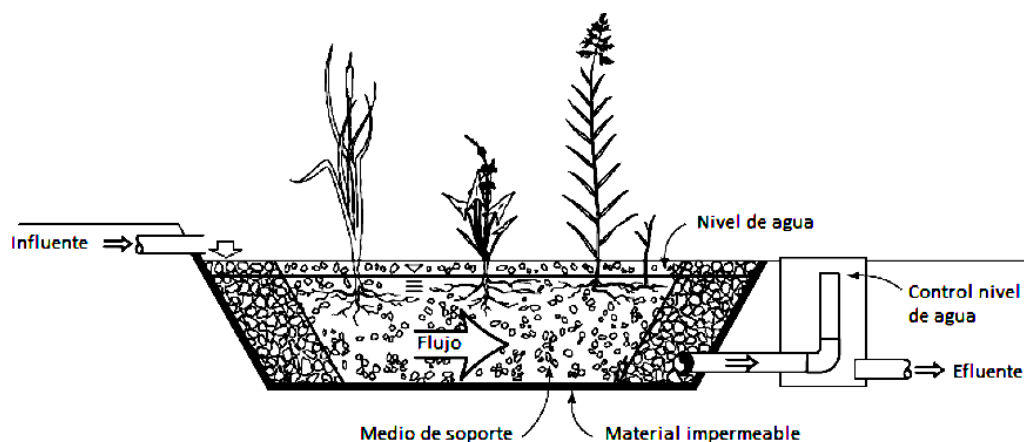


Figura 3. Esquema del HFHSS. **Fuente.** Kadlec y Knight, 1996.

3. Humedales de flujo vertical subsuperficial (HFVSS): el influente se vierte y se distribuye en toda la superficie del lecho, fluyendo de manera descendente y percolando entre las diferentes capas de material filtrante y las raíces de las plantas (ver figura 4). El sistema de distribución del agua está en la superficie y reparte el agua uniformemente. Una vez que el agua pasa a través del lecho, se recoge en el fondo y se evacua por medio de tuberías. El lecho debe tener una profundidad mayor a 1 m (Arias et al., 2003).

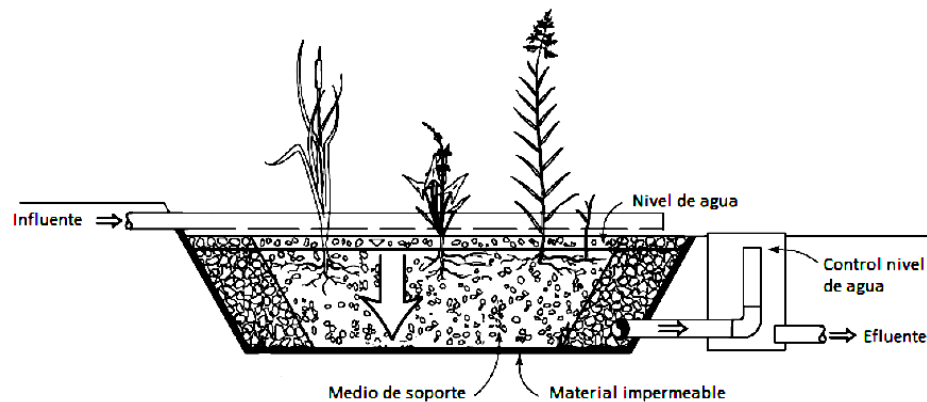


Figura 4.Esquema del HFVSS. *Fuente.* Kadlec y Knight, 1996.

Dentro de las ventajas de los humedales construidos se encuentran (Vidal y Araya, 2014):

- La vegetación cosechada puede ser utilizada en compostaje, artesanías o incluso la venta (plantas ornamentales).
- Los sistemas que emplean medios de soporte (HFHSS y HFVSS) que poseen aislamiento térmico, logran tener un buen funcionamiento a bajas temperaturas ($<4^{\circ}\text{C}$).
- Poseen valor estético, lo que les permite ser utilizadas como zonas de recreación pasiva o zonas verdes.
- Tienen bajos gastos de operación y mantención, ya que no requiere de reactivos químicos ni maquinarias complejas.

- Buena eficiencia de eliminación de materia orgánica (30-95%) y nitrógeno (20-60%).
- En cuanto al gasto energético presentan un consumo menor a 0,2 kWh/m³, mientras que cualquier proceso convencional presenta consumos incluso hasta 3 veces mayores (Kadlec y Wallace, 2009).
- No existe la generación de lodos.

Si bien dichos sistemas presentan ventajas prometedoras como sistemas de tratamiento de aguas servidas, también tienen desventajas entre las cuales se pueden mencionar (Vidal y Araya, 2014):

- Es posible que los HFHSS generen en mayor proporción gases de efecto invernadero (CH₄ y N₂O) en comparación a los HFHS.
- El rendimiento del sistema puede ser menos constante que un tratamiento convencional.
- Necesidad de realizar un tratamiento primario previo a la aplicación en la unidad del humedal construido.
- Requieren una superficie mayor a la que necesitan los sistemas de tratamiento convencionales (20-30 veces superior).

Las eficiencias típicas de eliminación de los constituyentes para las diferentes tipos de humedales construidos son resumidas en la tabla 2.

Tabla 2. Eficiencia de eliminación de contaminantes en humedales construidos.

Parámetros	HFHS^[6,9,10]	HFHSS^[1,2,3,4,7]	HFVSS^[5,6,8]
DBO₅	4,6 - 84,0	60,7 - 97,0	87,9
DQO	92,0	70,0 - 97,0	73,0-93,0
NT	20,0 - 60,0	30,0 - 75,0	44,0 - 90,0
NH₄⁺	84,0 - 88,0	14,0 - 25,0	78,0

PT	60,0	10,0 - 40,9	10,0 - 48,3
SST	93,2	68,1 - 99,0	77,1

Fuente: 1. Curia et al. (2010); 2. Vymazal (2005); 3. Vymazal (2009); 4. García et al. (2004a); 5. Zhao et al. (2010); 6. Vymazal and Kröpfelová (2008a); 7. Vymazal and Kröpfelová (2009); 8. Cooper (2005); 9. Weedon (2003); 10. Akrotos et al. (2007).

4.5 Tipo de vegetación utilizada en humedales construidos

Las plantas macrófitas, que se encuentran comúnmente en los humedales naturales o riberas de los ríos de la región, son utilizadas en los humedales. Las plantas son una parte esencial de un humedal construido, ya que proporciona un ambiente apropiado para el crecimiento microbiano y mejoran significativamente la transferencia de oxígeno a la zona de raíces, que es parte del lecho filtrante. Por otra parte, en las zonas de clima frío el material vegetal muerto proporciona una capa aislante, que en invierno tiene un efecto positivo para el funcionamiento del humedal. Además son estéticamente agradables y añaden verdor a la zona edificada, sirven de hábitat para los animales como pájaros y ranas, y actúan localmente como espacio verde.

El funcionamiento de los sistemas de HFHS se ve afectado por la especie vegetal utilizada. Específicamente, en sistemas de HFHSS existe una disparidad de resultados tanto en la sobrevivencia de las especies, como en las eficiencias de eliminación de los humedales, lo que se atribuye a las diferencias de adaptación de las plantas, las capacidades de oxigenación de sus raíces y el desarrollo de la rizósfera (Bécares, 2004).

La vegetación utilizada en HFSS debe tener ciertas características tales como: ser tolerantes a una alta carga orgánica y de nutrientes, contar con una abundante cantidad de raíces y rizomas con el fin de proveer sustrato para bacterias adheridas y oxigenación, poseer una biomasa aérea para el

aislamiento en invierno en regiones frías y templadas y una eliminación de nutrientes a través de la cosecha la cual no supera el 20% (Kadlec and Wallace, 2009).

Las especies más utilizadas son macrófitos emergentes típicos de las zonas húmedas como el carrizo (*Phragmites*), la espadaña (*Typha*) o el junco (*Schoenoplectus californicus*) (García y Corzo, 2008). Estas especies poseen diversas características que les permiten ser utilizadas en este tipo de sistemas, las que se citan en la tabla 3:

Tabla 3. Características de las macrófitas utilizados en humedales construidos.

Nombre	Familia	Hundimiento (m)	pH óptimo	Temperatura óptima (°C)	Altura máxima (m)
<i>Phragmites australis</i>	<i>Poaceae</i>	0,6	3,7-9,0	12-33	5
<i>Typha latifolia</i>	<i>Typhaceae</i>	0,6	5,5-7-5	10-30	3
<i>Schoenoplectus californicus</i>	<i>Cyperaceae</i>	0,6	5-9	16-27	3

Fuente. Borin, 2003; Wallace y Knight, 2006

Estas especies macrófitas son usadas comúnmente en los HFHSS y HFHS. Además presentan un porcentaje de eliminación de DBO₅ y DQO entre un 60-80 % y un 70-90 %, respectivamente (Vymazal, 2007; García et al., 2005; Rojas et. Al., 2013).

Las especies *Typha latifolia* y *Schoenoplectus californicus* son sensibles a los cambios de salinidad soportando niveles inferiores a 5 ppt, mientras que *Phragmites australis* puede tolerar niveles altos de salinidad de hasta 20 ppt (Borin, 2003; Wallace y Knight, 2006). Según la literatura *Phragmites australis*

puede lograr una eliminación de NT y PT de aproximadamente 45% y 40%, respectivamente (García et al., 2005).

4.6 Eliminación de contaminantes en HFHSS

Los contaminantes eliminados por los humedales construidos se pueden clasificar en cuatro elementos importantes los cuales son: sólidos suspendidos, materia orgánica. A continuación se presentan los mecanismos por los cuales éstos contaminantes son eliminados.

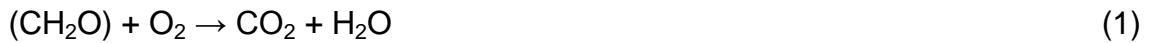
4.6.1 Sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos quedan retenidos en los humedales mediante la filtración del medio granular y por precipitación. En los HFHSS la mayor parte de la eliminación de sólidos ocurre cerca de la zona de entrada alcanzando eficiencias de más del 90% (Aguirre, 2004). Estos sólidos quedan retenidos en un 99% en el espacio intersticial mientras que solo un 1% de estos se adhieren a la grava (Caselles-Osorio y *col.*, 2007). Un contenido excesivo de sólidos de tipo orgánico o inorgánico (>50 mg/L) puede provocar una pronta colmatación de los humedales, es decir, una acumulación excesiva de sólidos en la zona de entrada, la cual afecta la conductividad hidráulica del humedal (García y Corzo, 2008).

4.6.2 Materia orgánica

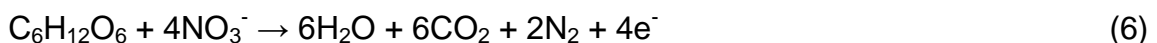
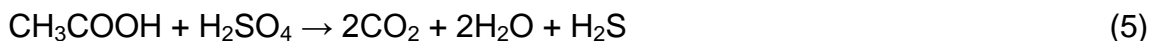
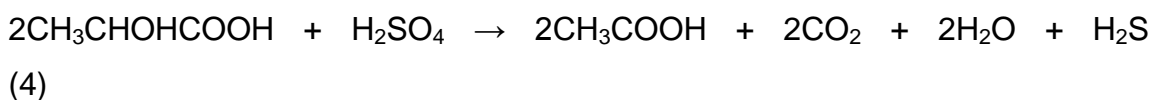
La materia orgánica particulada y disuelta son removidas a través de mecanismos físicos y biológicos, respectivamente. La materia orgánica particulada es eliminada del mismo modo que los sólidos suspendidos, es decir, por mecanismos físicos como la filtración y la sedimentación, mientras que la disuelta es degradada por la presencia de microorganismos que forman la biopelícula adheridos al medio de soporte (Aguirre, 2004). Los mecanismos de degradación de la materia orgánica disuelta se lleva a cabo a través de fases aeróbicas y anaeróbicas (García y Corzo, 2008).

El proceso de degradación aeróbica se puede resumir en la siguiente reacción (1), donde en presencia de oxígeno, las bacterias heterótrofas aeróbicas degradan la materia orgánica a dióxido de carbono y agua (Vymazal *et al.* 1998).



La digestión anaeróbica es un proceso complejo que realiza cierto grupo de bacterias autótrofas, y está dominado por un conjunto de reacciones en series y paralelas originando numerosos productos intermedios (ácido acético, butírico, láctico, además de alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono) (Vymazal y *col.*, 1998).

Estos productos intermediarios a su vez son utilizados por bacterias del tipo metanogénicas (5 y 6), sulfato-reductoras (7 y 8) y desnitrificantes (9) para obtener energía. Estos tres grupos bacterianos juegan un rol importante en la degradación anaeróbica de la materia orgánica (Lettinga y *col.*, 2001)



Todas las reacciones descritas anteriormente ocurren simultáneamente en los HSS, y dependiendo de los factores involucrados (pH, temperatura, tipo de flujo del humedal, tipo de vegetación, entre otros), predominan unas reacciones más que otras. Para humedales de 30 cm, la eliminación de materia orgánica ocurre en un 9,9% por respiración aeróbica, un 56,9% por desnitrificación, un 33,2% por sulfatoreducción y no ocurre eliminación a través de metanogénesis. Para

humedales de 50 cm, son de un 5,7% respiración aeróbica, 0% desnitrificación 89,4% sulfatoreducción y 4,9% metanogénesis (Aguirre, 2004).

4.7 Herramientas para evaluar la sostenibilidad

Para evaluar la sostenibilidad de un proceso existente o de nuevas tecnologías se han usados diferentes herramientas (Evans et al. 2009; Sankaranarayanan et al. 2010), las cuales se centran en las esferas técnicas, económicos y ambientales. Las herramientas más usadas en dichas esfera se citan a continuación:

- Criterios técnicos (eficiencia energética, por ciento de remoción, eficiencia exergética, entre otros).
- Impactos ambientales (Análisis de ciclo de vida, huella de carbono, huella hídrica, evaluación del ciclo de vida exergético, análisis exergo-ambiental).
- Parámetros económicos basados en la viabilidad del proceso (indicadores dinámicos: beneficio anual neto, periodo de recuperación y rendimiento neto de la inversión, análisis exergo-económico, entre otras).
- Los indicadores económicos basados en la valoración ambiental (costos externos asociados a la salud humana, los ecosistemas y daños a las edificaciones, análisis de costo-beneficio, el costo de ciclo de vida, análisis de la exergía extendida, etc).

En el camino hacia la sostenibilidad la ingeniería tiene por retos la búsqueda sistemas productivos y el desarrollo de tecnologías más eficientes, para minimizar impactos negativos sobre el ecosistema y potenciar la rentabilidad económica, considerando la responsabilidad con la sociedad. En este sentido la exergía juega un rol importante en la búsqueda del desarrollo sostenible.

La exergía se fundamenta en el Segunda Ley de la Termodinámica (SLT) (Matos and Hing, 1986). La aplicación de dicha herramienta permite cuantificar e identificar las etapas de mayores irreversibilidades (pérdidas) de procesos. Al

mismo tiempo permiten optimizar las variables operacionales, identificando la calidad de la transformación de los recursos (Kotas, 1995). Por otra parte, las aproximaciones de los SLT no sólo sirven para cuantificar las irreversibilidades sino también tienen implicancia directa en dos áreas bien específicas de las actividades humanas, como son el área ambiental así como el área económica.

En la temática ambiental, se logra identificar la degradación de los recursos, las pérdidas exergéticas asociadas a las emisiones, así como, la renovabilidad de los procesos a lo largo de su ciclo de vida (Dewulf et al., 2008, Dewulf, 2009). En este contexto las herramientas más utilizadas son: análisis de ciclo de vida exergético (ELCA) y exergo ambiental.

En el área económica, los investigadores han relacionado las definiciones termodinámicas con las disciplinas económicas con el objeto de optimizar el diseño de sistemas energéticos, a través del análisis exergo-económico (Ahmadi and Dincer, 2010). Dicho método reconoce que la exergía es la materia prima de valor en un sistema, asignándole costos a las variables exergéticas. Además permite cuantificar el costo de las ineficiencias termodinámicas ocurridas durante el proceso. Sin embargo, las herramientas descritas anteriormente solamente se centran en determinar los impactos y costos asociados a las ineficiencias del procesos de forma independientes. Una forma de tratar de unificar y considerar todos los elementos que integra los procesos (materia, energía, labor, capital e impacto ambiental) a través de una única unidad métrica es considerada en el análisis de la exergía extendida (Bösch et al. 2007).

Como se explicó anteriormente la exergía constituye una herramienta poderosa para la evaluación de los procesos en el contexto de la sostenibilidad, debido a su carácter multidisciplinario y a su sólido fundamento basado en la Segunda Ley de la Termodinámica.

4.8 Concepto de exergía

Desde los 50's, la termodinámica ha introducido un nuevo término llamado exergía para expresar la cantidad de energía disponible, su habilidad para ser convertida en otras formas de energía y especialmente su capacidad para generar trabajo (Nubusawa, 1984). La exergía se define como el máximo trabajo útil que se puede obtener cuando un sistema se pone en equilibrio con su entorno por medio de un proceso reversible. La exergía es una función de las propiedades físicas de un sistema y su entorno (Demirel, 2007), esta es una propiedad termodinámica que caracteriza a los procesos reales, es decir, procesos irreversibles (Szargut, 1988).

Para el análisis exergético se requiere identificar el estado estándar o de referencia. Este se caracteriza por temperatura, presión y especies de referencias. La temperatura y presión en el estado de referencia más usados por la literatura son $T_0 = 298.15 \text{ K}$ y $P_0 = 1 \text{ atm}$, mientras que para la sustancia de referencia se pueden seleccionar diferentes estados. Según Szargut et al (1988) las especies de referencia deben ser elegidas como los productos más probables de las interacciones entre la sustancia considerada y los componentes del medio ambiente natural, en este caso los estados de referencias son: componentes gaseosos de la atmósfera, especies disueltas en el agua de mar y compuestos sólidos presentes en la superficie de la Tierra. La exergía del medio ambiente de referencia es cero y las exergías de los sistemas es cero cuando está en equilibrio con el entorno de referencia.

4.8.1 Tipos de exergía

Los tipos de exergía (ex) son cinéticas, potenciales, físicas y químicas. Además podemos encontrar la exergía eléctrica (igual a la energía), exergía nuclear (igual a la energía) y la exergía de radiación solar (igual a $0.9327 \times$ energía) (Dewulf et al., 2007).

4.8.1.1 Exergía cinética y potencial

Exergía cinética (ex_k) y potencial (ex_p) tiene el mismo significado que los términos de energía correspondientes. Exergía cinética es relevante para el análisis de una turbina. La exergía Potencial es relevante para los sistemas eléctricos o hidráulicos. Sin embargo, estos dos términos son despreciables para los procesos industriales más comunes (Wall, G et al., 1990). La exergía cinética y potencial son calculadas por las siguientes ecuaciones:

$$ex_k = m \frac{c_o^2}{2} \quad (7)$$

Y;

$$ex_p = mg_e Z_o \quad (8)$$

Dónde: m es el caudal másico de la corriente de fluido, C_o velocidad mayor de la corriente del fluido con relación a la superficie de la tierra, Z_o altitud de la corriente por encima del nivel del mar, y g_e la aceleración gravitacional (considerado constante).

4.8.1.2 Exergía física

El componente de la exergía física se define como: la cantidad máxima de trabajo que se puede obtener cuando una corriente de material pasa de forma reversible desde su estado inicial (P_i y T_i) al estado de referencia. Esta puede ser determinada mediante la siguiente ecuación (Dewulf et al., 2007):

$$ex_{ph} = (H_i - H_o) - T_o(S_i - S_o) \quad (9)$$

Dónde: H_i y H_o entalpía específica en el estado inicial y referencia, S_i y S_o entropía específica en el estado inicial y referencia, respectivamente, T_o y P_o son la temperatura y presión de referencia.

4.8.1.3 Exergía química

En este caso se habla del trabajo obtenido al tomar una sustancia a la presión y temperatura del estado de referencia hasta el estado de equilibrio termodinámico con las concentraciones de los componentes de la referencia, es decir en un estado del equilibrio térmico, mecánico y químico con el ambiente. Existen diferentes métodos para estimar las exergías químicas de los componentes puros y las mezclas en función de su estructura molecular y tipos de mezclas (Fryda et al. 2008).

Para mezclas líquidas, la exergía química molar (ex_{ch}) de todas las especies está dado por la ecuación 10:

$$ex_{ch} = \sum x_i e_i^o + RT_o \sum x_i \ln(\gamma_i x_i) \quad (10)$$

Dónde: R constante universal de los gases (8,31 J mol⁻¹ K⁻¹), x_i fracción molar de las especies en las mezclas, e_i^o es exergía química estándar de cada sustancia y que puede obtenerse a partir de tablas de exergía química estándar reportadas por la literatura (Kotas 1985; Szargut et al 1988; Bejan et al., 1996), y γ_i es el coeficientes de actividad. En el caso de mezclas gaseosas el coeficiente de actividad es sustituido por el coeficiente de fugacidad. Para soluciones líquidas y gaseosas ideales los coeficientes de fugacidad y actividad toman valores igual a la unidad (Smith, J. M.; Van Ness, H. C.; Abbott, 1997).

Para materiales orgánicos residuales (aguas residuales, lodos), la exergía química estándar se puede estimar en función de la demanda química de oxígeno (DQO) y carbono orgánico total (TOC) de acuerdo con las ecuaciones siguientes (Tai et al., 1986):

$$ex_{ch} = 13.6 \frac{kJ_{ex}}{g} DQO \quad (11)$$

Y;

$$ex_{ch} = 45.0 \frac{kJ_{ex}}{g} TOC \quad (12)$$

Donde DQO y TOC son expresados en términos de concentración (gl^{-1}).

El cálculo de la exergía química contenida en los nutrientes N y P depende de la forma en que se producen N y P. Los residuos de agua con un pH ligeramente básico (7.2) contiene proporciones iguales de H_2PO_4^- y HPO_4^{2-} (Tack, 2008).

La exergía de cada corriente de material se expresa como la suma de cuatro componentes: cinética (ex_k), el potencial (ex_p), física (ex_{ph}) y química (ex_{ch}). La exergía cinética y potencial se considera despreciable en comparación con la exergía física y química (Kotas 1995). Por lo tanto la exergía de cada corriente está dada por la siguiente ecuación:

$$Ex = Exk + Exp + Exp_h + Exch \quad (13)$$

4.9 Aplicaciones de la exergía

Las diferentes herramientas basadas en la exergía como criterio de medida se presentan a continuación (Tsatsaronis, 2011):

- Análisis exergéticos
- Análisis de ciclo de vida exergético
- Consumo de exergía acumulada
- Análisis exergo-económico
- Análisis exergo-ambiental
- Contabilidad de la exergía extendida

Estas herramientas van a presentar diferentes alcances como se muestra en la figura 5:

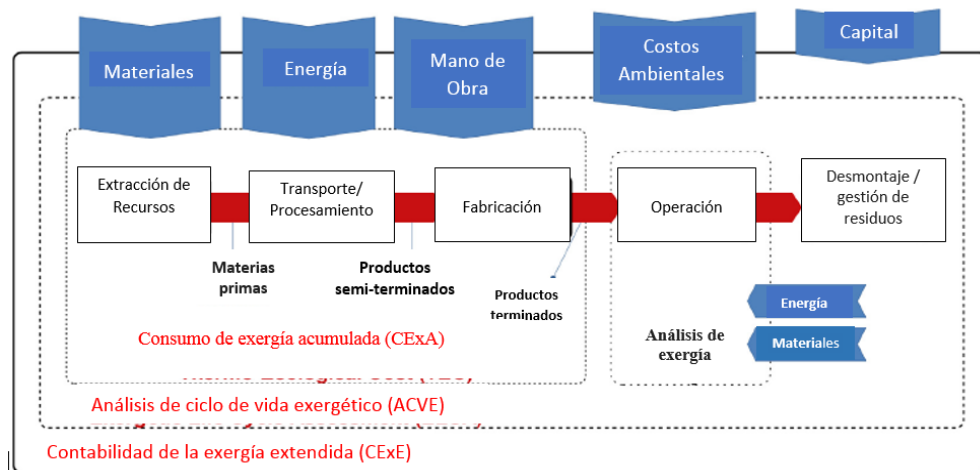


Figura 5. Alcances de la exergía como herramienta de sostenibilidad. **Fuente.** Rocco et al., 2014.

➤ Contabilidad de la exergía extendida

Las herramientas exergéticas juegan un papel importante en el análisis de ciclo de vida usado en un proceso o actividad. La integración de la exergía con ACV se denomina análisis de ciclo de vida exergético (Dewulf et al., 2008; Dewulf, 2009), la cual es evaluada a través del indicador denominado consumo de la exergía acumulada, permitiendo una mejor comprensión de la utilización y calidad de los recursos.

La diferencia entre el análisis exergético y el consumo de la exergía radica básicamente en sus alcances. El análisis exergético se centra básicamente en la optimización energética de la operación, mientras que el consumo de la exergía acumulada extiende los límites del sistema incluyendo la extracción, el transporte y el almacenaje de la materia prima y la fabricación de los intermediarios (Dewulf et al. 2007; Bosch et al. 2007). Sin embargo ambos métodos de análisis solamente cuantifican la cantidad y calidad con que se transforman los recursos en un proceso y durante su ciclo de vida, excluyendo aportes económicos, ambientales y sociales.

Con relación a la integración de la exergía con los impactos ambientales encontramos la herramienta denominada análisis exergoambiental. En este caso se le asocia un impacto ambiental a cada una de las exergías de las corrientes emitidas al medioambiente (Meyer et al., 2009). Este método indica la medida en que cada etapa de un proceso es responsable de generar un impacto ambiental, permitiendo de esta forma cuantificar e identificar la fuente de generación de los impactos. Este ha sido aplicado a los sistemas de cogeneración (Ahmadi and Dincer, 2010), desalinización por osmosis inversa (Blanco-Marigorta et al., 2014), producción de biodiesel (Velásquez et al., 2013).

Análoga a la metodología exergoambiental, se encuentra el análisis exergo-económico, el cual combina el análisis de exergía con los principios económicos e incorpora los costos asociados de las ineficiencias termodinámicas en el costo total del producto. Estos costos son comúnmente utilizados en la optimización de los sistemas termodinámicos, permitiendo minimizar el costo unitario del producto (Enteria et al., 2015; Turan and Aydin, 2014). Este análisis ha sido aplicado para realizar un análisis de un motor de turbina de gas (Turan and Aydin, 2014), cogeneración de calor y electricidad en una turbina de gas combinada (Khaljani et al., 2015) y un sistema de tratamiento de aguas residuales municipales (Abusoglu et al., 2012).

La herramienta exergoambiental y exergoeconómica permiten cuantificar las pérdidas de los recursos en términos de costos e impactos ambientales, sin embargo solamente se centran su análisis a nivel de procesos.

La Contabilidad de la exergía extendida (EEA) es un método que permite determinar el costo equivalente de un determinado producto usando la exergía como unidad de medida, permitiendo unificar los costos relacionados con capital, mano de obra, recursos y efectos ambientales de los contaminantes en términos de exergía (Rocco et al., 2014). Esta herramienta es comúnmente

utilizada para representar los patrones de producción de los países, basándose en el uso de los recursos de la sociedad. Su aplicación conduce a una mejor comprensión de la relación entre los sectores productivos, económicos, sociales (Talens Peiró et al., 2010).

La contabilidad de la exergía extendida contiene a todas las herramientas antes mencionadas y la mayor relevancia de dicho método es proponer una metodología de cálculo para determinar el equivalente de los recursos de la labor, capital e impactos ambientales como equivalentes exergéticos. Es importante puntualizar que la contabilidad de la exergía extendida (EEA) permite cuantificar los recursos usados por la sociedad para producir bienes y servicios. La EEA permite unificar cantidades que no son homogéneas como la labor, materiales, energía y capital en equivalentes exergéticos homogéneos.

En este caso de estudio la EEA ayuda a identificar formas de reutilizar los residuos orgánicos generados, transformándolos en productos lo que llevaría en definitiva a reducir los costos exergéticos. Esta herramienta ha sido aplicada a la producción de biodiesel (Talens Peiró et al., 2010a), análisis de la economía de una ciudad en Canadá (Bligh and Ismet Ugursal, 2012), análisis de la sociedad china (Chen and Chen, 2009) y al análisis del tratamiento de aguas residuales municipales en Turquía (Seckin and Bayulken, 2013).

Los estudios realizados en humedales construidos se han basado principalmente en criterios técnicos (Ibekwe et al., 2016; Reyes, 2011; Vymazal and Kröpfelová, 2011; Zhang et al., 2015), efectos de la vegetación y estación del año en el comportamiento de los humedales (Rojas et al., 2013) y contabilidad de las emisiones de gases de efecto invernadero (López et al., 2015; Mander et al., 2014), así como, la evaluación ambiental y comparación de diferentes tipos de humedales aplicando la metodología de análisis de ciclo de vida (Fuchs et al., 2011; Pan et al., 2011). Sin embargo un estudio relacionado con la contabilidad y la calidad de los recursos usados para el tratamiento de

aguas servidas mediante humedales construidos no ha sido estudiado previamente.

5 METODOLOGÍA

El costo de remediación se obtiene a través del método de la exergía extendida (Rocco et al., 2014). Este método cuenta con 5 etapas fundamentales las cuales se muestran en la figura 6.

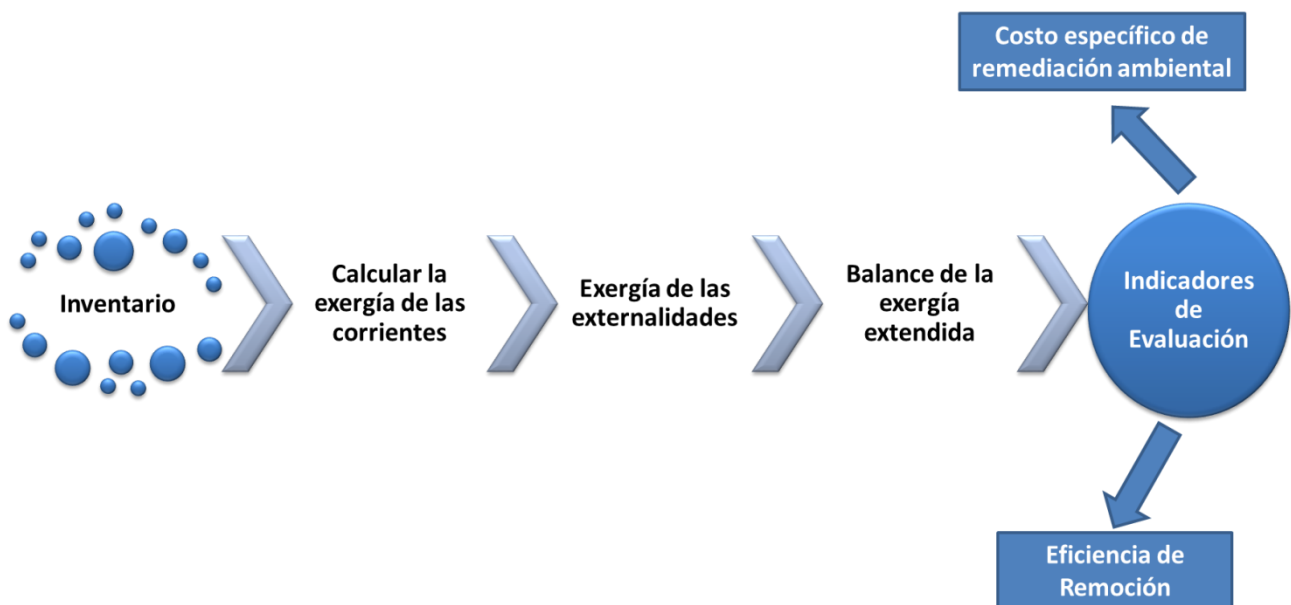


Figura 6. Metodología para cálculo del costo de remediación ambiental.

Las etapas se describen a continuación:

5.1 Inventario

En ésta etapa se obtienen todos los recursos utilizados en el tratamiento de aguas servidas, ya sean másicos, energéticos, económicos y humano. Además se especifica la ubicación y se realiza una descripción detallada del proceso estudiado.

5.1.1 Ubicación y características del proceso en estudio

En ésta etapa se describe la localización exacta de la planta piloto y las características fundamentales de diseño y operación.

❖ Ubicación

Para la realización de este proyecto se dispuso de una planta piloto (tratamiento de aguas servidas mediante humedales construidos) constituida por 4 HFHSS (celdas paralelas). La misma está ubicada dentro del terreno de la PTAS de la comuna de Hualqui, provincia de Concepción, Región del Biobío (Anexo 3), perteneciente a la Empresa de Servicios Sanitarios del Biobío, ESSBIO S.A.

❖ Características fundamentales de diseño y operación

El sistema de tratamiento tiene una capacidad de 0,804 m³/día. El sistema está compuesto por 2 etapas (ver figura 7): la primera corresponde a la etapa de tratamiento primario y la segunda al tratamiento secundario.

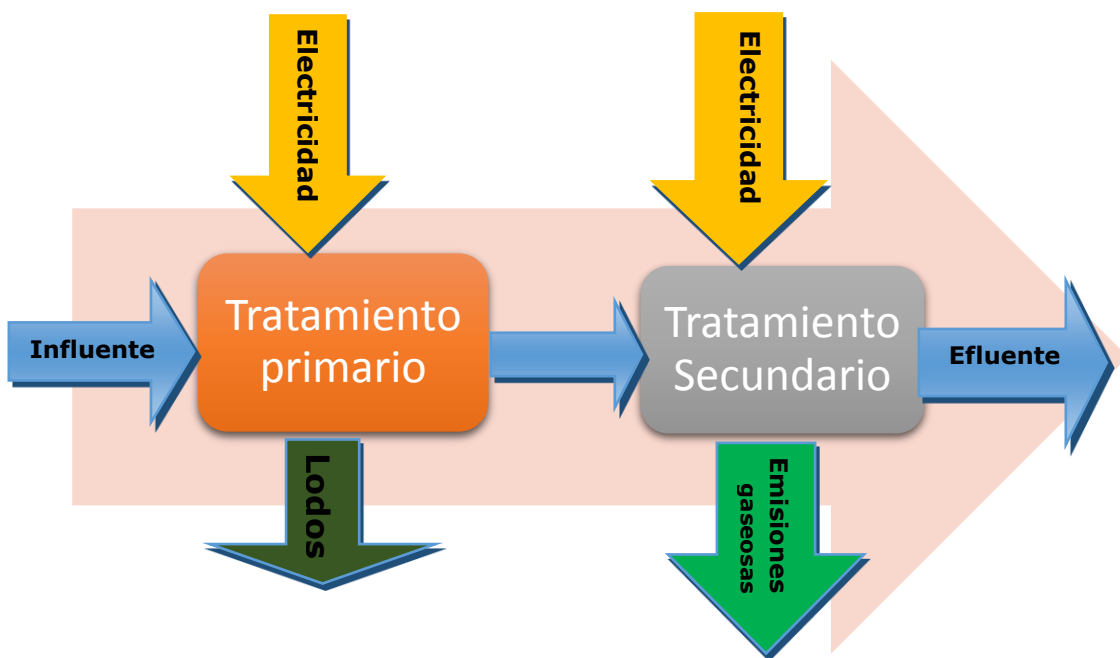


Figura 7. Diagrama de bloque del Proceso. **Fuente.** Elaboración Propia.

1. Tratamiento Primario: Abarca desde el sistema de bombeo de aguas servidas hasta el tanque de bombeo a la salida de la fosa séptica. El influente que entra a dicho tratamiento es proveniente de la PTAS que sirve a una comunidad rural con cobertura de 20.000 habitantes. Estas aguas servidas son previamente tratadas a través de cámara de rejas (40 mm de

abertura) y desarenador. En dichos sistemas se elimina los sólidos gruesos. Seguidamente, el agua servida es bombeada a un tanque desarenador-desengrasador (130 L) que tiene como objetivo separar las partículas en suspensión gruesas, además de eliminar grasas, aceites, espumas alcanzando una eficiencia de eliminación entre un 60-70 %. La remoción de dichos sólidos evita que se produzca obstrucción, sobre carga y abrasión en los sistemas posteriores de tratamiento y en el sistema de bombeo.

Seguidamente el agua es llevada a una fosa séptica (1200 L) para reducir los sólidos en suspensión (flotantes y sedimentables) a través de un proceso de sedimentación. Posteriormente el agua es almacenada en un tanque (630 L) para ser bombeada hasta el tanque de distribución.

2. Tratamiento Secundario: éste abarca desde el tanque de distribución (1000 L) hasta la recirculación del efluente al sistema de lodos activados. El agua almacenada en el tanque de distribución alimenta por gravedad a cada una de las 4 unidades de HFHSS, las que poseen una capacidad de tratamiento de $0,201 \text{ m}^3/\text{día}$ cada una. La figura 8 muestra el sistema piloto HFHSS y los tratamientos que lo constituyen.

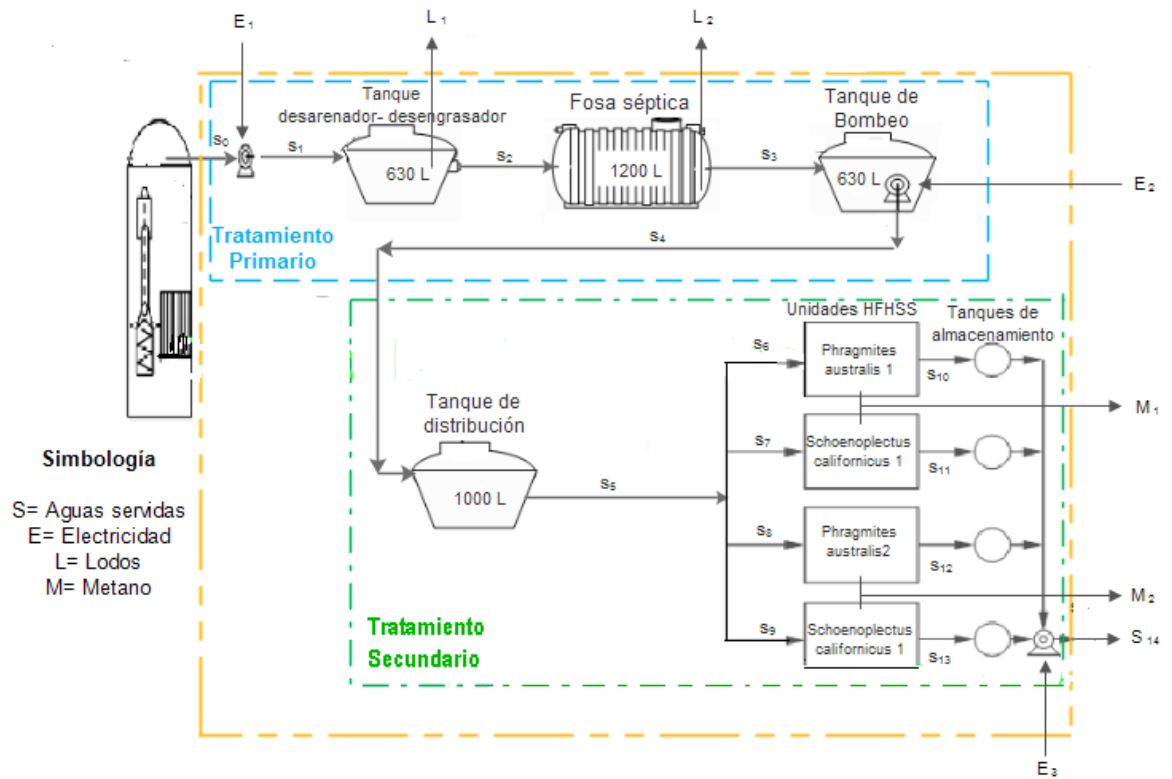


Figura 8. Diagrama de flujo para el tratamiento de agua servidas en HFHSS.

Fuente. Elaboración propia.

La planta piloto está constituida por cuatro unidades de HFHSS con las características especificadas en la tabla 4. Las unidades HFHSS-Phragmites australis 1 y 2 están plantadas con 18 ejemplares de *Phragmites australis*, y, las unidades HFHSS-Schoenoplectus 1 y 2 están plantadas con 18 ejemplares de *Schoenoplectus californicus*. El agua tratada en las unidades de HFHSS es almacenada en 4 tanques para luego ser recirculado el sistema de lodos activados.

Tabla 4. Características de cada unidad de HFHSS.

Características Físicas	Unidad	Valor
Tipo de material	-	Grava
Tamaño	mm	19 - 25
Porosidad	-	0,4

Área Superficial	m	4,5
Relación Largo/Ancho	-	2
Altura Promedio Celda	m	0,57
Altura lámina de agua	m	0,4
Pendiente de Fondo	m/m	0,05
Volumen Total	m ³	1,28

Fuente. Rojas et al., 2013.

5.1.2 Obtención de datos del inventario

En ésta etapa se determinan los flujos de entrada y salida, las características físico-químicas del influente y efluente, así como, los recursos energéticos y económicos usados en el proceso. Estos datos pueden ser obtenidos a partir de diferentes fuentes:

- ✓ Bibliográficos (reportes, artículos científicos, etc.).
- ✓ Bases de datos.
- ✓ Modelos matemáticos.
- ✓ Experimentales (in situ).

Para los humedales y la etapa de pre-tratamiento se consideraron mediciones in situ. Los datos no disponibles se usaron reportes históricos recopilados por el grupo GIBA y publicaciones relacionadas (López et al., 2015; Rojas et al., 2013).

Los consumos de energía, los costos de inversión y operación fueron obtenidos de los registros correspondientes a la puesta en marcha del HFHSS piloto (Proyecto INNOVA BIOBIO 13.3327-IN.IIP titulado “Recuperación de agua mediante jardines depuradores a partir de aguas servidas rurales: aplicaciones innovadoras con impacto para la comunidad rural”).

❖ **Parámetros in-situ**

Los parámetros in-situ fueron medidos quincenalmente en cada una de las celdas, mediante multiparamétrico portátil OAKTON (PC650–480485) y medidor oxígeno disuelto portátil (Hanna oxi 330i/set HI 9146-04). Para los efectos de este trabajo los parámetros solo se midieron en los muestreadores del centro de cada celda.

Los parámetros a medir fueron:

- Temperatura (°C).
- Potencial de óxido reducción, Redox (mV).
- Oxígeno disuelto (mg/L).
- pH.

Dichas mediciones se realizarán para las temporadas de primavera, verano, otoño e invierno correspondiente al 2015.

❖ **Parámetros de laboratorio**

Los parámetros físico-químicos monitoreados de forma mensual serán la demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO₅), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV).

Se tomarán muestras a la salida de cada una de las cuatro celdas y de la entrada una vez al mes. Las muestras serán filtradas por membranas Wathman de 0,45 µm de tamaño de poro y luego almacenadas en un refrigerador a 6°C, para su posterior análisis.

La DBO₅ será medida según la metodología Winkler luego de 5 días de incubación a 20°C.

La DQO se determinará espectroscópicamente (660 nm) mediante el equipo (Spectronic unicam-Genesis 10 UV), después de 2 horas de digestión a temperatura de 150°C.

Los SST serán medidos al filtrar con el filtro de membrana Whatman de 0,45 µm de tamaño de poro y luego dicho filtro es llevado a una cápsula de 44 porcelana y secado a 103–105 °C, posteriormente los SSV corresponderán al residuo que se ha volatilizado luego que dicho filtro fue expuesto a 550 °C por 1 hora.

Para obtener la información de la energía consumida durante el tratamiento primario se consideran dos bombas (bomba de tratamiento preliminar con una potencia de 0,6 kW y bomba de distribución de 0,37 kW) y en el tratamiento secundario una bomba con una potencia de 0,37 kW las cuales operan 15 minutos diarios.

- Las emisiones de CH₄ fueron estimadas a partir de los resultados reportados por López et al. (2015). En este estudio, los autores establecen una relación entre la materia orgánica y la producción de CH₄ para HFHSS plantados con *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*. La tasa de generación de CH₄ usadas en este estudio son de 1455 y 1305 mg m⁻² d⁻¹ para *Phragmites* y *Schoenoplectus*, respectivamente.
- Para humedales de tipo subsuperficial las emisiones promedios de CO₂ y N₂O fueron obtenidos a partir de una revisión realizada por Mander et al.(2014). La tasa de generación de CO₂ y N₂O usada fue de 3520,8 mg m⁻²d⁻¹ y 7,03 mg m⁻²d⁻¹, respectivamente.

Principales consideraciones realizadas para la determinación del inventario:

- 1- La cantidad de lodo generado en el tratamiento primario se asumió una tasa de generación de $0,0035 \text{ m}^3/\text{m}^3$ de agua tratada (Seckin and Bayulken, 2013).
- 2- Las emisiones de CH_4 sólo varían por tipo de vegetación y no así por estación del año.
- 3- Las emisiones de CO_2 y N_2O se consideraron constante por tipo de vegetación y estación del año debido a que no se disponía de información para cada especie macrófita.
- 4- Se fijó una eficiencia de remoción de contaminantes constante en el tratamiento primario según los últimos análisis realizados en el laboratorio correspondiente a la estación de invierno. Con valores de un 32%, 27%, 20% y 25% para DBO_5 , DQO, SST y SSV, respectivamente.
- 5- Se consideró el mismo número de horas trabajadas por la labor, tanto para *Phragmites* (se realiza una poda anual) como *Schoenoplectus* (se realiza una poda bianual).
- 6- No se considera el costo capital de la vegetación utilizada.

5.2 Cálculo de la exergía de las corrientes

Existen diferentes métodos para estimar las exergías químicas de los componentes puros y las mezclas en función de su estructura molecular y tipos de mezclas (Kotas 1985; Szargut et al 1988; Bejan et al., 1996; Tai et al., 1986).

En ésta etapa se calcula la exergía de las corrientes (entrada y salida).

La exergía de la electricidad será igual a su valor.

La exergía de las corrientes materiales es:

$$ex = ex_{ph} + ex_{ch} + ex_k + ex_p \quad (14)$$

Donde, ex es exergía de las corrientes materiales, ex_{ph} es exergía física, ex_{ch} es exergía química, ex_k es exergía cinética y ex_p es exergía potencial (su cálculo

está dado por la composición de las corrientes). Cabe destacar que la exergía cinética y potencial se consideran despreciables en comparación con la exergía física y química (Kotas, 1995).

La exergía física está dada por la siguiente ecuación:

$$ex_{ph} = (H_i - H_o) - T_o(S_i - S_o) \quad (15)$$

Donde, H_i y H_o entalpía específica, y S_i y S_o entropía específica en el estado inicial y referencia, respectivamente, T_o y P_o son la temperatura y presión de referencia.

La exergía química de las emisiones gaseosas puras se determina en función de su exergía química estándares (e_i^o). Las exergías químicas estándares de cada sustancia (CH_4 , CO_2 y N_2O) se obtienen a partir de tablas reportadas por Szargut et al., (1988). Dichos valores son: 51841 kJ/kg para CH_4 , 451 kJ/kg para CO_2 y 2428,8 kJ/kg para N_2O . La exergía química es calculada según la siguiente ecuación:

$$ex_{ch} = \sum m_i e_i^o \quad (16)$$

Donde m_i es flujo molar de las especies, e_i^o es exergía química estándar de cada sustancia.

Para materiales orgánicos residuales (aguas residuales y lodos), la exergía química estándar se puede estimar en función de la demanda química de oxígeno (DQO) y carbono orgánico total (TOC). Por disponibilidad de datos la exergía será calculada en función de la DQO de acuerdo a la siguiente ecuación (Tai et al., 1986):

$$ex_{ch} = 13.6 \frac{kJ_{ex}}{g} DQO \quad (17)$$

Donde la demanda química de oxígeno (DQO) es expresada en ($g\ l^{-1}$).

5.3 Cálculo de exergía de las externalidades

Es ésta etapa se calcula la exergía de las externalidades, las que contempla la exergía de la labor y el capital en la dos etapas que intervienen en el sistema de tratamiento de aguas servidas.

5.3.1 Cálculo de los factores econométricos α y β

El factor α , corresponde a la fracción de la exergía primaria involucrada en la labor, el cual es calculado según la siguiente ecuación:

$$\alpha = \frac{E_L}{E_{in,Sociedad}} = \frac{365 \cdot N_h \cdot HDI \cdot e_{surv}}{HDI_0 \cdot E_{in,Sociedad}} = \frac{365 \cdot N_h \cdot f \cdot e_{surv}}{E_{in,Sociedad}} \quad (18)$$

Dónde:

e_{surv} Es el consumo de exergía para la supervivencia, $1,05 \cdot 10^7$ J/persona-día

$E_{in,Sociedad}$ Flujo de exergía total, MJ.

N_h Número de habitantes, personas

HDI Índice de Desarrollo Humano de la zona de estudio.

HDI_0 Índice de Desarrollo Humano de una sociedad primitiva, 0.055

f Valor tabulado del consumo de exergía, calculado como la relación de HDI/HDI_0

El factor β , corresponde a un factor de amplificación que contempla la creación de riqueza debido a las actividades exclusivamente financieras. Dicho factor se calcula mediante la ecuación 19:

$$\beta = \frac{E_C}{\alpha \cdot E_{in,Sociedad}} = \frac{M_2}{N_w \cdot wh \cdot s} \quad (19)$$

Donde:

E_c Exergía del capital, MJ

$E_{in,Sociedad}$ Flujo de exergía total, MJ

M_2 Indicador monetario global o, €/año

N_w Número de trabajadores, personas

wh Número de horas de trabajo, horas

S Salario globales y salarios en un país, €/ hora

El flujo de exergía total usado por la sociedad ($E_{in, sociedad}$) se estima en base a la entrada de la radiación solar que incide en una determinada superficie (país, región o ciudad). En este caso es acotado a la comuna de Hualqui, calculado según la ecuación 20:

$$E_{in,Sociedad} = Area_{Superficial}(m^2) * Radiación_{Solar} \left(\frac{MJ}{m^2 \text{ año}} \right) * \phi \quad (20)$$

5.3.2 Exergía equivalente de la labor

El equivalente exergético del trabajo (ee_L) se define como la exergía de los recursos consumidos para generar una obra-hora y es calculado como:

$$ee_L = \frac{\alpha * E_{in,sociedad}}{N_{wh}} \quad (21)$$

Donde ee_L (MJ/h) es el equivalente exergético del trabajo y N_{wh} (h/año) es el número acumulado de trabajo horas.

5.3.3 Exergía equivalente del capital

El equivalente exergético del capital (ee_c) se define como la exergía de los recursos contenidos en una unidad monetaria y se calcula como:

$$ee_c = \frac{\alpha * \beta * E_{in,sociedad}}{M_2} \quad (22)$$

Donde ee_c (MJ/\$) es el equivalente exergético del capital, M_2 (\$/año) es el dinero + circulación de cuasi dinero (Sciubba, 2011b).

La exergía contenida en la labor (EE_L) y exergía contenida en el capital (EE_C) se calculan como:

$$EE_L = L \times ee_L \quad (23)$$

$$EE_C = C \times ee_c \quad (24)$$

Donde L (h) es horas de trabajo, C (USD) es el capital, ee_L y ee_c son equivalentes exergético de L y C , respectivamente.

5.4 Balance de exergía extendida

Se aplica el balance con vista a determinación del costo exergético equivalente del agua tratada (Rocco et al., 2014).

En la metodología del EEA, EE_{ENV} se expresa como recursos primarios de exergía consumida por un proceso de tratamiento de efluentes en el humedal construido (HC) para llevar el efluente al estado de equilibrio con el entorno de referencia (para alcanzar cero impacto ambiental) antes de ser vertidas al medioambiente. En otras palabras, EE_{ENV} comprende la exergía materiales y exergía de portadores de energía, además de equivalente exergético de las externalidades: trabajo y el capital (instalación y operación), que son totalmente consumida por el HC considerado. El esquema simplificado de HC con flujos de exergía enumerados anteriormente se ilustra en la Figura 9.

Dónde $E_{Influyente}$, E_E , EE_{L-t} , la EE_{C-t} , $E_{R. Sólido}$, $E_{Efluente}$ y $E_{R. Gaseoso}$ se refieren a exergía química de las aguas servidas (influyente), exergía de la electricidad consumida, exergía contenida en la labor, exergía contenida en el capital, exergía de los residuos sólidos (lodos) y exergía de los residuos gaseosos (CO_2 , CH_4 y N_2O), respectivamente.

La exergía de los residuos (sólidos y gaseosos) es adicionada en el balance debido a que se consideran los costos asociados a las tecnologías de abatimiento, necesarias para ser liberados al medio ambiente.

El balance de exergía extendida del sistema HC se presenta en la siguiente ecuación:

$$EE_{ENV} = E_{Influyente} + E_E + EE_{L-t} + EE_{C-t} - E_{Efluyente} + E_{R.Sólidos} + E_{R.Gaseosos} \quad (25)$$

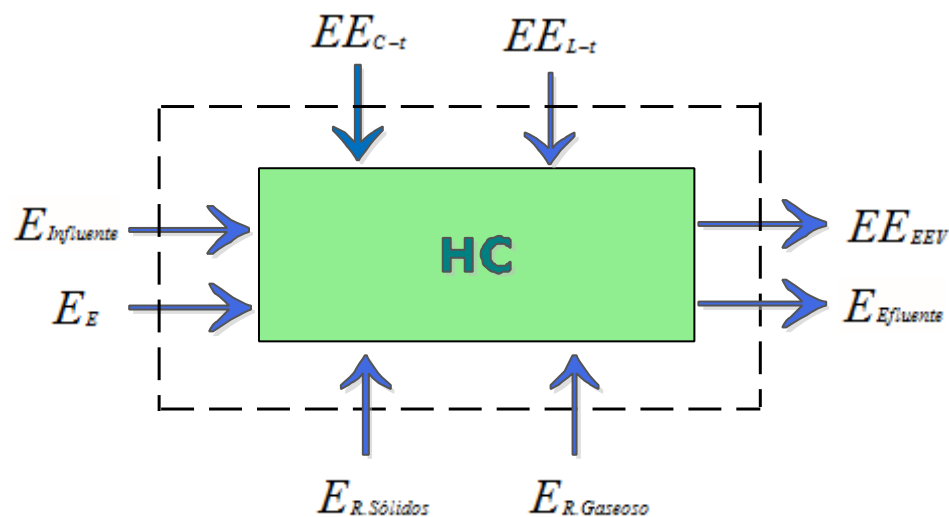


Figura 9. Representación esquemática del balance de la exergía extendida.
Fuente. Adaptado de Seckin and Bayulken, 2013.

5.5 Indicadores de evaluación

5.5.1 Eficiencia de eliminación de contaminantes

Se determina la eficiencia de remoción de los diferentes contaminantes presentes en el influente. La eficiencia basada en la eliminación de los diferentes tipos de contaminantes i se calcula mediante la siguiente expresión:

$$Eficiencia\ i = \frac{(C_{i\ in} - C_{i\ out})}{C_{i\ in}} * 100 \quad (26)$$

5.5.2 Costo específico de remediación

El costo específico de remediación ambiental (EE_{ER}) representa el equivalente al consumo de recursos del proceso de tratamiento de efluentes (EEA) por cantidad de aguas servidas tratada (Seckin and Bayulken, 2013).

El costo específico de remediación ambiental (MJ/m^3), es calculado cómo:

$$EE_{ER} = \frac{EE_{ENV}}{\text{Agua servida tratada}} \quad (27)$$

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el siguiente capítulo se presentan los resultados obtenidos a partir de la aplicación de la metodología propuesta en el capítulo 2, con el objetivo de determinar los costos de remediación ambiental (expresados en MJ/m^3) para el sistema de tratamiento de aguas servidas mediante humedales construidos.

6.1 Inventario

El inventario de los recursos materiales y energéticos usados en el tratamiento primario y humedales construidos, así como, los costos invertidos en ambas etapas son mostrados en la tabla 5, 6 y 7, respectivamente.

Es importante destacar que la eficiencia de depuración de los constituyentes (DBO_5 , DQO , SST , SSV) del tratamiento primario se asumió constante para todas las estaciones del año e independiente del tipo de vegetación. Los valores de eficiencias fueron determinados a partir de datos medidos en el presente año (2015). Esto implica que la cantidad de lodos generados y la electricidad consumida por el sistema de bombeo sean las mismas para todas las variantes estudiadas, por lo tanto los únicos parámetros que sufrirán cambios son las propiedades fisicoquímicas del influente y efluente, los cuales cambian según la estación de año. En este caso los porcentajes de depuración del tratamiento alcanzan valores de 32%, 27%, 20% y 25% para DBO_5 , DQO , SST y SSV , respectivamente.

Tabla 5. Inventario del tratamiento primario en las estaciones primavera, verano, otoño e invierno para *Phragmites* y *Schoenoplectus*.

Tratamiento primario					
Entrada	Unidad	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Influente	m ³ /año		146,73		
DBO ₅	mg/L	317	236	220	264
DQO	mg/L	376	267	330	533
SST	mg/L	330	410	548	510
SSV	mg/L	259	78	566	410
Electricidad	kWh/año		88,5		
Salida	Unidad	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Efluente	m ³ /año		146,73		
DBO ₅	mg/L	240	179	167	200
DQO	mg/L	296	210	260	420
SST	mg/L	275	342	457	425
SSV	mg/L	207	62	453	328
Lodos	m ³ /año		1,03		
DQO	mg/L		15000		

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 6 se reporta el inventario del tratamiento secundario por HFHSS plantado con *Phragmites* (Phr) y *Schoenoplectus* (Sch), específicamente para las estaciones primavera y verano. Los datos para las estaciones de otoño e invierno se resumen en el Anexo 4.

Tabla 6. Inventario del HFHSS operando con *Phragmites* (Phr) y *Schoenoplectus* (Sch) en primavera y verano.

Tratamiento Secundario									
Entrada	Unidad	Valor Primavera	Valor Verano	Salida	Unidad	Primavera		Verano	
						Phr	Sch	Phr	Sch
Influente	m ³ /año	146,73		Efluente	m ³ /año	146,73			
DBO ₅	mg/L	240	179	DBO ₅	mg/L	130	133	66	64,
DQO	mg/L	296	210	DQO	mg/L	161	190	80	73
SST	mg/L	275	342	SST	mg/L	33	46	31	24
SSV	mg/L	207	62	SSV	mg/L	22	46	12	7
Electricidad	Kwh/año	33,8		Emisiones		Phragmites		Schoenoplectus	
				CH₄	mg/m ² d	1455		1305	
				CO₂	mg/m ² d	3520,8		3520,8	
				N₂O	mg/m ² d	7,03		7,03	

Fuente: Elaboración Propia

Como se observa en la tabla 7, los costos de inversión son desglosados por tipos de tratamientos. El tratamiento primario corresponde al desarenador y tanque séptico y el secundario al humedal construido. El humedal construido representa los mayores costos de inversión, el cual representa un 68% del total (3340,3 USD). Este se debe principalmente a la fase de escavación e impermeabilización de las celdas.

Tabla 7. Costo de inversión por tratamientos (primario y secundario).

Tratamiento primario		Tratamiento Secundario	
Elemento	Costo (USD)	Elemento	Costo (USD)
Bomba 1	522,3	Bomba 3	62,8
Interruptor	16,4	T. distribuidor	147,2
Bomba 2	62,8	T. Almacenamiento	74,7
Desarenador	128,4	Grava 3/4	233,1
Fosa séptica	204,4	Construcción celdas	1745,5
Tanque Bombeo	128,4	Flotador	14,4
Total	1062,6	Total	2277,8
Total tratamiento de aguas servidas (USD)			3340,3

Fuente: Elaboración Propia.

Para el cálculo de la exergía de las externalidades los costos fueron transformados a dólares (USD), considerando que 1 USD es igual a 699,0 CPL (Banco Mundial, 2014).

6.2 Cálculo exergía de las externalidades

Exergía de entrada de la radiación solar

El cálculo de la exergía de la radiación solar ($E_{in, sociedad}$) es calculado según la ecuación 20. Dónde el área superficial es obtenida mediante la diferencia entre la superficie total de la comuna de Hualqui y el área utilizada con fines boscosos y agrícolas (Talens Peiró et al., 2010). La tabla 8 muestra los datos utilizados para el cálculo de $E_{in, sociedad}$.

$$E_{in,sociedad} = 88501000(m^2) * 6402,1 \left(\frac{MJ}{m^2año} \right) * 0,9327$$

Tabla 8. Exergía de entrada de la radiación solar a la comuna de Hualqui.

Datos	Valor	Referencia
Superficie total	536,97 km ²	(CONAF,2015)
Superficie agrícola	51,47 km ²	(CONAF,2015)
Superficie boscosa	396,995 km ²	(CONAF,2015)
La radiación solar Hualqui	6402,1 MJ/m ² año	(Ministerio de Energía, 2012)
ϕ	0.9327	(Szargut et al., 1988)
$E_{in,sociedad}$	5,28 · 10¹¹ MJ	-

➤ Cálculo de los factores econométricos α y β

Los factores econométricos son características de la situación económica y social del país. En este estudio se hace referencia a la comuna de Hualqui. Los datos requeridos para el cálculos de los factores econométricos α y β se muestran a continuación (Ver Tabla 9).

Los datos fueron recopilados del CENSO realizado por el Instituto Nacional de Estadística (INE) el año 2002, debido a la carencia de información confiable reportado por el CENSO realizado en el 2012. Teniendo en cuenta que los HC operan en forma autónoma, se asumió solamente dos días de trabajo (días de monitoreo) al mes, considerando una jornada de 8 horas para el cálculo de las horas anuales trabajadas por la planta.

Tabla 9. Valores de parámetros económicos y sociales.

Parámetro	valor	unidades	Referencia
HDI	0,666	-	(INE,2003)
HDI ₀	0,055	-	(Talens Peiró et al., 2010b)
N _h	23211	personas	(INE,2003)
h	2160	h/año/persona	-
e _{surv}	10,5	MJ/personas-días	(Talens Peiró et al., 2010b)
f	12,11	-	Calculado
PIB	2,77·10 ⁸	USD	(Banco Mundial,2014)
M2	2,28·10 ⁸	USD/año	(Banco Mundial, 2014)
S	10	USD/h	(Banco Mundial, 2014)
N _w	11142	personas	(INE,2009)

Sobre la base de los valores obtenidos de los factores econométricos α y β se calculan las exergías equivalentes de los recursos humanos (ee_L) y el capital invertido (ee_C), así como la exergía contenida en la labor (EEL) y el capital (EEC). Los factores econométricos ee_L y ee_C dependen del desarrollo socioeconómico del área geográfica estudiada y serán constantes para todo el estudio.

Tabla 10. Factores econométricos (α y β) y equivalentes exergéticos (ee_L , ee_C , EEL, EEC).

Parámetro	α	B	ee_L (MJ/hr-trabajo)	ee_C (MJ/USD)	EEL (MJ/año)	EEC (MJ/año)
valor	0,00203	0,948	44,758	4,475	8593,5	10930,1

Fuente. Elaboración propia.

Debido a que los costos de inversión y horas trabajadas son iguales para *Phragmites* y *Schoenoplectus*, la exergía contenida en la labor y capital no presentan variaciones en todas las variables analizadas.

6.3 Indicadores de evaluación

El proceso de tratamiento de aguas servidas mediante HFHSS usando diferentes vegetaciones (*Phragmites* y *Schoenoplectus*) es evaluado mediante la eficiencia de remoción de constituyentes y los costos de remediación ambiental. A continuación se reportan dichos indicadores.

6.3.1 Eficiencias de eliminación

La figura 10 muestra la eficiencia de eliminación de contaminantes para los dos tipos de vegetación (*Phragmites* y *Schoenoplectus*) en las diferentes estaciones del año, tomando como referencia el monitoreo realizado en el año 2014. Los valores presentados corresponden a los porcentos de eliminación de la planta completa (tratamiento primario y secundario).

La eficiencia de remoción de los SST y SSV alcanza valores desde 70 a 98% para todas las estaciones y vegetación estudiada. Para ambas especies macrófitas se muestran las menores eficiencias de remoción de sólidos (suspendidos y volátiles) en la estación de primavera. Este comportamiento se debe a que la eliminación de los sólidos se lleva a cabo mediante la sedimentación de los mismos a través del medio filtrante (grava).

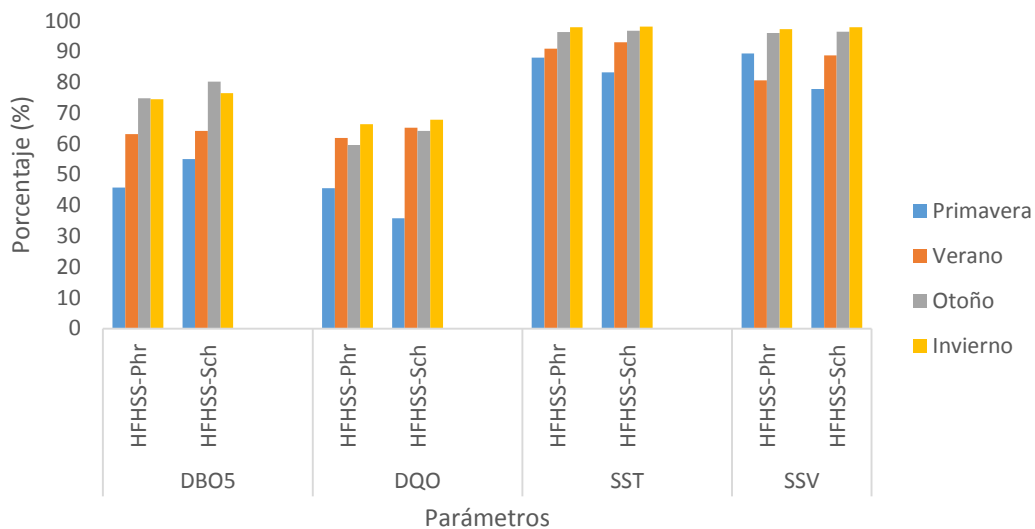


Figura 10. Eficiencia de remoción de contaminantes (%) para las diferentes variables estudiadas. **Fuente.** Elaboración Propia.

En cuanto a la eficiencia de remoción de la DQO y DBO₅ también se observan los menores valores para la estación de primavera independientemente de la vegetación utilizada. Dichos resultados están directamente relacionados con la e carga orgánica alimentada al humedal, siendo mayores en esta estación. Es importante destacar que la carga orgánica alimentada en todas las estaciones del año superan la recomendada, la cual varía desde 3.6 hasta 4.2 g DBO₅ m² d⁻¹ para verano y primavera, respetivamente; superando en un 47-55% los valores recomendable para los humedales en su etapa inicial. Según García et al., (2004), la carga orgánica debe ser inferior a 2 g DBO₅ m⁻² d⁻¹ para lograr eficiencias de remoción de DBO₅ superiores a 90%.

En primavera, los HFHSS muestran eficiencias de remoción de DBO₅ (57%) y una DQO (26%) inferior a la reportada por Vymazal and Kröpfelová (2011) y García et al., (2004) con eficiencias de eliminación superiores a 70 y 65% para DBO₅ y DQO, respectivamente.

Del mismo modo, existe un reducido desarrollo de la vegetación (una cobertura inferior al 40%) y una limitada actividad de la biomasa bacteriana, incidiendo negativamente sobre las eficiencias de remoción de la materia orgánica (57% de DBO₅ y 26% para DQO)(Kouki et al., 2009; Rojas et al., 2013). En la medida que se incremente la actividad bacteriana los porcentajes de eliminación de materia orgánica mejorarán considerablemente (García et al., (2004), Vera et al., (2011) y Vymazal and Kröpfelová, (2011). Debido a esto en la estación de invierno se reportan los mayores porcentajes de remoción de DBO₅ para ambas tipos de vegetación, alcanzando valores de 75 a 77% para *Phragmites* y *Schoenoplectus*, respectivamente.

Según los valores máximos permitidos presentados en la tabla 2 del DS 90/2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, el efluente del tratamiento de aguas servidas mediante HC cumple con la legislación vigente para descargas de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del receptor. Los valores obtenidos en este estudio se encuentran por debajo de los límites establecidos para DBO₅ (300 mg/L), SST (>80) y pH (6-8,5).

6.3.2 Costo específico de remediación ambiental

6.3.2.1 Balance de exergía

El consumo exergético de los recursos (EE_{ENV}) usados en el tratamiento mediante HFHSS de las aguas servidas es obtenido del balance exergético. Este parámetro es fundamental para el cálculo de los costos de remediación ambiental del sistema.

Aplicando la ecuación 25 los costos de EE_{ENV} son:

$$EE_{ENV} = E_{Influyente} + E_E + EE_{L-t} + EE_{C-t} + E_{R.Solidos} + E_{R.Gaseosos} - E_{Efluente} = 18293,9MJ$$

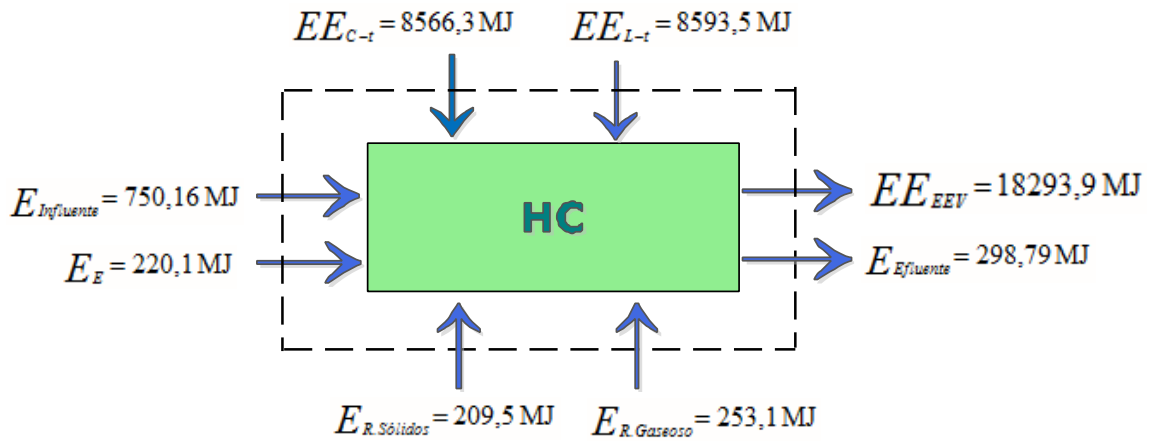


Figura 11. Ejemplo cálculo costo exergético equivalente del agua tratada (EE_{ENV}) para *Phragmites australis* en primavera.

Los valores de las exergías equivalentes de los recursos ($E_{INFLUENTE}$, E_E , EE_{C-t} , EE_{L-t}) emisiones ($E_{R.Sólidos}$, $E_{R. Gaseosos}$, $E_{Efluente}$) y el consumo total de exergía (EE_{ENV}) para las dos especies macrófitas y las estaciones del año son resumidos en la tabla 11.

Tabla 11. Indicadores de evaluación ambiental para *Phragmites* y *Schoenoplectus* en las estaciones del año.

Especie	Estación	$E_{Influyente}$	E_{L-t}	E_{C-t}	$E_{Electricidad}$	$E_{Enfluente}$	$E_{R.sólidos}$	$E_{R.Gaseosos}$	EE_{ENV}
Phragmites	Primavera	750,2	8593,5	8566,3	220,1	298,8	209,5	253,1	18293,9
	Verano	532,2	8593,5	8566,3	220,1	148,5	209,5	253,1	18226,3
	Otoño	658,9	8593,5	8566,3	220,1	194,9	209,5	253,1	18306,6
	Invierno	1064,4	8593,5	8566,3	220,1	261,7	209,5	253,1	18645,3
Schoenoplectus	Primavera	750,2	8593,5	8566,3	220,1	352,6	209,5	227,5	18214,5
	Verano	532,2	8593,5	8566,3	220,1	135,5	209,5	227,5	18213,7
	Otoño	658,9	8593,5	8566,3	220,1	172,6	209,5	227,5	18303,3
	Invierno	1064,4	8593,5	8566,3	220,1	250,5	209,5	227,5	18630,9

Fuente. Elaboración propia.

Cabe destacar que el flujo que más aporta al balance son los equivalentes exergéticos de la labor y capital, siendo este último el que más aporta con un

53%. Las diferencias entre *Phragmites* y *Schoenoplectus* están dadas principalmente por la exergía asociada a los residuos gaseosos, relacionada por las diferencias en la actividad metanogénica de cada especie, siendo mayor en *Phragmites australis* en un 10%.

6.3.2.2 Cálculo del costo específico de remediación ambiental

El costo específico de remediación ambiental representa el equivalente al consumo de exergía de los HFHSS para tratar 146,73 m³/año de aguas servidas.

Los resultados de EE_{ERE} para *Phragmites* y *Schoenoplectus* para las estaciones del año son calculados según la ecuación 22 descrita en el epígrafe 4.5.2 y se muestran en la figura 12.

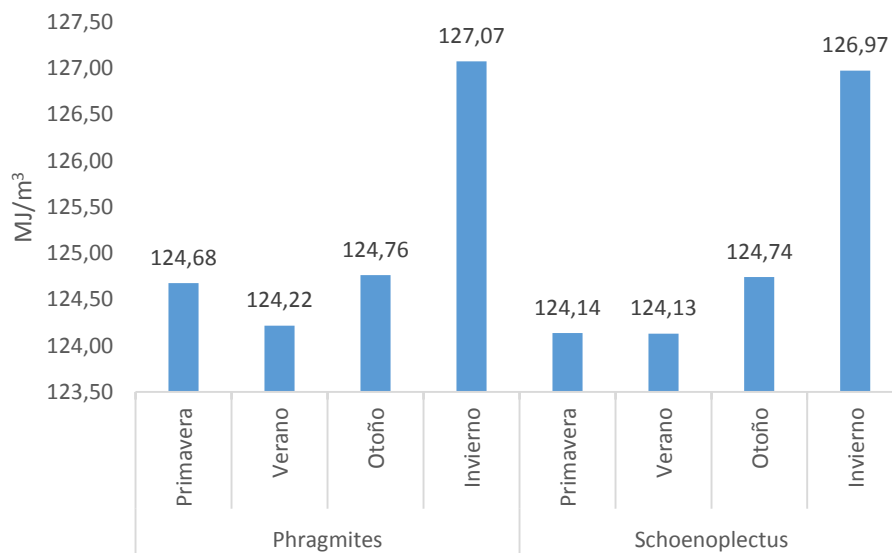


Figura 12. Costo de remediación ambiental para *Phragmites* y *Schoenoplectus* para las estaciones del año. **Fuente.** Elaboración propia.

Los costos de remediación ambiental para todas las variables analizadas se encuentran en un intervalo entre 124 y 128 MJ/m³, estos costos se asocian

mayormente a los equivalentes exergéticos del capital y la labor que representan aproximadamente el 46,8 y 47 %, respectivamente; seguido por los costos ambientales asociados a los residuos (lodos y emisiones gaseosas) con un 2,5% y en menor proporción el consumo de electricidad con un 1,2% del consumo total exergético (EE_{ENV}). No se observan diferencias significativas en cuanto al uso de la vegetación, las pequeñas variaciones son asociadas principalmente a la actividad metanogénica desarrollada por cada especie macrófita, siendo mayores para *Phragmites*.

Por otro lado las mayores variaciones son reportadas por la estación del año, siendo la estación de invierno la que presenta los menores costos de remediación ambiental. Uno de los factores que influye en EE_{ERE} es la carga orgánica que se alimenta al sistema de tratamiento, la cual tiene variaciones significativas por estaciones del año, de ahí que los mayores costos de remediación ambiental se reporten en invierno debido a que existen mayores cargas orgánicas con respecto al resto de las estaciones para ambas especies macrófitas.

Los valores de los costos de remediación ambiental determinado en el presente estudio ($124-127 \text{ MJ/m}^3$) se encuentran dentro de los rangos reportados por la literatura. Para sistemas de tratamiento convencionales de aguas servidas los costos de remediación ambiental pueden variar entre $67,1-178,32 \text{ MJ/m}^3$ según estudios reportados por Seckin et al. (2012). Estas diferencias pueden ser asociadas a la baja capacidad de tratamiento que posee el HFHSS (planta piloto) en comparación con sistemas convencionales.

Considerando lo discutido anteriormente, una forma de reducir los costos en la planta piloto sería aumentando la capacidad de tratamiento de aguas servidas de la misma. Cuando la capacidad de la planta se incrementa en un 50% superior a la capacidad actual, los costos de remediación ambiental se reducen desde 127 MJ/m^3 y 124 MJ/m^3 hasta 103 MJ/m^3 y 103 MJ/m^3 para las

estaciones de invierno y verano, respectivamente, lo cual representa aproximadamente una disminución de un 19% para ambas estaciones.

Otra alternativa de reducir los costos (EE_{ERE}), es la valorización de los residuos sólidos (lodos) con fines energéticos, esto implicaría un beneficio adicional al sistema. En este caso el potencial exergético del lodo es de $0,204 \text{ kJ/m}^3$, el cual que pudiera ser aprovechado en hacer trabajo útil.

7 CONCLUSIONES

1. La planta piloto del tipo HFHSS presenta una eficiencia de remoción de SST y SSV desde 70 a 98% para todas las estaciones y vegetación estudiada. Para ambas especies macrófitas se muestran las menores eficiencias de sólidos (suspendidos y volátiles) en la estación de primavera. En cuanto a la eficiencia de remoción de la DQO y DBO_5 también se observan los menores valores para la estación de primavera independientemente de la vegetación utilizada. Dichos resultados están directamente relacionados con la carga orgánica alimentada al humedal, siendo mayores en esta estación y superiores a las requeridas para el diseño del humedal (desde un 47 a 55% superior).
2. El inventario de los flujos másicos, económicos y energético son la base para calcular el consumo exergético de los recursos (EE_{ENV}) usados en el tratamiento mediante HFHSS de las aguas servidas. Siendo los consumos exergéticos equivalentes del capital y la labor los de mayores relevancias en el proceso, representando 46,8 y 47 % del total de exergía consumida, respectivamente.
3. Los costos de remediación ambiental para sistema de tratamiento de aguas servidas mediante HFHSS ($124\text{-}128 \text{ MJ/m}^3$) se encuentran dentro del intervalo reportado por la literatura para sistemas convencionales ($67,1\text{-}178,32 \text{ MJ/m}^3$). El factor de escala tiene grandes influencias sobre

dichos resultados, donde un incremento en el 50% de la capacidad de tratamiento de agua servida actual permite reducir los costos exergéticos aproximadamente un 19%.

4. En términos de los costos de remediación ambiental, las mayores variaciones son mostradas para cambios en las estaciones del año, obteniendo los menores costos en verano (aproximadamente 124 MJ/m³) para ambas especies estudiadas. Sin embargo no hay diferencias significativas para las diferentes tipos de vegetación.

8 RECOMENDACIONES

1. Realizar un estudio de sensibilidad para analizar el aumento de la capacidad de la planta, con el objetivo de alcanzar un óptimo que permita los menores costos de remediación ambiental.
2. Ampliar los límites del sistema para considerar todo el ciclo de vida del proceso donde se involucre la recolección de aguas servidas, abatimiento de lodos generados en el tratamiento primario.
3. Comparar los humedales construidos con otras tecnologías no convencionales de tratamiento de aguas servidas desde el punto de vista del consumo exergéticos de los recursos.

9 REFERENCIAS

- Abusoglu, A., Demir, S., Kanoglu, M., 2012. Thermo-economic assessment of a sustainable municipal wastewater treatment system. *Renew. Energy* 48, 424–435. doi:10.1016/j.renene.2012.06.005
- Ahmadi, P., Dincer, I., 2010. Exergoenvironmental analysis and optimization of a cogeneration plant system using Multimodal Genetic Algorithm (MGA). *Energy* 35, 5161–5172. doi:10.1016/j.energy.2010.07.050
- Akratos, C., Gikas, G., and Tsihrinztis, V., 2007. Performance monitoring of a vertical flow constructed wetland treating municipal. Laboratory of Ecological Engineering and Technology. Department of Environmental Engineering, School of Engineering Democritus University of Thrace, 67100 Xanthi, Greece. 8pp.
- Báez, J., 2004. Ingeniería Ambiental. Sistemas de recolección y evaluación de aguas residuales y pluviales. Barranquilla: Universidad del Norte.
- Barrantes, 2006. Identificación y uso de variables e indicadores: Conceptos básicos y ejemplos. Instituto de Políticas para la Sustentabilidad (IPS), Costa Rica. 22pp.
- Bécares, E., 2004. Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial. En: *Nuevos Criterios para el Diseño y Operación de Humedales Construidos*. Editores: García, J., Morató, J. y Bayona, J. CPET-Centro de Publicaciones del Campus Nord, Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, 51-62.
- Blanco-Marigorta, A.M., Masi, M., Manfrida, G., 2014. Exergo-environmental analysis of a reverse osmosis desalination plant in Gran Canaria. *Energy* 76, 223–232. doi:10.1016/j.energy.2014.06.048
- Borin, M., 2003. Fitodepurazione. Soluzioni per il trattamento dei reflú con le piante. Edizioni Agricole, Bologna, Italy. 197 pp.

- Brix, H., 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology*, 30(8), 209-223
- Brock, D., Madigan, M., Martinko, J., y Parker, J. 2000. *Biology of microorganisms*. España:Prentice-Hall
- Centro de Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla (CENTA), 2007. Manual de Tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales: CENTA.
- Cooper, P. 2005. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Air & Soil Pollution* 51 (9), 91-97.
- Curia, A., Koppe, J., Costa, J., Féris, L., and Gerber, W. 2010 Application of Pilot-Scale-Constructed Wetland as Tertiary Treatment System of Wastewater for Phosphorus and Nitrogen Removal. *Water Air & Soil Pollution* 218(1-4), 131-143.
- Crites, R., Middlebrooks, J., Reed, S., 2006. *Natural Wastewater Treatment Systems*, CRC Press Taylor & Francis Group 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300 Boca Raton, FL 33487-2742.
- Dewulf, J., Bösch, M. E., Meester, B. D., Vorst, G. V. D., Langenhove, H. V., Hellweg, S. and Huijbregts, M. A. J., 2007. Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. *Environmental Science & Technology* 41: 8477-8483.
- Dincer, I., Cengel, Y. a., 2001. Energy, entropy and exergy concepts and their roles in thermal engineering. *Entropy* 3, 116–149.
- Enteria, N., Yoshino, H., Mochida, A., Satake, A., Takaki, R., 2015. Exergoeconomic performances of the desiccant-evaporative air-conditioning system at different regeneration and reference temperatures. *Int. J. Refrig.* 56, 81–98. doi:10.1016/j.ijrefrig.2014.11.007

- Figueroa, R., Suarez, M., Andreu, A., Ruiz, V., and Vidal, M., 2009. Wetlands ecological characterization of central Chile semi-dry area *Gayana* 73(1), 1-9.
- García, J., Aguirre, P., Barragan, J., Mujeriego, R., Matamoros, V., and Bayona, J., 2005. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 25(4), 405-418.
- García, J. y Corzo, A., 2008. *Depuración con humedales artificiales: Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, 108 pp.
- Guéguen, C., Gilbin, R., Pardos, M., Dominik, J., 2004. Water toxicity and metal contamination assessment of a polluted river: the Upper Vistula River (Poland). *Appl. Geochemistry* 19, 153–162. doi:10.1016/S0883-2927(03)00110-0
- Habit, E., Parra, O., Valdovinos, C., 2005, Ictiofauna de un sistema fluvial receptor de aguas servidas: Respuestas a una planta de tratamiento (Río Quinchilca, Chile). *Gayana* 69:94–103.
- Hauenstein, E., González, M., Peña, F. y Muñoz, A., 2002. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Tolten, IX Región, Chile, *Flora*, 59(2), 87-100.
- Kadlec, R. y Wallace, S., 2009. *Treatment Wetlands*. Florida: Taylor & Francis Group.
- Kotas, T.J. 1995. "The Exergy Method of Thermal Plant Analysis", Reprint Ed., Krieger, Malabar, Florida. Abusoglu, A., Demir, S., Kanoglu, M., 2012. Thermoeconomic assessment of a sustainable municipal wastewater treatment system. *Renew. Energy* 48, 424–435. doi:10.1016/j.renene.2012.06.005

- Ahmadi, P., Dincer, I., 2010. Exergoenvironmental analysis and optimization of a cogeneration plant system using Multimodal Genetic Algorithm (MGA). *Energy* 35, 5161–5172. doi:10.1016/j.energy.2010.07.050
- Blanco-Marigorta, A.M., Masi, M., Manfrida, G., 2014. Exergo-environmental analysis of a reverse osmosis desalination plant in Gran Canaria. *Energy* 76, 223–232. doi:10.1016/j.energy.2014.06.048
- Bligh, D.C., Ismet Ugursal, V., 2012. Extended exergy analysis of the economy of Nova Scotia, Canada. *Energy* 44, 878–890. doi:10.1016/j.energy.2012.04.061
- Chen, G.Q., Chen, B., 2009. Extended-exergy analysis of the Chinese society. *Energy* 34, 1127–1144. doi:10.1016/j.energy.2009.04.023
- Fuchs, V.J., Mihelcic, J.R., Gierke, J.S., 2011. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. *Water Res.* 45, 2073–2081. doi:10.1016/j.watres.2010.12.021
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., Bayona, J.M., 2004. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Water Res.* 38, 1669–78. doi:10.1016/j.watres.2004.01.011
- Ibekwe, A.M., Ma, J., Murinda, S., Reddy, G.B., 2016. Bacterial community dynamics in surface flow constructed wetlands for the treatment of swine waste. *Sci. Total Environ.* 544, 68–76. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.11.139
- Khaljani, M., Khoshbakhti Saray, R., Bahlouli, K., 2015. Comprehensive analysis of energy, exergy and exergo-economic of cogeneration of heat and power in a combined gas turbine and organic Rankine cycle. *Energy Convers. Manag.* 97, 154–165. doi:10.1016/j.enconman.2015.02.067
- Kouki, S., M'hiri, F., Saidi, N., Belaïd, S., Hassen, A., 2009. Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. *Desalination* 246, 452–467. doi:10.1016/j.desal.2008.03.067

- López, D., Fuenzalida, D., Vera, I., Rojas, K., Vidal, G., 2015. Relationship between the removal of organic matter and the production of methane in subsurface flow constructed wetlands designed for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 83, 296–304. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.06.037
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., Mitsch, W.J., 2014. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecol. Eng.* 66, 19–35. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.12.006
- Pan, T., Zhu, X.-D., Ye, Y.-P., 2011. Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: A case study in China. *Ecol. Eng.* 37, 248–254. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.014
- Reyes, P.P.D.L., 2011. La Eliminación Del Nitrógeno.
- Rocco, M. V., Colombo, E., Sciubba, E., 2014. Advances in exergy analysis: A novel assessment of the Extended Exergy Accounting method. *Appl. Energy* 113, 1405–1420. doi:10.1016/j.apenergy.2013.08.080
- Rojas, K., Vera, I., Vidal, G., 2013b. Influencia de la estación y de las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas durante la operación de puesta en marcha de humedales construidos de flujo horiz. *Rev. Fac. Ing. Antioquia* 289–299.
- Rojas, K., Vera, I., Vidal, G., 2013a. Influencia de la estación y de las especies *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* en la eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas durante la operación de puesta en marcha de humedales construidos de flujo horiz 289–299.

- Sciubba, E., 2011a. A revised calculation of the econometric factors α - and β for the Extended Exergy Accounting method. *Ecol. Modell.* 222, 1060–1066. doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.11.003
- Sciubba, E., 2011b. A revised calculation of the econometric factors α - and β for the Extended Exergy Accounting method. *Ecol. Modell.* 222, 1060–1066. doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.11.003
- Seckin, C., Bayulken, A.R., 2013. Extended Exergy Accounting (EEA) analysis of municipal wastewater treatment - Determination of environmental remediation cost for municipal wastewater. *Appl. Energy* 110, 55–64. doi:10.1016/j.apenergy.2013.04.042
- Seckin, C., Sciubba, E., Bayulken, A.R., 2012. An application of the extended exergy accounting method to the Turkish society, year 2006. *Energy* 40, 151–163. doi:10.1016/j.energy.2012.02.018
- Talens Peiró, L., Villalba Méndez, G., Sciubba, E., Gabarrell i Durany, X., 2010a. Extended exergy accounting applied to biodiesel production. *Energy* 35, 2861–2869. doi:10.1016/j.energy.2010.03.015
- Talens Peiró, L., Villalba Méndez, G., Sciubba, E., Gabarrell i Durany, X., 2010b. Extended exergy accounting applied to biodiesel production. *Energy* 35, 2861–2869. doi:10.1016/j.energy.2010.03.015
- Turan, O., Aydin, H., 2014. Exergetic and exergo-economic analyses of an aero-derivative gas turbine engine. *Energy* 74, 638–650. doi:10.1016/j.energy.2014.07.029
- Velásquez, H.I., De Oliveira, S., Benjumea, P., Pellegrini, L.F., 2013. Exergo-environmental evaluation of liquid biofuel production processes. *Energy* 54, 97–103. doi:10.1016/j.energy.2013.03.037
- Vera, I., García, J., Sáez, K., Moragas, L., Vidal, G., 2011. Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecol. Eng.* 37, 364–371. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.11.031

- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecol. Eng.* 37, 90–98. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.03.004
- Zhang, D.-Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Tan, S.K., Ng, W.J., 2015. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000–2013). *J. Environ. Sci.* 30, 30–46. doi:10.1016/j.jes.2014.10.013

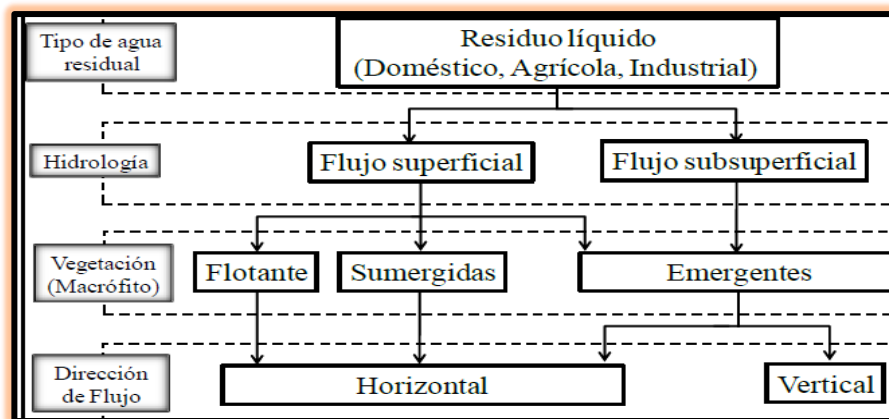
10 ANEXOS

Anexo 1. Tecnologías de tratamientos secundarios convencionales y eficiencias de eliminación (%).

Tecnología de tratamiento	de Solidos suspendidos	DBO ₅	NT	PT	Coliformes
Laguna facultativa ¹	-	70-85	30-50	20-60	60-99
Lodo activado convencional ¹	80-90	85-93	30-40	30-45	60-90
Lodo activado aireación extendida ¹	80-90	93-98	15-30	10-20	65-90
Lodo activado RSB ¹	80-90	85-95	30-40	30-45	60-90
Sistema de medio fijo (Biodiscos) ²	85-95	85-93	30-40	30-45	60-90
Emisario submarino ³	99	-	100	95	100

Fuente: ¹ Von Sperling, 1996; ² Silva y col., 2008; ³ Leppe y González, 1996.

Anexo 2. Clasificación de humedales construidos para el tratamiento de efluentes líquidos.



Fuente. Plaza de los Reyes et al., (2011)

Anexo 3. Ubicación planta piloto HFHSS en PTAS Hualqui.



Coordenadas de la planta piloto.(36°59'26.93" de la latitud sur, y 72°56'47.23" de longitud Oeste).

Anexo 4. Inventario del HFHSS operando con *Phragmites* (Phr) y *Schoenoplectus* (Sch) en otoño e invierno.

Tratamiento Secundario									
Entrada	Unidad	Valor Otoño	Valor invierno	Salida	Unidad	Otoño		Invierno	
						Phr	Sch	Phr	Sch
Influyente	m ³ /año	146,73		Efluente	m ³ /año	146,73			
DBO ₅	mg/L	167	200	DBO ₅	mg/L	74,85	80,24	74,50	76,50
DQO	mg/L	260	420	DQO	mg/L	59,62	64,23	66,43	67,83
SST	mg/L	457	425	SST	mg/L	96,28	96,72	97,88	98,12
SSV	mg/L	453	328	SSV	mg/L	96,03	96,47	97,26	97,87
Electricidad	kWh/año	33,8		Emisiones		Phragmites		Schoenoplectus	
				CH₄	mg/m ² *d	1455		1305	
				CO₂	mg/m ² *d	3520,8		3520,8	
				N₂O	mg/m ² *d	7,03		7,03	

