

Universidad Nacional de La Plata



Facultad de Ciencias Veterinarias



Tratamiento de efluentes líquidos en la industria frigorífica

Trabajo Final Integrador

Director: Ing. Agr. M. Sc. Diego Civit

Sergio Néstor Portillo
2014

Hablemos de agua

El 97% del agua del planeta se encuentra en los océanos, mientras que el resto se reparte entre: lagos y ríos (0,02%), capas y humedad del suelo (0,58%), nieves y glaciares (2,0%) y la atmósfera (0,001%). Sólo un 2,5% del total de agua es dulce y sirve para consumo humano.

Considerando el agua no salina como el 100%, el 68,0% corresponde al agua de los polos y el 30,8% al agua subterránea, superficial y atmosférica; agua dulce incluye: agua subterránea, hielo polar, hielo no polar (glaciares) y nieve, lagos dulces, ríos y agua atmosférica principalmente. Con respecto a la precipitación (23 %) a nivel continente, se tiene que 16% es evaporación y 7% escorrentía (escurrido de superficie) (Fattorelli y Fernández, 2011).

El establecimiento de un balance hídrico supone la medición de flujos de agua (caudales) y almacenamiento de los mismos (niveles). Se pueden establecer balances de forma general, incluyendo aguas superficiales y subterráneas y parciales de sólo aguas superficiales, de un acuífero, del agua del suelo, etc. En cualquier caso, a la hora de establecer el balance se examinan las entradas y las salidas en el sistema analizado.

Tabla 1: Disponibilidad actual de los recursos hídricos respecto a la población mundial.

Continente	Población (%)	Recurso hídrico (%)
Asia	60	37
Europa	13	8
África	13	12
América (Norte y Central)	8	16
América del Sur	6	27

Fuente: Fattorelli y Fernández. (2011).

Hay evidencias que el agua efectivamente es y seguirá siendo una fuente de poder, así como un elemento susceptible de generar conflictos entre países, departamentos, provincias, ciudades, e incluso barrios de una misma población. En la Tabla 1 se observa la disponibilidad actual de los recursos hídricos respecto a la población mundial. Por otro lado, la demanda promedio de agua durante los años ochenta fue del orden de los 2800

km³ anuales; sin embargo, el suministro anual fue de aproximadamente de 42000 km³ (Fattorelli y Fernández, 2011).

A partir de estos datos, se observa que, en términos de cantidad, la oferta supera a la demanda y, por tanto, podría preverse que en un futuro no habrían de producirse problemas.

En términos globales, se puede afirmar que el uso del recurso hídrico está distribuido en un 74% para la agricultura, un 22% para industria y minería, y solo un 4% para el consumo doméstico en las ciudades.

La administración de un recurso tan frágil como es el hídrico obliga a compatibilizar los conceptos de cuenca (en la que se desarrolla el ciclo hidrológico) y el de país o divisiones políticas menores (donde se aplica una actividad de carácter nacional o local).

Con los antecedentes indicados se puede decir que la gestión de los recursos hídricos debe relacionar o articular la oferta de los recursos (correspondiente al área de las ciencias naturales) con la demanda de la población (estudiada por el área de las ciencias sociales), en función de la utilización de la ciencia y la tecnología (Fattorelli y Fernández, 2011).

Los últimos estudios relativos a la cuantificación de los recursos hídricos muestran que la cantidad de agua en el planeta se mantiene constante; sin embargo, la calidad se deteriora, dando lugar a una disminución del recurso hídrico en términos de su oferta. A su vez, la demanda del recurso hídrico se incrementa proporcionalmente al crecimiento de la población, lo cual hace suponer que un exceso o déficit de la oferta de este recurso da lugar a un conflicto social. Si se acepta que la tendencia de la demanda será siempre a aumentar, llegará un momento en el que la demanda será mayor que la oferta.

Ante esto, la única alternativa sería el desarrollo de técnicas eficientes para restaurar el sistema y establecer un equilibrio dinámico entre la oferta y la demanda, dando lugar a una armonía social.

El agua es un asunto de todos; considerando que cada uno como individuo, en las comunidades, organizaciones privadas y públicas, gobiernos y organizaciones internacionales, hemos de asumir las responsabilidades para conseguir un mundo con garantía de agua, existen acciones claves a desempeñar.

Luego de estas consideraciones, donde el eje está puesto en el origen y disponibilidad del agua, en la cual se pone de manifiesto el delicado equilibrio que debe existir en el manejo de los recursos hídricos, es importante el hecho que el volumen de agua se mantiene constante, pero se deteriora su calidad, entre otros factores, por el manejo que le damos a los efluentes.

En general, el tratamiento de aguas residuales tiene en cuenta aspectos como la retención de las sustancias contaminantes, tóxicas y reutilizables, el tratamiento del agua como tal y el tratamiento del lodo. Los contaminantes de importancia son sólidos en suspensión, materia orgánica biodegradable, patógenos, nutrientes contaminantes prioritarios, materia orgánica refractaria, metales pesados y sólidos inorgánicos disueltos. La carga de contaminantes en aguas residuales de matadero se puede reducir reteniendo los residuos del proceso de evisceración y de la recolección de estiércol, recuperando las grasas en separadores y procesando mejor la sangre, las cerdas y el pelo.

El sistema de desagüe debe calcularse para los mataderos sobre la base de 10 a 12 litros de sangre y de 16 kg de estiércol por cada bovino sacrificado.

La evaluación del volumen de agua necesaria para convertir a un animal en carne depende del grado de tratamiento de los subproductos que se lleva a cabo en los locales. El límite recomendado es 1700 litros de agua por res procesada, con un aumento del 25% si se lleva a cabo el tratamiento de los productos no comestibles. La demanda bioquímica de oxígeno de las aguas residuales es alrededor de 1500 ppm (Muñoz Muñoz, 2005).

Legislación y reglamentación ambiental

Es interesante ver qué sucede en la Argentina con respecto a la reglamentación relativa al uso del agua, y considerar los aspectos tecnológicos relativos al tratamiento de efluentes líquidos, en donde todos los procesos deben tener un objetivo de sustentabilidad en el desarrollo de las actividades, de manera tal que la naturaleza pueda absorber el impacto que esa actividad tiene en el medio ambiente, ya sea por el uso de los recursos como por la generación de residuos y la disposición final de los mismos.

La determinación de la seguridad, o de que riesgo se considera tolerable en circunstancias concretas, es un asunto que concierne el conjunto de la sociedad. En último término, es responsabilidad de cada país decidir si las ventajas de adoptar como norma nacional o local alguna de las metas de protección de la salud justifican su costo (OMS, 2006).

La República Argentina cuenta con abundante legislación a nivel nacional y provincial en materia medio ambiental, tales como:

Leyes Nacionales

- **2797** (1891) Restricciones al volcado a los ríos de la República Argentina de aguas cloacales y residuos industriales

- **4198** (1903) Obligación de la depuración de los efluentes industriales
- **6767** (1945) Regulación de uso y aprovechamiento de aguas de ríos y corrientes subterráneas
- **20418** (1973) Tolerancias y límites administrativos para residuos de plaguicidas en productos y subproductos de agricultura y ganadería
- **21947** (1979) Convenio para prevención de la contaminación de aguas del mar
- **21778** (1978) Obligaciones de las empresas contratistas a conductas de cuidado y resguardo contra la contaminación de las costas
- **22907** (1983) Aprueba Memorandum del programa de Naciones Unidas
- **23615** (1988) Creación Consejo Federal del Agua Potable y saneamiento
- **23919** (1991) Convención relativa a los humedales

Ya en el año 1891 la Argentina se preocupaba del vertido de efluentes al medio ambiente (ni siquiera existían los frigoríficos como tales), aunque tuvo que pasar mucho tiempo para que la legislación nacional reglamente el saneamiento (casi 100 años); así y todo, la responsabilidad recae en las provincias, donde cada una legisla a su manera.

Leyes de la Provincia de Córdoba

- **Ley N° 5335** – Comités de Cuencas Hídricas
- **Ley N° 5589 y 8853** – Código de Aguas
- **Ley N° 8218** – Creación de la Dirección Provincial de Agua y Saneamiento (DIPAS)
- **Ley N° 7343** – Principios Rectores para la preservación, conservación, defensa y mejoramiento del Ambiente
- **Decreto N° 529/94** – Marco regulatorio de la prestación de servicios públicos de agua potable y desagües cloacales
- **Decretos N° 4560-C-55 y 415/99** - Reglamentarios de Desagües Industriales. Se establece la categorización de empresas según el grado de capacidad contaminante, donde la categoría 1 (muy contaminante) incluye la matanza de ganado y preparación de carnes en frigorífico
- **Decreto 415/99** - Normas para la protección de los recursos hídricos superficial y subterráneo

- **Resoluciones 1073/93 y 175/94** – Descarga de efluentes líquidos y plantas de tratamiento
- **Resolución N° 171/94** - Parámetros de volcamiento de efluentes líquidos a afluentes

Leyes de la Provincia de Santa Fe

- **8711** (1980) Ley orgánica para sanear los cursos de agua
- **Resolución 1089/82** - Reglamento para el Control del Vertimiento de Líquidos Residuales
- **11220** (1995) - Creación Subsecretaría de Medio Ambiente incluido Reglamento de control de Vertimiento de Efluentes Industriales

La reglamentación propende a “erradicar” la posible contaminación existente y tendió a prevenir la misma en los cuerpos de agua que son empleados en la provincia para satisfacer las diversas necesidades de la población, donde quince localidades (y sus industrias) se rigen por la ley 11220 (límite obligatorio sin tratamiento ya que vuelcan a una red colectora) y el resto de las ciudades (que no tienen el servicio de agua concesionado) se rigen por la Resolución 1089/92 (Isasa, 2000).

Leyes de la Provincia de Buenos Aires

- **11459** (1996) Certificación de aptitud ambiental y Dec. 1741/96 reglamentario que establece categorizaciones de las industrias, dentro de ellas: CATEGORIA III (Alto impacto ambiental) Matanza de animales, preparación y conservación, explotación de mataderos y preparación y conservación de la carne, incluso la elaboración de chorizos, grasa comestible de origen animal, harinas y sémolas de carne y otros subproductos (cueros, huesos, etc.).

Como vemos estas son algunas leyes relativas al tema, sobre el que se ha hablado mucho y legislado otro tanto, sin contar los artículos relativos al tema que existen en el Código Civil y el Código Penal de la República Argentina.

A todo esto vale recordar lo que dice la Constitución Nacional al respecto:

Art. 41 (incorporado en la reforma de 1994): *Todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras, y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente obligación de recomponer, según establezca la ley. Las autoridades proveerán a la protección de este derecho, a la utilización racional de los recursos naturales, a la preservación del patrimonio natural y cultural y de la diversidad biológica, y a la información y educación ambientales.*

Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquellas alteren las jurisdicciones locales.

Se prohíbe el ingreso al territorio nacional de residuos actual o potencialmente peligrosos, y de los radiactivos.

Considerando el principio 8 de la Declaración de Río que dice:

“Para alcanzar el desarrollo sostenible y una más alta calidad de vida de todos los pueblos, los estados reducirán y eliminarán los modelos insostenibles de producción y consumo y promoverán políticas demográficas apropiadas”. Y teniendo en cuenta lo preconizado en el punto 6 de la carta de las actividades para el desarrollo sostenible por la Cámara Internacional de Comercio (ICC) “Desarrollar y proveer productos o servicios que no tengan un impacto ambiental indebido, y que sean seguros en cuanto al uso previsto, que sean eficientes en el consumo de energía y recursos naturales, y que se puedan reciclar, reusar o disponer con seguridad”.

La industria frigorífica y la gestión ambiental

Es indudable que un actor importante en la materia son las empresas detrás de las industrias, las cuales deben tener incorporadas en su gestión, la responsabilidad en el cuidado del medio ambiente.

Los tratamientos de efluentes líquidos deben estar incluidos dentro de un programa de gestión ambiental, en donde estarán definidas las políticas ambientales de la empresa. El mayor nivel de la gerencia definirá la política que sea apropiada para la naturaleza, escala, y los impactos ambientales de sus actividades, productos y servicios. Para ello, deberá contar con un programa auditable, donde las organizaciones hacen una descripción de los recursos ambientales del área de influencia del establecimiento y una

descripción de los procesos y actividades desarrolladas con verificación del encuadre legal ambiental de residuos sólidos y semisólidos, efluentes líquidos, emisiones gaseosas, etc. generados.

Luego, deberá haber una planificación que hará hincapié en los requerimientos legales. Por último, tenemos la implementación y operación, para lo cual es importante el compromiso de todos los empleados de la organización, lo cual involucra capacitación y entrenamiento relacionados. Todo personal cuyo trabajo puede originar un impacto significativo sobre el medio ambiente debe recibir un entrenamiento adecuado (Entrenamiento, Conciencia y Competencia), instruyéndolos acerca de los impactos ambientales significativos, reales o potenciales, derivados de sus actividades laborales, y los beneficios ambientales surgidos de una mejora de su desempeño personal.

Dentro de lo que es un proceso productivo con mejoramiento continuo, debe destacarse el rol de las comunicaciones, tanto internas como externas, estas últimas dirigidas a la comunidad circundante, así como de clientes y proveedores.

La organización deberá contar con un manual de gestión ambiental, que contendrá los objetivos y las metas ambientales perseguidas, las posibles condiciones de operaciones ambientales, incidentes, accidentes y las situaciones de emergencia potenciales, con las correspondientes instrucciones de procedimientos y los planes de emergencias establecidos. En síntesis, la historia ambiental de la organización abarcando desde la política de la misma, pasando por la planificación e implementación, hasta la ocurrencia de emergencias y acciones correctivas.

Estos parámetros forman parte de las reglamentaciones a cumplir y por otra parte se asemejan en mucho a los parámetros de la norma ISO 14000 que están incluidos en la gestión ambiental en la industria cárnica de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (2002). Si bien las normas ISO son de aplicación voluntaria, los gobiernos poseen resortes para su implementación en forma obligatoria. De todas maneras, la implementación de la norma no asegura por sí misma resultados ambientales óptimos.

Panorama nacional

En la región central de la República Argentina existe una gran densidad poblacional y están radicadas numerosas industrias del sector agroalimentario. La utilización de los distintos arroyos, que conforman una importante cuenca, permite la cría de peces para su posterior pesca y comercialización, actividad que posibilita la subsistencia de un número

significativo de grupos familiares, recursos que están seriamente comprometidos, como también la disponibilidad de agua para la cría de ganado y recreación. La contaminación por materia orgánica consume el oxígeno disuelto de las aguas de ríos o lagunas, genera los malos olores y la muerte de los peces por asfixia; se considera a este factor de déficit de oxígeno como el factor más importante en la contaminación hídrica.

En el marco de un desarrollo sustentable, los establecimientos agroindustriales deben tratar sus efluentes hasta niveles que reduzcan al mínimo el impacto sobre el ambiente, mediante la elección de una alternativa tecnología adecuada.

En el estuario del Río de La Plata se estableció que los principales problemas de contaminación se presentan en las franjas costeras y son consecuencia de las descargas terrestres (efluentes industriales, cloacales, etc.). Estas áreas reciben las descargas de los emisarios asociados a los grandes conglomerados urbanos de ambos países. A través del ADT (Análisis de Diagnóstico Transfronterizo) se identificaron, entre otros problemas ambientales transfronterizos prioritarios, a la contaminación por vertidos directos e indirectos de efluentes industriales sin tratamiento o con tratamiento inadecuado (Freplata 2007).

Aun cuando existen instrumentos económicos vigentes para el manejo ambiental, los mecanismos legales han sido diseñados sin tomar en cuenta aspectos de viabilidad técnico-económico de los mismos, lo que hace que sean prácticamente imposibles de aplicar. Adicionalmente, hay una superposición de instrumentos y de jurisdicciones (local, nacional y provincial) y no existe una capacidad de control suficiente por parte de los organismos gubernamentales correspondientes.

Los problemas de contaminación en la región están relacionados con el desarrollo industrial y el incremento del desarrollo económico y social., por lo que resulta imprescindible adoptar a tiempo las medidas adecuadas para prevenir, remediar y controlar los problemas de contaminación actual y futura.

Para el cumplimiento de este Objetivo de Calidad Ecosistémico son necesarios, entre otros, los siguientes Objetivos Operativos:

- Prevenir y reducir los aportes de contaminantes de fuentes terrestres puntuales (efluentes industriales y cloacales) y fuentes difusas.
- Prevenir y reducir la contaminación por actividades acuáticas.
- Remediar sitios altamente contaminados.

Se logró disponer de individuos de la especie de anfípodo nativa *Hyalella curvispina* para su utilización como organismo prueba en bioensayos de toxicidad en el Río de La Plata y sus afluentes. Se realizaron monitoreos de ecotoxicidad sobre muestras de los sedimentos de fondo de ríos y arroyos de varias cuencas de la región pampeana, los que confirmaron que la contaminación química asociada a los mismos (cuyo perfil se determinó en forma paralela en cada muestra) es por metales y la presencia de sulfuros (vinculada a procesos de deterioro por anaerobiosis en algunos de los sitios estudiados). La caracterización química de las muestras de sedimentos junto a la evaluación simultánea de efectos biológicos en los ambientes estudiados, permitió detectar sitios de alta peligrosidad en arroyos, ríos y canales, que atraviesan sectores urbanos o industriales, advirtiendo sobre la urgente necesidad de introducir estrategias para su remediación y control. La información generada advierte objetivamente sobre el deterioro en la calidad de los sedimentos de casi todos los cuerpos de agua estudiados y los resultados de las evaluaciones indicaron severos efectos letales asociados a la contaminación química. Sin embargo, existe una ausencia de criterios de calidad de sedimentos en reglamentaciones para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua superficiales del país en general y de la región en particular (Peluso, 2011).

Los frigoríficos

La distribución de las plantas frigoríficas dentro del país es amplia a nivel general, pero hay provincias que participan en mayor medida, tanto en número de plantas instaladas como en animales faenados por planta (Lobo Poblet, 2009).

En el año 2004, según datos de la Oficina Nacional de Control Comercial Agropecuario (ONCCA), el 56% de la faena se realizó en la provincia de Buenos Aires, seguida por Santa Fe con el 19% y por Córdoba con el 9%. Con respecto al número de establecimientos, la concentración es menor ya que Buenos Aires, que es la provincia con mayor número de plantas (119), posee el 25,37% del total.

Tabla 2. Distribución de establecimientos y de faenas en Argentina (año 2004).

Localización	N° de establecimientos	Faena (%)
Buenos Aires	119	56
Santa Fe	37	19

Córdoba	41	9
Entre Ríos	42	4
La Pampa	10	2
Otros	220	10
Total	469	100

Fuente: ONCCA

Los establecimientos faenadores son la parte inicial del proceso de tratamiento de la carne y por tal razón, representan el fundamento de una gestión ambiental donde la materia prima es sometida a procesos distintos en cuanto a su técnica, variando desde un tratamiento primitivo hasta tecnología llamada limpia, por tener en cuenta la minimización de los impactos ambientales producidos.

Para la habilitación de mataderos, la legislación vigente, basada principalmente en el Decreto n° 4238/68 (Reglamento de inspección de productos, subproductos y derivados de origen animal) exige que se cumpla con las condiciones higiénico-sanitarias establecidas por el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). Con respecto al tratamiento de efluentes, deriva los requisitos y la aprobación de los sistemas a las autoridades de aplicación correspondientes al lugar de radicación de la industria.

Pese a las medidas higiénico-sanitarias exigidas por las autoridades para el funcionamiento adecuado de los establecimientos faenadores, no hay una concientización sobre los efectos ambientales provocados por la actividad.

El impacto ambiental que puede provocar el manejo de materia orgánica está ligado al aspecto higiénico-sanitario, por lo que no hay que limitar esfuerzos para una correcta desinfección de instalaciones y en el momento de la faena evitar todo tipo de comunicación con el ambiente exterior, a fin de evitar impactos ambientales desfavorables del y hacia el medio ambiente.

En la reglamentación vigente para el funcionamiento de los establecimientos faenadores, se detalla el sistema de evacuación de aguas servidas y productos de desecho, la existencia de cámaras sépticas o plantas purificadoras de aguas servidas, separación de desagües conforme a su origen o composición (desagües de corrales, desagües grasos y desagües no grasos), incluyendo tratamientos para cada efluente líquido, todo sometido a control por parte de las autoridades competentes.

Lo prescrito cumple con la necesidad de protección ambiental, pero la norma perfeccionaría el sistema al contemplar documentación de cada una de las actividades, su difusión entre las partes interesadas y una permanente actualización incluyendo monitoreo de las áreas más susceptibles al impacto ambiental.

La recuperación de residuos, en este caso, tiene el mismo costo que la disposición final en un relleno sanitario calificado. Pero el reciclado de dichos residuos presenta ventajas, tales como, propender un futuro con menos efluentes líquidos y emisiones gaseosas contaminantes, como también el aprovechamiento energético que puede generarse con el tratamiento de aquellos, la devolución a la tierra de su riqueza orgánica y un consecuente uso racional de los recursos naturales.

Cabe destacar que la industria frigorífica es una de las industrias que más poder contaminante posee si no se tratan sus efluentes de manera efectiva. Sin embargo, en general todos sus efluentes pueden llegar a ser reutilizados, siendo la inversión requerida para dicho tratamiento rápidamente recuperable.

Los efluentes producidos por la industria frigorífica pueden ser clasificados en tres tipos de acuerdo con la naturaleza del contaminante:

- a) Los provenientes de los corrales, mangas de descarga del ganado, calles de circulación del mismo y bañaderos pre-faena, compuestos principalmente por orina y estiércol de los animales estabulados.
- b) Los que contienen sangre, procedentes principalmente de la playa de faena y sus anexos.
- c) Los efluentes grasos, procedentes de la playa de faena y sus anexos, y también de otros sectores de producción tales como la depostada.

La industria frigorífica contribuye a la contaminación de las aguas con índices que, según algunos autores, podrían llegar hasta un 30% de la contaminación total (Shimamoto, 1998).

Los tratamientos a desarrollar implican la recuperación de los productos residuales que pueden llegar a amortizar las inversiones; en otros casos, la inversión es necesaria y debe afrontarse para evitar llegar a niveles incompatibles con la vida vegetal, animal y humana.

En un estudio realizado en Colombia sobre el tratamiento de aguas residuales de un frigorífico donde se procesan 650 bovinos por día, se evaluó un sistema de tratamiento realizado en base a instalaciones existentes, sin introducir modificaciones significativas. Las instalaciones existentes permiten realizar tratamientos primarios (zarandas y

flotación) y secundarios (reactor anaerobio y lagunas). Concluye que la presencia de sólidos suspendidos y grasas ocasiona problemas en los tratamientos biológicos. Las aguas residuales de matadero presentan concentraciones significativas de materia orgánica ($DQO \sim 2500 \text{ mgO}^2 \text{ dm}^{-3}$) y nitrógeno ($NKT \sim 250 \text{ mgN dm}^{-3}$). La fracción suspendida, constituida principalmente por grasas y proteínas, representa entre un 30 y un 60% del contenido total en materia orgánica (Muñoz Muñoz, 2005).

Caracterización de las descargas

La caracterización de los efluentes resulta de suma importancia tanto para el diseño de una nueva instalación como para la ampliación de la existente. También el monitoreo periódico de las descargas contribuye a la eficiencia del programa de gestión ambiental de cada empresa. Las mediciones necesarias se pueden lograr mediante el empleo de soluciones simples, hasta el uso de modernos equipos de muestreo y aforo, con toma de muestras compensadas en función del caudal, totalmente automatizados. Esto se complementa con los análisis físico – químicos necesarios, lo cual permite realizar un inventario actualizado de las distintas descargas a depurar.

Se considera que la toma de muestra consiste en la recogida de una alícuota que representa a la masa total del líquido a caracterizar; además, incluye el transporte y conservación. Es en la toma de muestra donde se producen los mayores (y más difíciles de cuantificar) errores y por lo tanto tiene una importancia fundamental. Es necesario conocer el estado y distribución de los parámetros que queremos determinar. En algunas ocasiones tienen una distribución heterogénea en el seno del efluente, lo que complica la caracterización. Esto se trata de corregir realizando varios muestreos; generalmente, se hace necesario establecer un programa de muestreo para tener muestras representativas del estado real del efluente (Peruyera Fernández, 2008).

Este tipo de variaciones que pueden sufrir las masas líquidas a muestrear tanto en su ubicación (situación dentro de la masa total), como del tiempo, hacen que existan distintas técnicas de muestreo. Estas son:

- Muestreo simple: Es una muestra puntual en el espacio y en el tiempo. Proporciona, salvo casos muy concretos, información de escaso valor.
- Muestreo compuesto: Es una mezcla y homogenización de varias muestras simples obtenidas en un mismo punto a lo largo de un cierto período de tiempo.

- Muestreo integrado: Esta técnica permite muestras obtenidas por nuestras simples recogidas al mismo tiempo pero en puntos diferentes.

Deberá planificarse la toma de muestras, teniendo un proceso normalizado, con un protocolo establecido que incluya transporte y conservación de las muestras. Existen normas y procedimientos para la conservación de las muestras en función de los parámetros a determinar.

En función del tipo de muestreo, se tienen diferentes equipos para la realización del mismo:

- Toma muestras simple: se refiere incluso a la simple botella para recogida de la muestra o a una bomba que extraiga la muestra a un recipiente.
- Toma muestras especiales: equipos que permiten tomar muestras válidas a diferentes profundidades sin desnaturalizarlas.
- Equipos automáticos: bombas de captación de depósitos de almacenamiento de muestras; se pueden programar frecuencias y volúmenes de muestreo.

Las muestras deberán estar debidamente identificadas con todos los datos concernientes al muestreo. Además, se elaborará una hoja de muestreo con todos los datos que se puedan incluir para facilitar la caracterización de la muestra.

Para establecer un programa de muestreo, deben determinarse los parámetros organolépticos y físicos de la muestra. (color, olor, temperatura, turbidez, contenido de sólidos, conductividad).

Para evaluar los parámetros químicos, debido a su gran variedad, deberán seleccionarse según el efluente a caracterizar

Los parámetros se pueden clasificar según se quiera determinar materia orgánica o inorgánica; algunos son:

Materia inorgánica

- Acidez (pH)
- Sulfatos
- Cloruros
- Nitratos
- Nitritos
- Nitrógeno amoniacal
- Cianuros

- Metales tóxicos

Materia orgánica

- Demanda química de oxígeno (DQO)
- Demanda biológica de oxígeno (DBO₅)
- Carbono orgánico total (COT)
- Aceites y grasas
- Fenoles
- Detergentes
- Hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH's)
- Compuestos organoclorados

También deben definirse los parámetros microbiológicos, que comprende a los seres vivos presentes en el efluente:

- Bacterias
- Hongos
- Algas
- Protozoos

Para la caracterización microbiológica se deben tener en cuenta que la toma de muestra debe ser realizada en condiciones asépticas, ser representativa y con volumen adecuado y que en las determinaciones de laboratorio se modificará las técnicas de cultivo en función al microorganismo que se busca.

Actualmente existen normas de caracterización microbiológica de aguas en diferentes normativas técnico – sanitarias.

Muchas veces para facilitar las determinaciones no se realizan análisis específicos de patógenos sino de bacterias indicadoras, por ejemplo para contaminación fecal del agua como:

- Coliformes
- Streptococos fecales
- Clostridios sulfito reductores

Para una correcta definición de una estación de tratamiento de aguas residuales es necesario establecer:

- Volúmenes diarios
- Caudales horarios mínimo y máximo
- Composición del agua
- Fabricación continua o discontinua
- Importancia y periodicidad de las puntas de contaminación
- Posibilidad de separación de circuitos
- Posibilidad de tratamientos o recirculaciones locales o parciales
- Contaminaciones secundarias, incluso débiles u ocasionales, que pueden afectar al sistema.

Una vez caracterizado el efluente, este debe adecuarse en función de los parámetros que las reglamentaciones y la tecnología establecen.

Parámetros de contaminación

Uno de los parámetros más utilizados es la "demanda biológica de oxígeno (DBO)". Esta es la cantidad de oxígeno requerida para estabilizar por acción bacteriana aeróbica la materia orgánica contenida en un líquido.

Un matadero que no realiza separación de sangre posee una DBO de 4.000 a 5.000 mg/litro. A medida que la industria se desarrolla y se van haciendo recuperaciones y se separa la sangre del agua, se produce una dilución de los desagües y estos valores bajan a 2.000 mg/litro. Estos valores pueden resultar altos si se los compara por ejemplo con un desagüe cloacal, que posee una DBO de 300 mg/litro (Lobo Poblet, 2009).

Otro parámetro de la contaminación es la "demanda química de oxígeno (DQO)". Esta es la determinación del oxígeno consumido, pero se realiza por el consumo de un reactivo oxidante. Se usa permanganato de potasio. Esto permite una expresión de la demanda de oxígeno por vía química y rápidamente obtenible.

Un parámetro utilizado universalmente es la "población equivalente", que se emplea en estudios primarios de contaminación pero es útil para dar una idea práctica de la magnitud de un problema de contaminación. Está definida por una fórmula que vincula el volumen descargado expresado en metros cúbicos por día, multiplicado por la concentración del desagüe expresado en g/m³ sobre la contribución diaria "per capita" del factor contaminante considerado, expresado en g/día.

Esta carga (concentración "per capita") es del orden de 60 g, o sea que una persona contribuye con unos 60 g diarios de DBO.

Esta concentración de g/m^3 es equivalente a mg/l y se expresa en p.p.m (partes por millón), aunque también puede ser expresado en p.p.b. (partes por billón).

Tabla 3. Cuadro de contaminantes.

Industria	Efluente líquido constituyentes	Tratamientos	Observaciones
Conservas de carne	pH-turbidad-olor-sulfuros, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos, sustancias solubles en éter etílico, DBO, Sustancias reactivas al azul de ortotoluidina.	*Desbaste fino *Floculación Flotación *Trat. Biológico aeróbico de carga media *Desinfección	*El líquido crudo puede aportar 14/15 kg DBO/Kg. de producto
Mataderos	pH, sulfuros, sólidos sedimentables sólidos suspendidos, DBO sustancias solubles en éter etílico, demanda de cloro, microorganismos patógenos bacterias coliformes y aeróbicas	Recuperación de sangre Desbaste grueso y fino Floculación Flotación Recuperación grasas y proteínas Tratamiento biológico aeróbico de carga media a baja. Desinfección	Contaminación aportada de 3/5 kg de DBO/kg carne Con desbaste fino puede lograrse una reducción del 10 al 15% DBO

Extraído del Manual para Inspectores del Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente, Secretaria de desarrollo sustentable y política ambiental- Control de Efluentes Industriales

Deben recordarse los siguientes puntos:

- La relación entre DBO y DQO en aguas industriales es muy diferente de la que se obtiene en aguas domésticas. Esta relación evoluciona en las diversas fases del tratamiento, pudiendo llegar la DQO final, en algunos casos, hasta 5 veces el valor de la DBO correspondiente.
- La presencia de tóxicos muy activos puede enmascarar la presencia de materias biodegradables y falsear la medida de DBO.
- Nociones de trazabilidad biológica de los efluentes.

En base a la cantidad de materia orgánica que se desecha, es interesante comparar el poder contaminante de una industria con el de una población en valores de número de habitantes equivalentes. En el caso de un matadero vacuno es de 70-200 habitantes/animal faenado. Esto nos da una idea muy clara de la magnitud de la contaminación ambiental que puede producir una sola fábrica si no se trata ese efluente.

Estudio del tratamiento de efluentes líquidos

En la industria frigorífica hay tres tipos de desagües (Lobo Poblet, 2009):

- De corrales.
- De zona de faena.
- De zona de planta o desagües grasos.

En el primero hay estiércol, restos de tierra y arena; en el segundo, hay sangre y recortes de vísceras, y en el tercero, grasas en diferentes condiciones. Estas tres líneas conviene mantenerlas separadas.

En la primera línea (corrales) es preferible la limpieza a seco. Es muy importante que el estiércol no vaya mezclado con ninguno de los otros elementos, porque pierde posibilidades de uso. En la segunda línea (zona de faena) hay sangre que se puede separar por canaletas para su utilización. También se puede utilizar rejillas o tamices. Se debe tratar que los tamices sean de malla reducida (aproximadamente de 1 mm o fracción). Éstos también se emplean en la purificación de la sangre y en las industrias químicas. En la tercera línea (zona de planta o desagües grasos) se facilita la separación ya que, en general, todas las partículas son más livianas que el medio líquido. Aquí se utilizan los desengrasadores.

Una vez tratados específicamente se juntan los tres desagües en una sola línea y se someten al tratamiento propiamente dicho. Los tratamientos pueden ser físicos, químicos y biológicos y, estos últimos, pueden ser aeróbicos o anaeróbicos.

Para el estudio del tratamiento de efluentes hay que considerar:

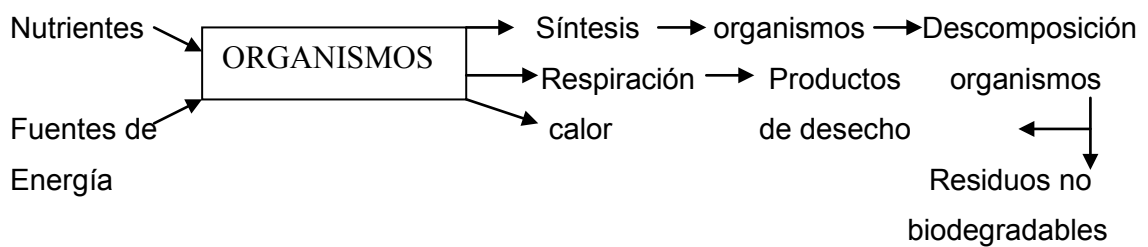
- Interacciones microbianas
- Reacciones biológicas fundamentales
- Estequiometría
- Relaciones cinéticas básicas

Para eliminar la materia orgánica del efluente se facilita el desarrollo de poblaciones microbianas que serán mixtas o heterogéneas, que en este caso son términos equivalentes.

Las principales interacciones son:

- Competición (por un determinado nutriente)
- Predación (como algunos protozoos que ingieren algas)
- Parasitismo (un organismo que vive a expensa de otro)
- Comensalismo (viven simultáneamente sin afectarse)
- Mutualismo (cuando se benefician mutuamente)
- Amensalismo (cuando excretan una sustancia que es dañina para otro)

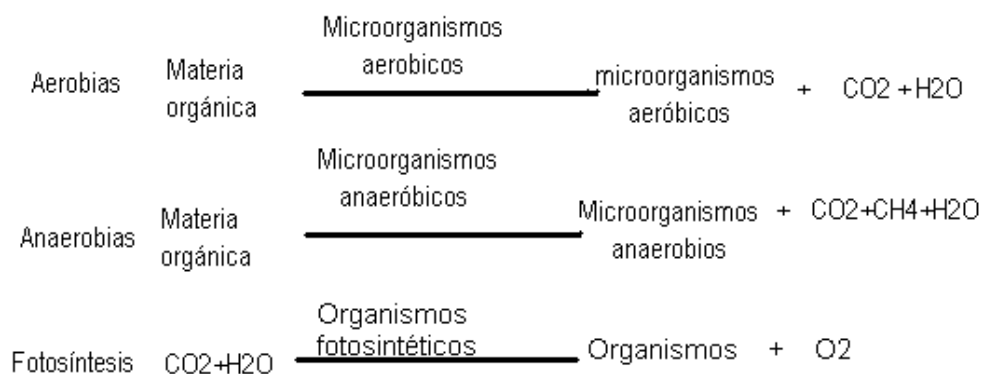
Las reacciones biológicas se pueden resumir de la siguiente forma (Ertola y col., 2003):



Las reacciones biológicas pueden influenciar las reacciones químicas en la fase líquida del medio ambiente.

La estequiometría de las reacciones involucradas es altamente influenciada por las especies de microorganismos presentes, los compuestos existentes y las condiciones ambientales impuestas por el proceso.

Las reacciones típicas son:

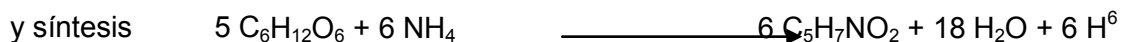


Estas reacciones pueden ocurrir al mismo tiempo, por ejemplo, fotosíntesis en la parte superior, aerobiosis en la parte media y anaerobiosis en la parte inferior. El inconveniente sería que la fotosíntesis haría que el carbono inorgánico se transforme en orgánico, que es agente de polución.

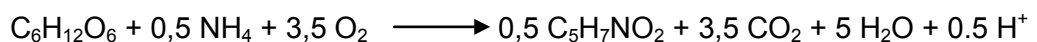
Se pueden considerar ecuaciones de balance efectuando un análisis elemental en el sistema orgánico y en microorganismo producido.

Un ejemplo para un proceso aeróbico sería uno dado por una materia orgánica con composición química semejante a la glucosa y un microorganismo, cuya fórmula sería $C_5H_7O_2$.

Las reacciones biológicas serían:



Si se considera un coeficiente de rendimiento de 0,5 moles de microorganismo por mol de glucosa tendremos:



Dado que el tiempo de residencia de los organismos en los procesos biológicos es suficientemente largo, es necesario considerar también una reacción de auto oxidación o descomposición, que no se considera nunca en procesos de fermentación normales.



Todas las reacciones son exotérmicas, pudiéndose calcular el calor liberado por las reacciones netas o por la muerte del organismo en base a los calores de combustión de los productos y reactantes. El cálculo del calor liberado es importante en los procesos de composta y digestión aerobia termofílica, en los cuales la concentración de materia destruida es suficientemente alta para que el calor liberado haga aumentar la temperatura.

La relación estequiométrica se expresa como un coeficiente de rendimiento. Esta ecuación es complicada de aplicar porque el sustrato generalmente es una mezcla de

compuestos orgánicos solubles e insolubles y la concentración microbiana es difícil de medir. La DBO y la DQO son utilizadas frecuentemente como una medida de concentración de sustrato.

Una ventaja de los procesos anaeróbicos sobre los aeróbicos es que producen una menor cantidad de desechos.

La fuente de C y energía medida como DBO y DQO es considerada generalmente como sustrato limitante en los procesos biológicos aerobios. Sin embargo, es bien conocido que la velocidad de crecimiento de microorganismos puede ser controlada por otras sustancias como amoníacos, fosfatos, sulfatos, sales de hierro, CO_2 , etc. El control (sustrato limitante) por amoníaco o fosfato puede ser de especial importancia en el tratamiento de residuos deficientes en ellos. El crecimiento de algas en procesos fotosintéticos puede ser controlado por la luz o CO_2 , entre otras sustancias.

El control puede ser ejercido por la transferencia de masa al interior de la célula, lo mismo que por la reacción química dentro de la misma, y en baja concentración de sustrato; ambas pueden ser de importancia. La importancia de transferencia en estos procesos esta reflejada en el hecho que sus valores tienen un orden de magnitud mayor que para cultivos puros de microorganismos. El tamaño de los flóculos o el espesor del film en estos procesos se miden en milímetros, lo que en microorganismos individuales se mide en micras.

En la mayoría de los procesos utilizados, los microorganismos son retenidos suficiente tiempo dentro del reactor como para que la autooxidación o la descomposición de ellos sea importante, de manera que este proceso es diseñado para que la destrucción del microorganismo sea la reacción clave. La velocidad específica de descomposición del organismo es un término que incluye el efecto de todos los factores, aparte del sustrato que puede resultar como un cambio de la masa de los organismos involucrados. Entre estos factores están el metabolismo endógeno la muerte con lisis consiguiente y el crecimiento críptico. Esta velocidad generalmente no tiene importancia en experimentos cortos de interés microbiológico; sin embargo, es de gran significado en los procesos biológicos largos, comúnmente utilizados. Si bien en procesos biológicos de tratamiento de efluentes esta velocidad no es constante ya que decrece con la edad del organismo, en la práctica se considera como constante para un rango determinado de edades.

Tratamiento de efluentes líquidos

Existen diversas modalidades de tratamiento, pero en la mayoría de ellos consta de 3 etapas en las que se destacan básicamente, en la primera, procesos de separación físicas, una segunda etapa de tratamiento biológico y por último una etapa de ajuste químico antes de su vuelco al cuerpo receptor.

Aquí deberían definirse las características que deberá tener el efluente.

Pretratamiento

Consisten en desarrollar en un espacio reducido, en un corto lapso de tiempo y en forma controlada, algunos de los procesos que se producen en los cuerpos receptores. Se trata de un acondicionamiento previo de los líquidos.

La disponibilidad de una serie de equipamiento, como tamices auto limpiantes, construidos en materiales durables (acero inoxidable), Sedimentadores, rejillas separadoras, etc. mejora la eficiencia de los tratamientos primarios. Además, con un adecuado volumen de tanques para “equalización” que permite la mezcla y homogenización de la descarga durante el día, se está en condiciones de diseñar los tratamientos biológicos posteriores.

Algunos de estos son:

- a) **Rejas:** dispositivos para separar sólidos gruesos, tales como, restos de vísceras, recortes, restos de cuero, estopas, etc. Están constituidas por barras de fundición o de planchuelas dispuestas paralelamente. También pueden ser barras colocadas en un ángulo de 60 ° con respecto a la horizontal que atraviesa todo el canal.

La separación entre barras es de 2 a 6 cm. La limpieza se realiza con rastrillos que tienen entre dientes unas separaciones iguales a las de los barrotes.

En plantas chicas las rejillas son manuales. El material se acumula en la zona horizontal y deja escurrir el excedente de agua. En plantas más grandes se realiza mecánicamente con rastrillos eléctricos. Las rejillas son indispensables cuando el desagüe llega al lugar del tratamiento, con tanta profundidad como para que sea necesario bombearlo para seguir el tratamiento sobre el nivel del suelo. La separación entre barrotes debe ser compatible con la bomba.

- b) **Tamices:** son barrotes tipo malla, o sea entrecruzados de 4 por 4 mm. Se pueden disponer algo inclinados con respecto a la horizontal (60°). Son limpiados continuamente, montados sobre una cadena continua. Se le agregan vibradores para

desprender las partículas. Se recuperan algunos sólidos, posibilitando su uso, y se logra una disminución de la carga orgánica a poco costo.

- c) **Desengrasadores:** son dispositivos en que por la sola acción de la gravedad, se separan las sustancias más livianas de las pesadas. Es un método económico. Se puede separar del 50 al 55 % de la grasa total. El material separado tiene usos secundarios industriales. Se alivia la carga orgánica del cuerpo receptor de la laguna o del tratamiento convencional, en forma económica.
- d) **Flotación por compresión:** consiste en disolver aire en el líquido a tratar, a una cierta presión. Luego se lo libera bruscamente a la presión atmosférica y el aire deja de ser soluble. Entonces se producen burbujas que se forman a partir de las partículas suspendidas presentes. A cada partícula de grasa se le adhieren las burbujas nacientes y forman un conjunto de menor peso específico que el del líquido y lo envían hacia la superficie para que floten.

En una línea separada de desagües grasos lo que se obtiene es la separación de grasas. Las proteínas, en cambio, son más pesadas y al adherírsele burbujas de aire resulta un conjunto de un peso específico menor que el del medio líquido y en lugar de descender, asciende hacia la superficie. Cuando la partícula, que es de mayor peso específico, llega a la superficie puede desligarse del aire adherido, volver a ser más pesada, y descender nuevamente. Dado que interesa recuperar el total de las grasas, se debe efectuar el barrido mecánico para que rápidamente separe el material de la zona líquida.

El sistema consiste en hacer pasar el líquido por una bomba hacia un tanque de 4m^3 , se inyecta aire a presión y se descarga contra un separador o sedimentador interponiendo la válvula de liberación. Con este método se obtiene una separación de entre un 55 al 85 % de las grasas.

- e) **Sedimentación:** utilizado para el estiércol. El mismo se va depositando en el fondo del líquido por gravedad. Interesa separarlo porque son fibras celulósicas que evolucionan lentamente, y son difíciles de degradar. Además, el estiércol es un material que se utiliza como mejorador de suelos, por su gran contenido de nitrógenos, amoníacos, proteínas, etc.

El estiércol

Como se dijo, es uno de los productos resultantes de los tratamientos primarios. Desde el punto de vista tecnológico, en la agricultura la aplicación de estiércol a la tierra puede aportar muchos nutrientes a las plantas. Se procede cubriendo la tierra con una capa de

estiércol, y con una labor poco profunda, se mezcla el estiércol con la capa superior de la tierra.

Si se aplica sin fermentar, aún fresco, la labor debe ser más superficial. Este tipo de uso es muy limitado y solo será factible en proximidad al establecimiento faenador.

En caso de que el estiércol esté ya fermentado, se puede realizar una labor más profunda. Dentro de las técnicas de fermentado, se encuentra el compostaje; en este caso, los volúmenes a procesar pueden derivarse a otras regiones, no sólo las proximidades del establecimiento.

El estiércol bovino es rico en agua, se ha de cuidar que esté aireado y ventilado a fin de que no se produzca la fermentación anaerobia.

Compostaje

Es una técnica por la cual la materia orgánica es descompuesta de forma controlada imitando los procesos naturales de fermentación termófila para producir humus, convirtiéndose en un producto válido para abonar suelos y plantas. Básicamente presenta dos etapas, la primera de descomposición y la segunda de maduración. Es una forma de reciclaje.

Las 2 etapas cuentan con distintas fases que son:

Fase mesófila. La masa vegetal está a temperatura ambiente y los microorganismos mesófilos se multiplican rápidamente. Como consecuencia de la actividad metabólica la temperatura se eleva y se producen ácidos orgánicos que hacen bajar el pH.

Fase termófila. Cuando se alcanza una temperatura de 40°C, los microorganismos termófilos actúan transformando el nitrógeno en amoníaco y el pH del medio se hace alcalino. A los 60°C estos hongos termófilos desaparecen y aparecen las bacterias esporígenas y actinomicetos. Estos microorganismos son los encargados de descomponer las ceras, proteínas y hemicelulosas.

Fase de enfriamiento. Cuando la temperatura es menor de 60°C, reaparecen los hongos termófilos que reinvaden el mantillo y descomponen la celulosa. Al bajar de 40 °C los mesófilos también reinician su actividad y el pH del medio desciende ligeramente.

Fase de maduración. Es coincidente con la segunda etapa. Es un periodo que requiere meses a temperatura ambiente, durante los cuales se producen reacciones secundarias de condensación y polimerización del humus.

El compost es un abono orgánico obtenido a partir de la descomposición aerobia (en presencia de oxígeno) por la acción de microorganismos, de la parte orgánica de los

residuos de origen animal o vegetal. Es un producto estable, de olor agradable y con multitud de propiedades beneficiosas para los suelos y las plantas. Más que un abono es un excelente regenerador del suelo.

El taller de la FAO en su presentación en Paraguay (2012) define que un compost bien preparado:

- Mejora las propiedades físicas del suelo y hace más fácil el manejo de éste para el trabajo.
- Aumenta el poder de retención de la humedad del suelo.
- Aporta organismos (bacterias) capaces de transformar los materiales insolubles del suelo en alimento para las plantas.
- Aumenta el rendimiento de los cultivos.
- Controla la temperatura edáfica.
- Protege contra la erosión.

Factores que condicionan el compostaje

Oxígeno

- El O₂ en el aire de pila no debería ser < 5%. Nivel óptimo: 10%.
- A medida que aumenta la temperatura de la pila, aumenta el consumo de O₂.

Humedad

- Rango óptimo: 45-60% (en peso).
- Para la actividad microbiana: < 45%: humedad insuficiente; > 60%: O₂ insuficiente.
- Evita combustión espontánea y voladuras de material.
- Material muy húmedo se composta con estructurante seco de alto contenido de C.

Temperatura

- A mayor temperatura, mayor velocidad de descomposición de la materia orgánica.
- Temperaturas demasiado altas (> 70°C) inhiben el proceso de descomposición.

pH

- La mayor actividad bacteriana se produce a pH 6,0-7,5

- La mayor actividad fúngica se produce a pH 5,5-8,0
- Rango ideal 5,8-7,2
- pH > 7,5 puede promover la pérdida de amonio gaseoso

Relación C: N

- A mayor relación C: N, carencia de nitrógeno, descomposición más lenta.
- A menor relación C: N, pérdida de N en forma amoniacal, mayor temperatura; puede matar a los microorganismos.
- El proceso comienza con una relación C: N de 30:1 y termina con un C: N de 15.

Micro y Macro Organismos

- Bacterias aerobias, actinomicetos, hongos, invertebrados (lombrices, cochinillas, etc.).

Dimensiones (tamaño de las partículas)

- La actividad microbiana está relacionada con la facilidad de acceso al sustrato.
- Las partículas pequeñas tienen una mayor superficie específica, lo cual facilita el acceso al sustrato.
- Sin embargo, partículas demasiado finas crean poros pequeños y un flujo restringido del aire (anaerobiosis).

Compost maduro

Al terminar el proceso, se debe realizar un test de respiración; si bien hay diferentes metodologías, lo más visual y directo es introducir 200 g de material compostado en una bolsa plástica transparente y dejarlo por 24 horas, observar si la bolsa se infla y si hay condensación; si esto ocurre, el proceso de compostaje no ha terminado y el compost no ha madurado.

La aplicación de un compost insuficientemente maduro o "inmaduro" puede provocar como efecto más destacado un bloqueo biológico del nitrógeno asimilable, lo que podría ocasionar posteriormente un descenso del contenido de este nutriente en la planta. Por otra parte, la incorporación de estos productos insuficientemente maduros al suelo origina la descomposición posterior de estas sustancias que pueden producir serios daños tanto

en el suelo como en la planta. Así, se ha descrito que se produce un descenso del contenido de oxígeno y del potencial de óxido reducción del suelo, favoreciéndose la creación de zonas de anaerobiosis y fuertemente reductoras. Otro riesgo que presentan estos productos es la presencia de sustancias fitotóxicas, que pueden inhibir la germinación y el crecimiento de las plantas. El efecto fitotóxico puede ser debido a la formación de amoníaco, producido como consecuencia de la degradación de la materia orgánica residual. La presencia, incluso en cantidades pequeñas, resulta tóxica para las raíces y para el desarrollo de las plantas, así como para la germinación de las semillas (intoxicación amoniaca).

Según la CONAF (Comisión Nacional Forestal de la República de Chile), las técnicas de compostaje varían, principalmente, de acuerdo a las condiciones de aireación, período de volteo y calidad requerida en el producto final. Para compostar residuos agrícolas y forestales se usan 4 técnicas: pilas estáticas, pilas estáticas aireadas pasivamente, pilas aireadas forzadamente y pilas de volteos o en hileras.

Pilas estáticas

La tecnología para el compostaje en pilas estáticas es relativamente simple y es el sistema más económico y el más utilizado. Los materiales se acumulan sobre el suelo o pavimento, sin comprimirlos en exceso, siendo muy importante la forma y medida de la pila. Las medidas óptimas oscilan entre 1,2 - 2 m de altura, por 2-4 m de ancho, siendo la longitud variable. La sección tiende a ser trapezoidal, aunque en zonas muy lluviosas es semicircular para favorecer el drenaje del agua. Las pilas son ventiladas por convección natural y se voltean con una frecuencia que depende del tipo de material, de la humedad y de la rapidez con que se desea realizar el proceso, siendo habitual realizarlo cada 6 - 10 días.

Pilas estáticas aireadas pasivamente

Aquí se utiliza una red de tuberías, de 3 a 5 pulgadas de diámetro, perforadas, que se coloca en la parte inferior de la pila. La altura recomendada de la pila es de 1 a 1,5 m, aunque la forma y tamaño óptimo de la pila depende del tamaño de partículas, contenido de humedad, porosidad y nivel de descomposición, todo lo cual afecta el movimiento del aire hacia el centro de la pila. Para permitir el flujo adecuado de aire que entra a través de las cañerías, se coloca una cubierta de turba

Pilas aireadas forzadamente

Se utilizan compresores para inyectar aire al interior o aspiradores que succionan aire hacia el exterior. Este sistema de compostaje requiere una serie de equipamiento (compresor, red de tuberías, válvulas y sistemas de control de presión de aire, temperatura y

humedad), por lo que tiene un costo de inversión mayor. El aporte de oxígeno puede realizarse de forma continua, a intervalos o ligados a un termostato que al llegar a una temperatura de 60 °C, acciona el mecanismo de inyección de aire hasta que la temperatura desciende hasta el valor deseado. Una vez armada la pila, no se toca, hasta que la etapa activa de compostaje sea completa. Este sistema permite tener un mayor control de la concentración de oxígeno y mantenerla en un intervalo apropiado (15-20%), para favorecer la actividad metabólica de los microorganismos aerobios que desarrollan el proceso.

Pilas de volteos o en hileras

El material se acumula en pilas alargadas al aire libre o en galpones. El tamaño y la forma de las pilas (triangular o trapezoidal) dependerán del clima, material utilizado y el tipo de máquina disponible para el volteo. Este sistema considera voltear las pilas, usando técnica manual o mecánica, en forma regular cada 6 a 10 días, para que la aireación sea la adecuada. Después de cada volteo, la temperatura desciende alrededor de 5 ó 10 °C, subiendo de nuevo en caso de que el proceso no haya terminado. Esta técnica requiere de un espacio mayor al de las otras técnicas, posee costos operacionales altos, es vulnerable a los cambios de clima y el material genera olores al voltearlo. Se debe hacer un buen seguimiento de la temperatura y humedad de la masa, con el objeto de buscar los momentos adecuados a los volteos.

En túneles

Técnica industrial para cantidades superiores a las 30.000 toneladas al año de residuos orgánicos. Los procesos en túneles son procesos modulares que permiten ampliar la capacidad de tratamiento, añadiendo las unidades de tratamiento necesarias. El recipiente puede ser de diferentes materiales, desde un silo a un foso de hormigón. Las variables del proceso están controladas por un ordenador central. Lleva incorporado un sistema de ventilación para el aporte de oxígeno necesario a los microorganismos. Es una alternativa a considerar en aquellas localidades en las que existen varios frigoríficos y se puede concentrar el estiércol en un solo lugar.

Beneficios de las diferentes técnicas de compostaje

Pilas estáticas: una vez que la pila está armada, necesita sólo volteos ocasionales para restaurar la porosidad. Bajos costos.

Pilas estáticas aireadas pasivamente: no requiere volteo. Menor costo que la de aireación forzada.

Pilas aireadas forzosamente: no requiere de espacios para las maquinarias volteadoras. Menor tiempo de compostaje. Alcanza mayores temperaturas (muerte de patógenos).

Pilas de volteos o hileras: permite el compostaje de un gran volumen de residuos. La aireación permite un buen secado y separación del material.

El uso general del compost producido por cualquiera de las técnicas de compostaje son: acondicionador del suelo (efecto sobre las propiedades físicas), bio abono, recuperación de suelos degradados y bio-remediación de suelos contaminados.

Una vez finalizado el proceso de maduración, el compost puede almacenarse hasta el momento de su venta o aplicación al terreno. Se vende a granel y en envases de 2, 5, 20 y 60 litros. La dosis de aplicación recomendada son 20 a 50 ton/ha cada 2-3 años, en otoño o primavera, enterrándolo superficialmente. Para cultivos con grandes necesidades de humus, la dosis puede llegar a ser 40–100 ton/ha. Es aconsejable dejar un tiempo razonable de espera entre el abonado con compost y la siembra.

Lombricultura/Vermicultura

La lombricultura es la reproducción continua de lombrices de tierra en cajones para la producción de compost orgánico de alta calidad. Se produce humus de lombriz, un material muy rico en nitrógeno y materia orgánica, adecuado para almácigos (20% humus, 80% tierra) o para trasplante definitivo a terreno (30% humus)

El vermicompostaje

Es un mecanismo similar al de compostaje con una significativa aceleración por medio de la acción de las lombrices. El inconveniente que presenta es su dificultad de mantenimiento. Necesita mantener unas condiciones óptimas más estrictas. Por otro lado, presenta la ventaja de requerir poco espacio, se puede llevar a cabo en altura y el proceso es más rápido que el compostaje.

Las condiciones necesarias son: temperatura entre 3 y 35°C (óptima: 18-25°C), humedad entre 50 y 80% (óptima: 70-80%) y pH entre 5 y 8,4. Su dieta puede incluir restos de fruta y verdura no cocinados y cáscaras de huevo; no comen carne y pescado, alimentos con salsas y aceites, lácteos y restos leñosos de jardín. Se obtienen dos productos: el humus de lombriz (vermicompost) y las lombrices.

En España existe una planta de vermicompost donde la materia prima es estiércol de oveja. El proceso de fabricación es en montones aireados en fases a los que se añade las lombrices rojas de California.

Residuos grasos

Dentro de los desechos que se arrastran con el agua a los efluentes existen distintos tipos de residuos grasos producto de la limpieza de vísceras, emprolijado de cortes y carcasas, limpieza de cámaras, pisos de áreas de corte, etc. Éstos, al recuperarse en los distintos pre tratamientos se utilizan para la producción de jabón, ácidos grasos para industria farmacéutica e incluso biomasa para la elaboración de biogás o biodiesel.

La elaboración del sebo como subproducto es uno de los artículos que más rentabilidad presenta y que más desarrollo tecnológico ha presentado en los últimos años

La sangre

Es un componente que en los efluentes genera serios problemas en el tratamiento de los mismos y recuperada tiene innumerables aplicaciones, La forma más simple es la elaboración de harina de sangre. Al ser separada en sus componentes principales, se obtiene el plasma, que presenta capacidad gelificante, emulsificante y espumante, las cuales se utilizan en la industria alimentaria (embutidos, fiambres, panificados, pastelería), o farmacéutica (obtención de globulinas, fibrinógeno, albuminas). Inclusive la albúmina se puede usar como sustituto de la albúmina del huevo y como uso no alimentario para terminación de cueros, adhesivos y preparación de pigmentos para tejidos.

También se puede utilizar como sustituto lácteo para rumiantes, revestimiento de semillas, estabilizante del pH del suelo, coadyuvante en insecticidas, extintores de incendio, etc.

Tratamientos biológicos

Luego del pre tratamiento, en el que se retiran los residuos groseros, corresponde continuar el tratamiento del efluente con alguna de las técnicas biológicas disponibles. Existen dos tipos de floras microbianas, las cuales forman parte del ciclo del carbono que se produce en la naturaleza. Tienen por fin degradar biopolímeros (celulosa, lignina, hidratos de carbono, proteínas, lípidos) a través de diferentes procesos enzimáticos hasta moléculas sencillas, aptas para reiniciar diferentes ciclos biológicos.

Los microorganismos anaeróbicos degradan la materia orgánica, en un tanque cerrado denominado bio digestor, produciendo principalmente metano y anhídrido carbónico. Esto determina un mayor contenido energético en los productos de degradación, es decir un

rendimiento energético más alto, y una retención de nitrógeno amoniacal en los residuos digeridos. El gas producido por la fermentación anaeróbica se conoce con el nombre de biogás, y es combustible, es decir que desde un líquido residual y contaminante se puede depurar y asimismo obtener energía.

Los microorganismos aeróbicos, degradan la materia orgánica produciendo anhídrido carbónico, amoníaco y agua. Los microorganismos de interés para la depuración biológica de aguas residuales, en orden de importancia – por la cantidad que participan - son: bacterias, hongos, algas, protozoos, rotíferos y crustáceos.

La depuración biológica de las aguas residuales consiste en provocar el desarrollo de floras microbianas (que forman parte de la naturaleza misma), dentro de las instalaciones que se denominan plantas de tratamiento, conformadas por tanques o cisternas con su correspondiente equipamiento electromecánico. Mediante condiciones controladas se logra el desarrollo de especies necesarias, tal que por acción física o fisicoquímica retienen la carga contaminante orgánica y se alimentan de ella. Las alternativas pueden ser biomasa retenida, donde la flora microbiana activa se organiza en gránulos o películas, dentro del equipo de depuración, también de biomasa suspendida, donde la flora microbiana se encuentra suspendida libre dentro del equipo de tratamiento en forma de flóculos que luego del proceso de depuración se separa del líquido residual tratado por sedimentación, para ser reutilizados nuevamente al inicio del tratamiento.

Complementación de tecnologías

Dependiendo de cada caso particular, se puede utilizar la mejor combinación entre las diferentes alternativas tecnológicas disponibles, con el propósito de lograr la mejor ecuación que minimice las inversiones, los costos de operación y mantenimiento que, junto a la optimización de espacios, permita concretar la solución más conveniente.

En el caso de industrias de gran tamaño, ubicadas en áreas rurales, se puede recurrir a tecnologías de tipo extensivas como ser las lagunas de estabilización (anaeróbicas cubiertas, con aireación mecánica, o facultativas)

En situaciones relacionadas con centros o parques industriales –con espacios más reducidos- se impone la adopción de soluciones intensivas con biorreactores de alta carga, que utilizan microorganismos en gran concentración – con etapas tanto anaeróbicas como aeróbicas-, lo que permite resolver las distintas situaciones satisfactoriamente.

El sistema intensivo aeróbico, que se ha difundido ampliamente, necesita de un consumo importante de energía eléctrica para su funcionamiento, razón por la cual se plantea la

paradoja de la contaminación líquida vs. contaminación por producción de electricidad (calentamiento global, etc.), lo cual motivó que los países desarrollados revisaran los tratamientos líquidos residuales, de manera de hacerlos más eficientes respecto al consumo de energía y los recursos técnicos financieros que ellos demandan.

Es así que actualmente se revalorizó el tratamiento anaeróbico de alta carga de biomasa retenida, que presenta bajos requerimientos de mantenimiento y producción de biogás, pero indefectiblemente necesita una depuración final aeróbica, con lo cual se revaloriza el uso de lechos percoladores o filtros biológicos, barros activos, etc.

Para lograr un proceso completo debe incluirse un proceso de estabilización y disposición final de sólidos, sea por su reutilización o su tratamiento.

Todo esto lleva a pensar que se debe optar por una alternativa tecnológica adecuada en el marco de un desarrollo industrial sustentable, teniendo presente que toda participación del hombre genera un impacto en el medio ambiente y, en todos los casos, se debe procurar que este impacto sea lo más bajo posible.

Tratamiento biológico de tipo extensivo

En la medida que se disponga de extensas áreas de terreno, pueden pensarse en realizar una depuración natural de los líquidos residuales, mediante lagunas de estabilización de tipo extensivas, construidas con terraplenes de tierra. Sin embargo, se debe asegurar la adecuada impermeabilización del fondo y superficies laterales, a efectos de no contaminar las napas de agua subterráneas (Groppelli, 2001).

En función de la carga orgánica por unidad de superficie con que se diseñan las lagunas de estabilización, se las puede clasificar de la siguiente manera:

a) Lagunas anaeróbicas: se utilizan para estabilizar los sólidos que se separan por sedimentación de la corriente de efluentes a tratar. Se construyen con profundidades del orden de 4 a 6 metros. Mediante excavación del terreno, o por la construcción de terraplenes de contención realizados con maquinaria adecuada

Prácticamente en este tipo de laguna no existe oxígeno disuelto en todo su volumen, por lo tanto en función de las características del proceso anaeróbico, y al estar abiertas al ambiente, generan malos olores. Por lo tanto su empleo puede aceptarse en zonas rurales, alejadas de centros poblados, donde el problema ambiental que pueda generar no sean significativos.

El rendimiento de depuración de este tipo de lagunas es del orden del 40-50% con un tiempo de retención hidráulico usual de 3 a 5 días.

b) Lagunas aireada: cuando el espacio sea limitado para las instalaciones de tratamiento y el efluente deba ser de buena calidad, se recurre al empleo de aireación mecánica del efluente bajo tratamiento, para garantizar que el proceso se realice en condiciones aeróbicas. Si bien la superficie ocupada por las instalaciones disminuye, aumentan considerablemente los gastos de operación (energía eléctrica) y mantenimiento de aireadores (que funcionan las 24 horas del día durante todo el año).

El orden de depuración de este tipo de laguna es del orden del 50 al 60%. Esto se debe a la condición de mezcla que existe en el medio, determinando que el efluente de esta laguna contenga sólidos en suspensión biodegradables, lo que disminuye su rendimiento de depuración. En consecuencia, esta laguna aireada debe ir acompañada posteriormente por otra de tipo facultativa donde los sólidos puedan sedimentar y realizarse una depuración adicional, lográndose una eficiencia global del orden del 90%

c) Lagunas facultativas: este tipo de laguna puede utilizarse como única etapa de depuración, diseñada de tal manera que permita que el oxígeno del aire se disuelva en el agua a tratar o también como laguna de afinamiento del efluente ya tratado en pasos anteriores (laguna anaeróbica y/o laguna aireada). Se proyectan con un tiempo de retención hidráulica de 10 a 12 días, una profundidad estimada de 1,50 a 1,80 metros, operando con una eficiencia del orden del 70 al 80%.

Con el tiempo, los sólidos sedimentados propios del efluente o los generados en la laguna aireada van reduciendo la altura útil de la laguna facultativa. En valores promedios se depositan 30 gramos de sólido/habitante/día (deberá convertirse al tipo de producción). Esto determina que la laguna facultativa tenga una vida útil finita. Será necesario, en consecuencia, construir otra laguna para permitir que la primera pueda dejarse secar durante un periodo de varios años, para luego poder extraer el barro depositado, que puede extraerse en forma mecánica y enviarse a una playa de secado.

Tratamiento biológico de tipo intensivo

Dado que el problema de contaminación es más significativo cuando la actividad industrial es mayor, no disponiéndose en consecuencia de grandes extensiones de terreno, se hace necesario proyectar y construir un sistema intensivo que implica el uso de obra civil y el

de maquinaria de proceso, con el consiguiente consumo de energía para su funcionamiento.

Sistemas intensivos aeróbicos

Dentro de los sistemas de tratamiento intensivo aeróbicos con menor consumo de energía y superficie de terreno, se encuentran los lechos percoladores o lechos bacterianos.

El principio de funcionamiento consiste en hacer caer el agua a tratar, en forma de lluvia, sobre una masa de material de gran superficie específica, que sirve como soporte a los microorganismos depuradores, los cuales forman sobre el relleno una película (biofilm) adherida al mismo.

La aireación necesaria, que mantiene la masa de microorganismos del biofilm en condiciones aeróbicas, se produce por tiro natural, en virtud de la alta porosidad del lecho utilizado, el cual deja canales en todo su espesor para la circulación de aire. Esto, sumado al íntimo contacto entre la fase líquida y el gas, permite que exista oxígeno disuelto para que los microorganismos de la película biológica degraden la materia orgánica contaminante y se elimine el CO_2 producto del metabolismo aeróbico.

El relleno poroso se puede realizar con piedras de 5 a 9 cm de tamaño o con piezas de material plástico liviano. La recirculación del efluente tratado sobre el lecho percolador, mediante una bomba centrífuga, mejora la eficiencia del tratamiento, evita la obstrucción del filtro y reduce los problemas derivados del olor y de las moscas en el verano. El rendimiento habitual de esta alternativa está en el orden del 70 a 75%.

Sistemas por barros activados

El mayor desarrollo y uso de los sistemas de tipo aeróbico se debió a que se estudió con más dedicación a estos microorganismos y a la formulación, a comienzos del siglo XX, de la teoría que llevó al desarrollo del proceso de barros activados a partir de las experiencias de Arden y Lockett en 1914. Esto determinó que la ingeniería se aplicara a este tipo de alternativa de saneamiento, pero a costa de un alto consumo de energía, para suministrar el oxígeno al medio líquido donde se realiza la depuración.

El procedimiento por barros activados consiste en desarrollar un cultivo bacteriano aeróbico disperso en forma de flóculos en un depósito agitado y aireado por medios mecánicos (sopladores o aireadores de superficie con turbina o hélices, montados con flotadores), alimentándose el sistema con el líquido residual que debe ser depurado.

En este depósito, la materia orgánica que contiene el líquido residual se desdobra por acción metabólica de la flora bacteriana en anhídrido carbónico y agua, eliminándose la carga contaminante de tipo orgánico. Luego de un tiempo de contacto suficiente, el líquido tratado se envía a un clarificador (sedimentador) destinado a separar el agua depurada de los fangos bacterianos, que se recirculan al depósito de aireación para proseguir con el tratamiento en forma continua. Finalmente, el líquido clarificado se debe clorar a fin de reducir la concentración de microorganismos patógenos para el ser humano, y eliminar desde la planta una corriente totalmente inocua.

Este sistema es muy eficiente en cuanto niveles de depuración que puede alcanzar, del orden del 90 a 95%, pero los montos de inversión son muy altos, como así también el costo de funcionamiento (del orden de 0,50 kW.-h/m³ de líquido cloacal) y mantenimiento. Una de las formas de optimizar la degradación de efluentes por el uso de barros activados, es utilizando un concentrado liofilizado de bacterias y enzimas con un modelo matemático que lo interprete, así se obtiene una mayor velocidad en la remoción de materia orgánica, disminuye el tiempo de estabilización en 2 horas, hay una mayor degradación de la materia orgánica a las 24 hs de aireación y una mejora sustancial en la etapa de sedimentación de los barros activados generados, dado el aumento del índice volumétrico de barros. (Eliggi y col., 2002).

Esto posibilita atender con una instalación dada, aumentos temporarios de caudal o carga con respuestas satisfactorias, diseñando reactores de menor volumen, que se pondrán en marcha, en función del aumento de la cinética de degradación (con ahorro de energía en la aireación) y en virtud a la mayor constancia de las curvas de degradación que observaron, se infiere una mayor confiabilidad del sistema de barros activados y en consecuencia disminuir la necesidad de controles.

En un frigorífico de Colombia, se utilizó como inóculo para el reactor de barros el contenido ruminal, adaptándolo con variaciones de carga con variadas proporciones de agua-sangre y agua ruminaza (efluentes playa de faena y sala de menudencias) y concluyeron que por su eficiencia es una tecnología viable técnica y ambientalmente para estabilizar la materia orgánica contaminante generada en las industrias de faena bovina (Pabón y Suárez Gélvez, 2006).

El período de arranque de reactores anaerobios es una etapa crítica y relativamente lenta debido a que debe desarrollarse una población microbiana suficiente y equilibrada que frecuentemente determina la eficacia de operación del reactor. La actividad de la biomasa depende de muchos factores; con relación a los micronutrientes, la deficiencia de uno

puede limitar el proceso biológico y las bacterias metanogénicas han demostrado una dependencia crítica por el hierro. (Torres y col. 2004)

Uno de los problemas más comunes en plantas de tratamiento de efluentes líquidos por barros activados es la proliferación de microorganismos filamentosos, fenómeno denominado "bulking" filamentoso.

Los microorganismos filamentosos, presentes en grandes cantidades, sobresalen de la superficie de los flóculos de los barros activados originando una estructura en forma de red, que conduce a la formación de barros muy voluminosos y de difícil sedimentación y compactación. De esta forma, los barros pueden escapar de los sedimentadores secundarios de la planta de efluentes ocasionando un deterioro de la calidad del efluente final y produciendo contaminación y eutrofización de los cuerpos de agua receptores.

Adicionalmente, el "bulking" filamentoso afecta el funcionamiento de la planta de efluentes y produce pobre desecación y espesamiento de los barros incrementando los costos implicados en la disposición final de los mismos.

Se han desarrollado métodos específicos y no específicos para el control de microorganismos filamentosos. Los primeros, que incluyen modificaciones en las condiciones operativas (concentración de oxígeno disuelto, nutrientes, pH, etc.) y en la configuración de la planta de tratamiento de efluentes, apuntan a eliminar las causas responsables del crecimiento de las bacterias filamentosas y favorecer el desarrollo de las floculantes. No obstante, estos métodos no siempre son efectivos y no en todas las situaciones pueden ser aplicados. En general implican altos costos para su implementación y además tardan demasiado tiempo en controlar el "bulking" filamentoso.

Esto dependerá fundamentalmente del tipo de efluente que estemos tratando y su composición. Podríamos considerar al efluente como un "medio de cultivo" para los microorganismos floculantes, en donde el riesgo de contaminación esta representado los microorganismos filamentosos

Algunos investigadores han estudiado diferentes métodos no específicos y de rápida acción para el control de bacterias filamentosas presentes en barros activados.

Tal es el caso de la utilización de agentes oxidantes como el cloro y el ozono y el empleo de un surfactante.

Se realizaron ensayos basados en la determinación de la actividad fisiológica microbiana que permitieron evaluar el efecto inmediato de agentes químicos sobre los microorganismos filamentosos, para evitar una dosificación por períodos prolongados o una eventual sobredosis que destruiría completamente los flóculos de los barros activados. El efecto tóxico de los compuestos oxidantes sobre los barros activados puede

ser determinado por parámetros de actividad metabólica microbiana tales como velocidad de consumo de oxígeno (OUR, oxygen uptake rate), medición del contenido de adenosina trifosfato (ATP), utilización de sustrato, así como también mediante ensayos de reducción microbiana de sales de tetrazolium.

Concluyeron que el cloro y el ozono presentarían similar efectividad en el control del "bulking" filamentoso y un impacto también semejante sobre la actividad metabólica total de los barros activados considerados en su conjunto.

Adicionalmente, se encontró que el ozono, a diferencia del cloro, presenta la capacidad de reducir la cantidad total de barros activados de un sistema de tratamiento biológico de efluentes por oxidación completa de la biomasa microbiana.

Esto constituye un aspecto importante a tener en cuenta cuando se pretende reducir la cantidad total de sólidos suspendidos en un sistema de barros activados para disminuir los costos implicados en el tratamiento de los barros generados en el proceso y los costos derivados de la disposición final de los mismos. (Caravelli,2004)

Conociendo la necesidad de establecer fuentes de energía renovable y proporcionarles un tratamiento adecuado a los efluentes generados por la actividad agropecuaria y la agroindustria, con el objetivo de minimizar la emisión de metano a la atmósfera, en la República Argentina surgió la necesidad de crear un espacio en el cual se pudieran debatir distintas problemáticas y plantear posibles soluciones que puedan implementar un cambio en el panorama actual de nuestro país Para ello se desarrollo el seminario "Desafíos y estrategias para implementar la digestión anaeróbica en los agro sistemas" realizado por el INTA, la Secretaría de Ambiente y desarrollo sustentable y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, pesca y alimentos en el año 2007, que crea un marco alentador en el desarrollo y uso de esta tecnología

Sistemas intensivos anaeróbicos

Debido a los costos energéticos, hacia la década del 70 se redescubren las bacterias anaeróbicas, que existían en la naturaleza desde muchísimo tiempo atrás, que hasta el momento sólo se utilizaban para estabilizar barros procedentes de la sedimentación, generándose nuevos tipos de reactores de "alta carga de biomasa retenida" (denominados de flujo ascendente a través de manto de barros, filtro anaeróbico, lecho fluidizado, etc.).

En este sistema, la flora microbiana se encuentra adherida o atrapada en un soporte constituido por un barro espeso en un caso, o mediante un relleno poroso fijo o fluidizado,

en otros diseños. El líquido a tratar percola en forma ascendente, lográndose la retención de la fracción orgánica sedimentable y coloidal que posee, y la rápida degradación de la fracción orgánica soluble. Esto permite lograr bajos tiempos de retención hidráulicos para el líquido, y alto para los sólidos, posibilitando su degradación, que permite transformarlos en un excelente abono orgánico, similar al humus.

Este tratamiento tiene gran aceptación en el mundo, dado que presenta interesantes ventajas:

- Reduce considerablemente el consumo de energía para el tratamiento.
- Reduce al mínimo posible los costos de mantenimiento de equipos mecánicos.
- Se obtiene un combustible gaseoso de excelente calidad.
- Produce un residuo orgánico estabilizado que puede usarse como abono orgánico.
- Ocupa poco espacio de terreno en las instalaciones para tratamiento de efluentes.

Estos sistemas se encuentran en uso en muchos países de Europa, EE UU, Canadá, Japón, Australia, Brasil (en los estados de Paraná y San Pablo), etc. En La República Oriental del Uruguay, la utilización de reactores de manta de lodos con alimentación intermitente y reciclo de alta velocidad constituye un sistema que funciona en forma estable, sin presentar problemas de acumulación de sólidos. Trabajando con tiempos de retención hidráulico de 2 días se alcanzaron eficiencias de remoción de DQO del orden de las reportadas para el tratamiento de efluentes de menor complejidad. Las operaciones de matadero y frigorífico generan un efluente complejo que contiene proteínas, compuestos lignocelulósicos y grasas en forma soluble y como sólidos en suspensión. Dado el alto contenido de sólidos lignocelulósicos y grasas presentes en el efluente crudo, aún luego de los tratamientos primarios clásicos se obtiene un efluente que presenta una importante cantidad de estos sólidos, de lenta biodegradación, que ocasionan problemas operativos especialmente en reactores anaerobios de alta velocidad (Martínez y col., 1998).

Reactores UASB/EGSB

Un reactor UASB (del inglés upflow anaerobic sludge bed) es en primera vista nada más que un tanque ancho (por lo tanto un diseño muy simple y barato). Las aguas residuales son introducidas en el tanque por abajo. El agua residual pasa hacia arriba a través de un

lecho de lodo anaeróbico donde los microorganismos en el lodo entran en contacto con el sustrato presente en el efluente. El lecho de lodo es compuesto de microorganismos que forman, naturalmente, gránulos (pellets) de 0,5 a 2 mm de diámetro que tiene una alta velocidad de sedimentación y así resisten el lavado por arrastre del sistema, incluso a altas cargas hidráulicas. El proceso de degradación anaeróbica resultante es responsable de la producción de gas (por ejemplo, biogás contiene CH_4 y CO_2) El movimiento hacia arriba de las burbujas de gas liberado provoca una turbulencia hidráulica que proporciona un mezclado del reactor sin ninguna parte mecánica. En la parte superior del reactor, la fase de agua se separa de sólidos del lodo y de gas en un separador de tres fases (también conocido como separador de gas-líquidos y sólidos) El separador de tres fases es comúnmente una tapa con unos deflectores que retiene los gránulos y permite el paso del agua y el gas. Por encima de los deflectores, una campana captura el gas y el agua sale por el costado de la tapa, por fuera de la campana. (Medhat y Usama, 2003).

Un reactor de lecho de lodo granular expandido (EGSB) (del inglés expanded granular sludge bed) es una variante del concepto UASB. La característica distintiva es una tasa más rápida de velocidad ascendente de flujo. Está diseñado para el paso de las aguas residuales a través de una cama de lodo. El aumento del flujo permite la expansión parcial (fluidización) del lecho de lodo granular, mejorando el contacto de las aguas residuales con los fangos, así como la mejora de la segregación de pequeñas partículas suspendidas inertes en la cama de lodo. El aumento de la velocidad de flujo se lleva a cabo ya sea mediante la utilización de reactores altos, o mediante la incorporación de un reciclado del efluente (o ambos). El diseño EGSB es adecuado para las aguas residuales de baja carga de solubles (menos de 1 a 2 g DQO/litro) o para las aguas residuales que contienen partículas inertes o poco biodegradables en suspensión que no se debe acumular en las camas de lodos. (Medhat y Usama., 2003).

Funcionamiento del sistema

La diferencia de los procesos EGSB y UASB es la capacidad de una mayor carga de operación; en consecuencia, el reactor de EGSB es más alto y delgado. En ambos sistemas, el agua residual es preparada en el tanque acondicionador; la mezcla con nutrientes y efluente anaeróbico se controla por medio de pH y temperatura y es bombeado al reactor. La velocidad de flujo ascendente requerida y la homogeneidad de las aguas residuales bombeadas se lleva a cabo por un sistema de distribución diseñado especialmente (patentado). Las sustancias orgánicas en las aguas residuales se descomponen en biogás, ya que están fluyendo a través de varios metros de la cama de

biomasa de las bacterias granulares. Junto al movimiento hacia arriba del biogás producido y las aguas residuales es acelerado por el sistema de distribución mezclas de todo el volumen del reactor sin ningún dispositivo de mezcla mecánica. El separador de tres fases en la parte superior del reactor asegura una excelente separación del agua tratada, el biogás y la biomasa. La mayor densidad de la biomasa facilita el retorno al lecho de lodo (con pérdida de lodos mínimo), donde se devuelve el agua tratada en el tanque de acondicionamiento con el fin de preparar el agua residual cruda, y será descargado o transferido a la siguiente etapa de tratamiento. El biogás se recoge en la parte superior del reactor y se utiliza en la producción de energía o quemado en la antorcha.

El sistema tiene una construcción fiable. La posibilidad de corrosión es minimizada por las condiciones de trabajo libre de oxígeno en el reactor herméticamente cerrado, lo cual es parcial en los UASB y completo en los EGSB. Los componentes internos del reactor de acero, están protegidos con recubrimiento epoxi especial contra la corrosión. Por otra parte, el diseño especial del separador también proporciona seguridad para todo el sistema evitando cualquier posible fuga de gas.

Diseño reactor anaeróbico

Los principales parámetros de diseño y las características de estos reactores son:

- Carga orgánica volumétrica: se refiere a la cantidad diaria de compuestos de materia orgánica, simbolizada en general por la DQO, aplican al reactor de volumen y se expresa en kg DQO/dm^3 ; el número de este parámetro es, por lo general, de 5-15 kg DQO/dm^3 y los valores recomendados varían con el tipo de aguas residuales y tasas de eliminación esperadas de DBO y DQO; la eficiencia en la eliminación de una muy alta DBO se alcanzan a cargas orgánicas volumétricas bajas, como 2 kg DQO/dm^3 .
- Distribución del ingreso del efluente crudo inferior: este concepto es muy importante; es la medida de cómo el agua residual a tratar debe ser distribuida de manera uniforme en la parte inferior del reactor para permitir un contacto estrecho entre las moléculas orgánicas y la manta de las bacterias anaerobias; por lo general, los valores son de 2-4 m^2 / punto de inyección; el diseño del reactor Acqua Engenharia[®] adopta las entradas individuales para cada punto de inyección, siendo cada una de las entradas colocada en la parte superior del reactor y se alimenta por vertederos triangulares; este es un muy buen diseño que hace posible verificar visualmente si

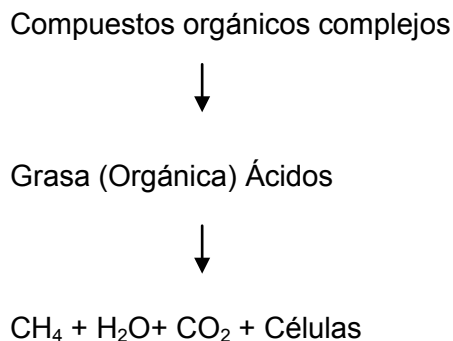
cualquiera de los puntos de inyección están obstruidos, y asegurar que la distribución del flujo es incluso en cualquier momento.

- Velocidades dentro del Reactor Anaerobio: el flujo de aguas residuales en el interior del reactor debe ser verificado en cada paso de su curso, algunos números básicos son:
 - velocidad de flujo ascendente en la parte inferior del tanque: 1,0 m³ / hm² máx.
 - velocidad a través del separador de gas / líquido / sólido: 3-5 m³ / hm²
 - velocidad de flujo ascendente en la zona de sedimentación elevada: depende de la calidad de los lodos, de hasta 1-3 m³ / hm² para el lodo granulado.
 - separador Gas / Líquido / de Sólidos y de Sistemas de recolección de gas deben ser adecuadamente diseñados para evitar la obstrucción del agua y el arrastre de espuma.

Operación del reactor anaeróbico y control

Algunas de las plantas anaeróbicas que no funcionan correctamente, tienen problemas causados, generalmente, por falta de información de los usuarios y una alta dosis de prejuicios. Hoy en día, el funcionamiento de los reactores anaeróbicos puede considerarse muy simple, si se comprenden algunos conceptos básicos.

El concepto básico principal se refiere al principio de la digestión anaerobia, que es: compuestos orgánicos complejos se dividen en ("grasa") ácidos orgánicos y, a continuación, estos ácidos se transforman en metano, CO₂, agua y células bacterianas anaeróbicas. Si bien las reacciones reales son más complejas, esto se puede simplificar como sigue:



Una vez que se comprende el concepto de acidificación/metanización anterior, es fácil entender que el proceso de control es bastante simple y se basa en el control diario de los siguientes parámetros:

- DQO dentro y fuera: representa la cantidad de sustancias orgánicas que se separaron en el Reactor Anaerobio (debe ser más del 80%). En virtud del funcionamiento adecuado, se eliminan DQO (o compuestos orgánicos); sólo cuando las condiciones son adecuadas se convierten a CH₄. Si la conversión es parcial, los complejos orgánicos compuestos se convierten en ácidos orgánicos; como consecuencia, las pruebas de testeó de DQO dan altos valores y el pH disminuirá.
- Ácidos grasos volátiles y alcalinidad total en la parte inferior y la parte superior del reactor: representa cuán alto o bajo es el nivel de ácidos orgánicos a través del reactor; estas cifras, si comprueba con el pH la eliminación de la DQO y la generación de metano, dan una imagen clara del equilibrio ácidos orgánicos/metano. La forma más fácil de determinar las buenas condiciones de funcionamiento es el AGV/AT (relación ácidos grasos volátiles/ alcalinidad total), que puede representar:
 - Menor a 0,15 === > condición estable: la mayor parte de los compuestos orgánicos se convierten en ácidos orgánicos y luego a CH₄.
 - entre 0,15 y 0,20 === > operación que requiere atención; el reactor está a un paso de ser sobrecargado.
 - entre 0,20 y 0,25 === > máxima atención: el reactor está casi sobrecargado (los términos sobrecargados, o cobrado de más, significan que la relación entre la carga orgánica y la cantidad de bacterias anaerobias presentes en el reactor son tan altas que el microorganismo no puede "comer" lo compuestos orgánicos y convertir luego totalmente a CH₄).
 - por encima de 0,25 === > el reactor se "acidifica", lo que significa que la conversión es, en su mayoría, a los ácidos orgánicos que no se convierten a CH₄; demasiada acidificación por muy poca metanización.
- pH: como la acidificación y metanización determina las reacciones bioquímicas de equilibrio en un reactor anaeróbico, el monitoreo del pH es esencial, cuando se produce la "acidificación". La primera acción es a menudo para aumentar el pH de entrada, lo que la mayoría de las veces es una decisión equivocada, ya que no va a resolver la principal causa probable de la sobrecarga.
- Caudal Metano: al evaluar la generación de metano contra la carga orgánica (horas o días), es posible saber con exactitud si un Reactor Anaerobio está funcionando correctamente o no; la conversión teórica es aproximadamente 0,45 Nm³ CH₄/kg COD; el reconocimiento de variación del caudal de metano hace posible detectar

instantáneamente la actividad metanogénicas de las bacterias anaerobias, e incluso al instante diagnosticar cargas tóxicas o inhibidoras.

- Composición del Biogás: reproduce casi el mismo papel que el punto anterior; una composición "buena" debe ser de 60 - 65% de CH₄.
- Arranque del reactor: debe llevarse a cabo siguiendo todos los conceptos anteriores, con aumento gradual de la tasa de flujo de entrada y la carga orgánica; la siembra de lodo granular de otro reactor que funciona es muy recomendable, con el fin de reducir el tiempo de arranque. La operación debe comenzar con una muy baja velocidad de flujo de entrada, y la carga hidráulica en el reactor mantenida por medios de recirculación de las aguas residuales tratadas; el caudal de entrada puede ser aumentado cuando se alcanzaron todos los parámetros de control.

Biogás

En un trabajo realizado en la UNCPBA (Galotti y Santalla, 2009) se identificaron los volúmenes de producción, generación de efluentes y su contenido de materia orgánica para distintas industrias, entre ella la frigorífica, se analizaron las tendencias de evolución y se utilizaron correlaciones lineales para predecir el potencial de generación de biogás durante un horizonte temporal de 21 años (período habitualmente utilizado para proyectos de mitigación de gases de efecto invernadero). Para la determinación de los factores de emisión de metano para cada sector, se utilizaron las Directrices del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) para los Inventarios de Gases de Efecto Invernadero (IPCC, 2006)

Para la determinación de la generación de biogás, potencia a instalar y generación de energía eléctrica, se consideró un factor de disponibilidad de la instalación del 75%, 8.760 horas anuales de actividad y una composición de metano en el biogás de 0,65.

Se utilizó, además de la producción histórica de cada sector, datos sobre las tecnologías actualmente utilizadas para el tratamiento y/o descarga de los efluentes.

La faena de bovinos es una de las actividades que más auge ha desarrollado la Argentina. El 65% de los establecimientos, se distribuye en cuatro provincias, Buenos Aires (33%), Entre Ríos (12%), Córdoba (10%) y Santa Fe (10%) (Resource Assessment for Livestock and Agro- Industrial Wastes – Argentina. USEPA. Mayo de 2009, Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA, 2008). Para la estimación del potencial de generación de metano a partir del tratamiento de los efluentes del sector, se utilizó la información suministrada por Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA, 2008) referente a la faena de ganado bovino por provincia desde el

año 1998. Del análisis de la misma surge que para el período 1998 a 2007, las provincias con mayor producción (Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba, Entre Ríos) concentran el 95% de la faena. Para la proyección de la producción para el período de 21 años se tomaron tendencias lineales, y en los casos de tendencias decrecientes se tomaron valores constantes de faena de los últimos años.

Considerando que los frigoríficos no cuentan con sistemas de tratamiento anaeróbico o que cuentan con lagunas poco profundas (profundidad menor de 2 m) se consideró un factor de manejo MCF (factor de corrección de metano) de 0,2. Se asumió que los frigoríficos no hacen separación de lodos, ni recuperación de metano, ya que no se dispone de información específica al respecto.

Además, se consideró un valor de carga orgánica de los efluentes de este sector en términos de DBO_5 de 4.500 mg/litro, que se corresponde con el proceso de faena sin separación de sangre. En caso de que se separe la sangre los valores estimados de potencial de generación de metano serían sensiblemente menores.

Se calculó el potencial de generación de metano correspondiente al sector faena de bovinos para las principales provincias productoras, las cuales representan el 93% de la generación de metano obteniendo un potencial promedio de 22.200 ton CH_4 /año.

El desarrollo de tecnologías de captura de biogás tendría un alto impacto no sólo por la disponibilidad de una fuente alternativa de energía para autoconsumo sino también por el alto impacto que se alcanzaría a través de la mitigación de la contaminación por sus efluentes. Se determinó el factor de emisión para las faenas, entregando un valor de 0,05 kg CH_4 / kg DQO.

La capacidad de este sector para generar energía resulta importante, representando más de 78.000 MWh de electricidad. Esto refleja una oportunidad de aprovechamiento y la posibilidad de alcanzar importantes porcentajes de reemplazo si se destina para el autoconsumo. La provincia de Buenos Aires representa el 56% de esta capacidad, seguida por Santa Fe (19%) y Córdoba (11%). El mismo estudio se proyectó con las faenas de las especies porcinas, ovinas y equinas; de aquí surge un potencial total de aproximadamente 104.000 MWh para la generación de electricidad anual que se podría obtener a partir del adecuado manejo de los efluentes industriales. Este recurso podría también solucionar requerimientos de autoconsumo, o bien puede convertirse en una alternativa para proyectos asociativos según la localización geográfica de las actividades. De los resultados obtenidos se observa que el potencial de generación de metano del sector frigorífico considerando una proyección de 21 años es 6.470 m³/h. Desde el punto de vista de la generación de energía eléctrica, la industria posee una capacidad de

generación de aproximadamente 87.000 MWh (el 90% corresponde a la faena de bovinos). En cuanto a la capacidad de la potencia a instalar en términos globales representan aproximadamente 16 MW, correspondiendo el 83% a los frigoríficos (se analizaron otras industrias, como azucarera, limón, etc.).

Los resultados obtenidos de la estimación del potencial de generación de biogás y electricidad muestran que el aprovechamiento de los efluentes industriales con alta carga orgánica representa una alternativa sostenible que además de reducir la contaminación de los cursos de agua superficial contribuye al desarrollo de energías renovables y a la reducción del uso de combustibles fósiles para la generación de energía.

Proceso de electrocoagulación

Un método alternativo en la generación de barros es el proceso de electrocoagulación.

Es semejante a los procesos químicos de coagulación, muy difundidos en la industria frigorífica, pero con el uso de energía eléctrica. Ambos procesos tienen por objetivo la desestabilización de los coloides contenidos en el agua y se diferencian en el modo de adición del reactivo: en coagulación convencional el reactivo se añade como sal, en la electrocoagulación se genera a partir de un metal. Es una tecnología interesante para su aplicación en plantas pequeñas como las plantas de fileteado de pescado.

El proceso de electrocoagulación es como un proceso electroquímico en el que a partir de compuestos procedentes de la disolución de un ánodo, se agrupa la materia coloidal existente en un agua residual, posibilitando su separación del agua mediante técnicas convencionales. Como consecuencia de esa disolución, los ánodos van desapareciendo conforme transcurre el tratamiento, llegando un momento en el que es necesario su reposición (ánodo de sacrificio) (Procontrol, 2009).

Un reactor electroquímico se compone de un depósito en el que se han sumergido dos electrodos conectados a una fuente de alimentación. Al establecerse cierto potencial entre los electrodos, comienzan los procesos de reducción en el cátodo y los de oxidación en el ánodo (generándose el ión Al^{3+} si el ánodo es aluminio, o el Fe^{3+} si es de acero).

En las proximidades del ánodo, la generación de oxígeno por oxidación del agua da lugar a la formación de iones H^+ que, dada su carga, son atraídos hacia el cátodo. En el cátodo, la reducción del agua para formar hidrógeno da lugar a la formación de iones hidroxilo (OH^-) que, al contrario de los anteriores, son atraídos hacia el ánodo. El incremento del pH que se genera en el cátodo puede favorecer la precipitación de iones metálicos contenidos en el agua residual.

El mayor problema operativo proviene de la inutilización del ánodo por formación de recubrimientos a partir de productos de la reacción. Los hidróxidos insolubles pueden aglomerarse en la superficie del ánodo impidiendo el proceso de electrocoagulación. Para evitar este problema, el diseño del equipo debe contemplar el flujo de agua a través del ánodo y el cátodo permitiendo la electrocoagulación y al mismo tiempo la limpieza automática del ánodo con lo que se reduce el mantenimiento considerablemente.

Descripción del proceso

El equipo está formado por varias partes claramente diferenciadas: el cabezal, el sistema de separación de fangos y el sistema de dosificación de floculante.

El cabezal está formado por el ánodo, que reposa sobre la estructura del equipo, y el cátodo, sujeto a una estructura móvil mediante un pistón neumático que permite la reposición rápida del ánodo. Entre ambos, encontramos una pala rascadora de 1 mm de grosor solidaria al eje del motor y destinada a eliminar los fangos que se adhieren a los electrodos y para asegurar un desgaste uniforme del ánodo.

El ánodo es de geometría toroidal, presentando una cavidad cilíndrica y concéntrica en su interior. El agua a tratar es impulsada mediante una bomba de entrada. La cavidad interna del ánodo se llena de agua hasta que, finalmente, ésta rebosa por la parte superior pasando por la separación de 1mm existente entre ánodo y cátodo. Es aquí donde se produce la electrólisis del agua.

El agua que rebosa entre el ánodo y el cátodo es recogida en la parte inferior del equipo mediante un embudo cónico. Es en este punto donde, según el modelo del equipo, se realiza la adición del floculante mediante el sistema de dosificación formado por el depósito de almacenamiento y una bomba peristáltica regulada por el autómata programable.

Finalmente, el agua ya tratada fluye hacia el sistema de separación de fangos donde se almacena en el depósito de agua tratada y se realiza la separación entre los fangos flotantes, los fangos precipitados y el agua clarificada.

Los fangos flotantes son traspasados por decantación a un segundo depósito para su posterior extracción. Los fangos precipitados son purgados mediante una válvula manual instalada en el depósito de agua tratada. Luego, el agua tratada se extrae mediante un sencillo sistema de separación.

El diseño del equipo de electrocoagulación permite adaptarlo según las especificaciones del proyecto con las siguientes variantes:

- Puede incluir o no sistema de separación de fangos

- Puede incluir o no sistema de dosificación de floculante
- Puede incluir o no control de pH y conductividad

Según el caudal a tratar, se pueden instalar más o menos cabezales manteniendo el resto del equipo sin variaciones.

Estos procesos pueden producir los siguientes efectos:

- Eliminación de metales pesados
- Eliminación y separación de aceites y grasas
- Oxidación de materia orgánica o roturas de moléculas orgánicas
- Reducción o eliminación de ecotoxicidad
- Eliminación de bacterias, virus y parásitos
- Eliminación y separación de sólidos suspendidos o coloides
- Eliminación de olores

El fango producido es separado en la mayoría de los casos por flotación aprovechando la generación de micro burbujas en el tanque de recepción de agua tratada. Estas micro burbujas hacen flotar el fango hasta la unidad de extracción de barro.

A título de referencia, la relación caudal – potencia instalada será:

0,500m ³ /h	-----	5 KW
1,000m ³ /h	-----	20 KW
2,000m ³ /h	-----	40 KW
4,000m ³ /h	-----	60 KW

Humedales

Los humedales han demostrado que son efectivos en la reducción de la materia orgánica, para transformar, asimilar nutrientes y retener y/o eliminar sustancias tóxicas que, de otra manera, serían vertidas al medio ambiente (Arias y Brix, 2003).

Se define humedal como una zona inundada o saturada, bien sea por aguas superficiales o aguas subterráneas y con frecuencia, duración y profundidad suficientes para mantener especies de plantas predominantemente adaptadas a crecer en suelos saturados. Éstos, ya se utilizaban en la antigüedad, no para depurarlas, sino simplemente para deshacerse de las aguas de residuo.

Además de la depuración de aguas residuales, ofrecen beneficios ambientales agregados tales como crear o restaurar nichos ecológicos, mejora paisajística,

generación de zonas de amortiguación de crecidas de ríos, reservorios de agua para riego y otras actividades (lúdicas y económicas).

Por la especie vegetal predominante, los humedales se pueden clasificar en:

Macrófitas flotantes: *Eishhomia rassiper*, *Lemna minor*

Macrófitas hojas flotantes: *Nymphaea alba*, *Potamogeton graminens*

Macrófitas sumergidas: *Littorella uniflora*, *Potamogeton crispus*

Macrófitas emergentes: *Thypha lactifolia*, *Phragmites australis*

El diseño de los humedales se realiza frecuentemente con ecuaciones de primer orden, regresiones estadísticas por base de datos o empleo de modelos numéricos empíricos. Las dimensiones así obtenidas generan áreas mínimas de tratamiento que dependen de distintos factores (tipo de contaminante, concentración original, concentración final esperada, ubicación geográfica, condiciones climáticas). Posteriormente, el área debe ajustarse a recomendaciones tales como área específica de tratamiento mínimo por P.E., relación largo/ancho, profundidad, pendiente. Además, se debe evaluar materiales constructivos y estructuras de distribución, que incluyen canales y tuberías perforadas. En la Tabla 4 se presentan los procesos que contribuyen a la depuración de las aguas residuales.

Tabla 4. Procesos que contribuyen a la depuración de las aguas residuales

Contaminante	SPA ⁽¹⁾	HFS ⁽²⁾	HFSS ⁽³⁾	HFV ⁽⁴⁾
Materia orgánica	Conversión biológica por bacterias adheridas a superficies	Reducción DBO soluble por conversión biológica bacteriana que crecen en superficie. La DBO particulada se elimina por absorción, filtración, sedimentación	Conversión biológica por bacterias adheridas a plantas y detritus de relleno del humedal	Conversión biológica por bacterias adheridas a plantas y detritus de relleno del humedal
Materia en suspensión	sedimentación	Filtración y sedimentación	Filtración y sedimentación	Filtración
Nitrógeno	Nitrificación/desnitrificación	Nitrificación/desnitrificación por Plantas y volatilización	Nitrificación/desnitrificación por Plantas y volatilización	Nitrificación/desnitrificación por Plantas y volatilización
Fósforo	Precipitación y asimilación de plantas microorganismos	Precipitación y asimilación de plantas y microorganismos	Filtración, precipitación y asimilación de plantas y microorganismos	Filtración, precipitación y asimilación de plantas
Metales pesados	Sedimentación y absorción por plantas	Sedimentación y absorción por plantas y detritus	Sedimentación y absorción por plantas y detritus	Sedimentación y absorción por plantas y detritus
Trazas de Contaminantes orgánicos	Volatilización, absorción y biodegradación	Volatilización, absorción y biodegradación	Absorción y biodegradación	Volatilización, absorción y biodegradación
Patógenos	Radiación UV. depredación	Radiación UV. Depredación ATB raíces de plantas	Depredación ATB raíces de plantas	Depredación ATB raíces de plantas

SPA⁽¹⁾ sistema de plantas acuáticas; HFS⁽²⁾ Humedal de flujo superficial; HFSS⁽³⁾ humedal de flujo subsuperficial; HFV⁽⁴⁾ Humedales de flujo vertical adaptado de Crites & Tchobanoglous, 1998. (Arias y brix, 2003)

Evidentemente los humedales son una alternativa siempre y cuando se ajusten a las características del agua residual. Hay experiencias documentadas que demuestran la capacidad de depuración de distintos tipos de contaminación, tales como mineralización de fangos provenientes de plantas de tratamiento convencionales y efluentes con altas cargas orgánicas. Añadido a esto, como ventaja tiene la sencillez en el diseño, operación y mantenimiento

Tabla n° 5 Parametros tipicos de diseño para humedales construidos para tratamiento de aguas residuales domesticas

(adaptado de *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe 1998*)

Tipo flujo	Horizontal	Subsuperficial	Vertical
Carga orgánica afluente	< 112 DBO ₅ kg ha ⁻¹ d ⁻¹	< 150 DBO ₅ kg ha ⁻¹ d ⁻¹	< 112 DBO ₅ kg ha ⁻¹ d ⁻¹
Carga hidráulica	< 5 cm d ⁻¹	< 5 cm d ⁻¹	< 5 cm d ⁻¹
Tiempo de retención hidráulica	5 – 15 días	> 5 días	1-2 días
Area específica por PE,	De 5 m ² a 20 m ² PE	De 5 m ² a 20 m ² PE	De 1 m ² a 5 m ² PE
Relación largo ancho	10:01	03:01	NA
Profundidad	< 0.60 m	< 0.60 m	> 1.00 m
Pendiente del fondo	< 0.1%	< 0.1%	NA
Tipo de relleno	NA	Arenas y gravas	Arenas y gravas
Vegetación	Variable	Variable	Variable

Los humedales artificiales (por sus siglas inglés CWs) utilizan los procesos naturales relacionados con la vegetación, los suelos y la microbiota de los humedales naturales, en el tratamiento de las aguas residuales, pero en un ambiente controlado. Pueden ser clasificados según los macrófitas dominantes en: macrófitas, con hojas, raíces emergentes flotantes y sumergidas que flotan libremente.

También puede clasificarse de acuerdo a su hidrología como sistema de agua superficial y sistema de agua subsuperficial; a su vez, esta última puede ser de flujo horizontal o vertical (ascendente o descendente).

Los primeros trabajos con humedales fueron realizados por Käthe Siedel a principios de 1950 en el Instituto Max Planck (Alemania), para el tratamiento de aguas residuales lácteas, de ganado y fenol(+). Trabajó con humedales subsuperficiales de flujo horizontal y vertical (por sus siglas inglés HF-CWs y VF CWs), pero el primer humedal construido fue de agua libre en superficie (FWs) en Holanda en el año 1967. Si bien no se extendió mucho su uso en principio, en los '80 y '90 se construyeron principalmente de flujo subsuperficial.

En USA se comenzaron a utilizar humedales naturales en la década del '70, no sólo para aguas municipales, sino todo tipo de agua residual. La tecnología subsuperficial se fue propagando lentamente y, actualmente, miles de estos modelos están en funcionamiento. Se pueden combinar distintos tipos de humedales a fin de mejorar su rendimiento, sobre todo en el tratamiento del nitrógeno. Los sistemas híbridos combinan sistemas subsuperficiales con flujo horizontal y vertical, en etapas.

Principales características

Humedales de agua libre en superficie (por sus siglas inglés FWS) es el más típico de los naturales; cuenta con macrófitas emergentes en una cuenca poco profunda sellada (o secuencia de cuencas) de 20-30 cm. de enraizamiento y una profundidad de agua de 20-40 cm. La vegetación emergente densa cubre una fracción significativa de la superficie (+50%). Las plantas generalmente no se cosechan, la hojarasca proporciona carbono orgánico para la desnitrificación que ocurre en los bolsones anaeróbicos que se forman en la misma hojarasca. Son eficientes en la remoción de materia orgánica a través de la degradación microbiana y la sedimentación de partículas coloidales. Los sólidos suspendidos se eliminan por sedimentación y filtración a través de la densa vegetación. El nitrógeno se elimina por la nitrificación (en la columna de agua) y desnitrificación (en la hojarasca) y la volatilización del amoníaco por el aumento del pH por fotosíntesis de algas. La retención de fósforo es baja por el bajo contacto con la tierra que es la que adsorbe y/o precipita el fósforo, la absorción por la planta es temporal, ya que se libera cuando la planta muere. Este tipo de humedales son comunes en USA y Australia; en Europa recién ahora le prestan más atención, sobre todo Suecia y Dinamarca, que utilizan este sistema para eliminar nitrógeno de la contaminación difusa, no sólo de efluentes urbanos, sino para distinto tipo de aguas residuales. Los humedales de agua libre superficial se basan en volumen o área. Los que se basan en volumen utilizan un tiempo de retención hidráulica para evaluar la remoción de contaminantes, mientras que los que

se basan en áreas evalúan la reducción del contaminante utilizando la zona general del humedal. Algunos investigadores señalan que los humedales de agua superficial no son eficaces para la eliminación de fósforo y sólo un efluente con menos de 0,1g P/m²/día proporcionaría bajas concentraciones de él en el efluente.

Tabla 6. Ejemplos de uso de humedales para distintos tipos de aguas residuales.

Tipo de efluente	Localización
Residuos animales	USA
Ecurrido de tambo	Nueva Zelanda
Drenaje agrícola	USA
Aguas pluviales urbanas	Australia
Aguas pluviales de ruta	Reino Unido
Aguas pluviales aeropuertos	Suiza
Drenaje minas de metales	Alemania, Irlanda, Canadá
Refinerías de agua	USA, Hungría
Pulpa de papel y papel	USA
Minas de carbón	USA, España
Lixiviado de relleno sanitario	Suiza, Noruega, USA
Fabrica de azúcar	Kenia
Molino de olivas	Grecia
Lixiviación de madereras	Canadá
Industria metalúrgica	Argentina

Extraído de: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Jan Vymazal Department of Landscape Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of LifeSciences, Prague, Náměstí Smiřických 1, 281 63 Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic

Tabla 7. Proporciones de carga según concentración en los efluentes con destino a humedales

Parámetro	Conc. Efluente	Tasa de carga
DBO ₅ (demanda biológica oxígeno en 5 días)	30 mg/L	6 g/m ² /día
	25 mg/L	3 g/m ² /día
	20 mg/L	4,5 g/m ² /día
TSS (sólidos totales en suspensión)	30 mg/L	7 g/m ² /día
	30 mg/L	5 g/m ² /día
	25 mg/L	3,5 g/m ² /día
	20 mg/L	3 g/m ² /día
TKN (total de nitrógeno por método Kjeldhal)	10 mg/L	1,5 g/m ² /día

Extraído de: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Jan Vymazal Department of Landscape Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences, Prague, Náměstí Smečických 1, 281 63 Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic

Humedales subsuperficiales de flujo horizontal (por sus siglas en inglés **HS-CWs**): consisten en una cama de grava o roca sellada por una capa impermeable por abajo y sembrado con macrófitas en el medio. En estas camas de filtración la contaminación se elimina por degradación microbiana y procesos físicos y químicos y una red de zonas anaeróbicas y áreas aeróbicas restringidas próximas a las raíces. Este es el modelo de humedal de Käte Siedel (Alemania, 1950) que utilizó material grueso para el enraizamiento. En 1960, Kickuth sugirió usar suelos con alto contenido en arcilla y denominó al sistema “root zone method” (método zona raíz). Esta tecnología se aplicó en Dinamarca en 1987 y se pusieron cerca de 100 sistemas en suelo. Si bien presenta algunos problemas en el flujo de superficie para el tratamiento de materia orgánica, si la superficie era inferior a 3-5 m²/PE (población equivalente). Durante 1980 se introdujeron Humedales subsuperficiales de flujo horizontal en Austria y el Reino Unido. En la década del '90 en el resto de Europa y América del Norte, ya con el uso de grava de 20 mm, los compuestos orgánicos se degradan por procesos anaeróbicos/microaerófilos. Los sólidos

en suspensión se retienen por filtración y sedimentación. La eliminación de amoníaco es limitada (por la saturación permanente del agua). El fósforo se elimina por reacciones de intercambio donde el fosfato desplaza los hidroxilos de superficie de hierro u óxido de aluminio (cuando se usan estos materiales en la cama); de lo contrario, la eliminación es baja.

La función más importante de las plantas en estos humedales es el suministro de sustrato (raíces y rizomas) para el crecimiento de bacterias adheridas (biofilms), pérdida de oxígeno radial (difusión de oxígeno de las raíces a rizosfera), la absorción de nutrientes y el aislamiento de la superficie de la cama en las regiones frías y templadas. Durante mucho tiempo se han diseñado los Humedales subsuperficiales de flujo horizontal con la “regla de oro” de $5\text{m}^2/\text{PE}$ para lograr una DBO_5 y concentración de TSS de 30 mg/L. En USA, la EPA recomienda las cargas de flujo de entrada de $6\text{ g/m}^2/\text{día}$ y $20\text{ mg/m}^2/\text{día}$.

Humedales subsuperficiales de flujo vertical (por sus siglas en inglés **VF-CWs**): fueron introducidos por Seidel al oxigenar efluentes anaeróbicos en tanques sépticos. No se extendió tan rápido como los Humedales subsuperficiales de flujo horizontal, ya que los requisitos de operación y mantenimiento son más altos, al tener que bombear aguas residuales en forma intermitente a la superficie. Básicamente, se trata de bombear agua de un pozo séptico, hacerlo pasar por la cama vegetal y filtrarlo por arena, para luego recién liberarla. Es más oxigenado por lo cual permite la desnitrificación, eliminación de compuestos orgánicos y sólidos en suspensión. La eliminación de fósforo es baja, a menos que se utilicen materiales con alta capacidad de sorción. Requiere menos superficie ($1\text{-}3\text{ m}^2/\text{PE}$); generalmente se usa para efluentes domésticos.

Algunos con flujo vertical ascendente, donde el efluente se introduce por la parte inferior, percola el agua hacia arriba hasta la superficie del humedal. Este sistema de llenado y vaciado en “marea”, una vez que se inunda, se detiene la carga, y luego de un tiempo dado, se drena hacia abajo completamente hasta el escurrimiento completo con entrada de aire. Se utiliza en Brasil.

Humedales híbridos: es una combinación de Humedales subsuperficiales de flujo vertical y Humedales subsuperficiales de flujo horizontal; se utilizan cuando quiere eliminarse amoníaco y nitrógeno total. Se han construido para lixiviados de vertederos, compost, mataderos, acuicultura, etc.

Resultados de tratamientos

La eliminación de compuestos orgánicos es alta en todos los tipos de humedales. En Humedales subsuperficiales de flujo vertical los procesos son aeróbicos, mientras que en Humedales subsuperficiales de flujo horizontal son principalmente anaeróbicos. Los Humedales subsuperficiales de flujo vertical pareciera ser más eficiente debido a la alta concentración al ingreso; casi siempre son utilizados como tratamiento primario o secundario, y los Humedales subsuperficiales de flujo horizontal para tratamiento terciario. La eliminación de sólidos totales es alta en todos los humedales, el tiempo de retención hidráulica es menor en los humedales de agua libre en superficie, en comparación con flujo subsuperficial. La eliminación de nutrientes es diferente en los distintos tipos de humedales. La retención de fósforo es baja, en los subsuperficiales es posible que se adsorba siempre que se use cama de LECA (con arcilla) o escoria de acero de horno, pero hay que tener presente que es un fenómeno saturable.

La eliminación de nitrógeno total es baja, ya que el ciclo del nitrógeno/planta terminan siempre en el agua, a menos que existan algas que eleven el pH y produzcan liberación de amoníaco al ambiente, o bien se cosechen las plantas.

En el estudio realizado por Álvarez y Bécares (2014) sobre el papel de la vegetación en los humedales, parten del concepto que la vegetación del humedal crece y emerge durante la primavera y el verano, pero al llegar el otoño empieza a decaer y se va degradando durante el resto del año, comunicando un aporte extra de materia orgánica al sistema, además de la recibida con el efluente. Por esta razón, el cosechado es una práctica de explotación que aún es objeto de debate. La utilidad del cosechado sobre el funcionamiento del proceso depende de muchos factores (clima, tipo de especies, características del agua residual). Es generalmente aceptado que el cosechado no tiene un efecto significativo sobre la eliminación de nutrientes (Wieder y col., 1989; Brix, 1994,-citado por Álvarez y Bécares 2014) y no es una práctica recomendada (Reed y col., 1995; Crites, 1994,-citado por Álvarez y Bécares 2014) porque la cantidad de nutrientes eliminados por cosechado es insignificante frente a los aportes (Brix, 1994-citado por Álvarez y Bécares 2014) Otras desventajas del cosechado son el mayor coste de mantenimiento, la reducción de nichos para ciertas especies, el efecto de la re suspensión del sedimento durante el cosechado, y la desprotección del sistema frente a bajas

temperaturas (Kadlec y col., 2000 -citado por Álvarez y Bécares 2014)). Sin embargo, si se recomienda el cosechado para mantener la conductividad hidráulica y el control de mosquitos (Bendoricchio y col., 2000 -citado por Álvarez y Bécares 2014), así como en zonas cálidas en las que la producción de biomasa es importante (Kootatep y Polprasert, 1997 -citado por Álvarez y Bécares 2014). Por otro lado, Soto y col. (1999, -citado por Álvarez y Bécares 2014) comprobaron que en el tratamiento de aguas residuales poco cargadas las plantas tienen un mayor efecto significativo sobre la depuración que en aguas normales. Ello permite suponer que el cosechado pudiera ser una estrategia de explotación válida en condiciones de aguas diluidas. La descomposición de los macrófitos contribuye a aumentar la obstrucción del manto de grava en humedales subsuperficiales y a incrementar la capa de sedimento en los humedales de flujo superficial (Kirschner y col., 2001,- citado por Álvarez y Bécares 2014) . En el estudio de un humedal de flujo superficial tratando aguas residuales urbanas trataron de comprobar el efecto que la eliminación de la vegetación tiene sobre la eliminación de la materia orgánica del proceso. Por otra parte, determinaron las constantes de descomposición de la *Typha latifolia* en invierno y verano utilizando la técnica de los botes malla.

Los resultados confirmaron estudios previos (Soto y col., 1999,- citado por Álvarez y Bécares 2014) en el sentido de que, para aguas residuales diluidas, el efecto de la vegetación es significativo sobre la eliminación de la contaminación, pero también en cuanto al aporte de materia orgánica autóctona al sistema. El estudio demuestra que el cosechado de la vegetación tiene un efecto significativo sobre el pH, el oxígeno disuelto y la temperatura debido a que la ausencia de la misma favorece la fotosíntesis algal y disminuye la inercia térmica. Por otro lado, la ausencia de materia orgánica, y por tanto la liberación de materia orgánica resultado de su degradación, permite reducir el aporte de SST y DBO del efluente en un 45,4% y 50,7%, respectivamente, respecto de la parte no cosechada. Los balances realizados señalan que el cosechado es una estrategia de explotación adecuada en las condiciones climatológicas del estudio. Sin embargo, su aplicación real debe compensarse en función de la dilución del agua de entrada, la cual puede hacer innecesario los costes del cosechado si el efluente final cumple, aún en presencia de vegetación, los límites legales de vertido. Por otra parte, la descomposición de la *Typha latifolia* está afectada mayoritariamente por la temperatura. El efecto de los microorganismos (bacteria, hongo) fue mucho más importante que la meso- y microfauna, cuyo papel fue insignificante bajo condiciones experimentales. Las constantes de descomposición del estudio fueron 0.0014-0.0026 d⁻¹ y 0.0043-0.0052 d⁻¹ en invierno y verano, respectivamente. Comparando con otras especies, *Typha latifolia* es uno de los

macrófitos más difícilmente degradables en humedales. El cosechado de *Typha spp.* es recomendado en humedales construidos tratando aguas residuales diluidas o en áreas altamente productoras, porque su detritus permanecerá en el sistema por mucho tiempo, aumentando los niveles umbrales de materia orgánica en el sistema. Obviamente, el humedal debe estar integrado a otros tratamientos (primario-secundario). En Uruguay se encuentran en fase de desarrollo y se deben realizar investigaciones y ensayos para validar esta tecnología.

En el trabajo realizado por Piñeyro (2011), se planteó como hipótesis que el sistema es eficiente para la retención/remoción de la DBO₅, DQO, nitrógeno, fósforo, materia orgánica suspendida y coliformes totales, teniendo como objetivo general evaluar la eficiencia del humedal en el tratamiento de un efluente pre tratado de un frigorífico pesquero. Como se dijo el objetivo específico es determinar la tasa y porcentaje de remoción de microorganismos, DBO₅ y DQO, nutrientes nitrógeno y fósforo.

La experiencia piloto se realizó en un frigorífico pesquero del partido de Canelones (R.O.U), con una producción anual de 8760 Tn/año de corvina, tiburón y raya, tomando agua de arroyo y potabilizándola (247 m³/día). El efluente cuenta con un tratamiento parcial de retención de sólidos (grasera), una segunda etapa de oxigenación en lagunas aireadas mecánicamente y lagunas facultativas, para luego volver al arroyo.

Utilizaron humedales de flujo subsuperficial, donde el agua circula en forma subterránea a través de un medio granular y en contacto con las raíces y rizomas de las macrófitas (esquema modificado de Arias y Brix, 2003), a escala.

En la experiencia concluyeron que los humedales artificiales son eficientes como tratamiento secundario en la remoción de DBO₅, DQO, sólidos en suspensión y MOS, con un menor grado de eficiencia en la remoción de nitrógeno y fósforo como tratamiento terciario. Debe tenerse en cuenta que los porcentajes de eficiencia van decreciendo a medida que se encadenan procesos de tratamiento de efluente, el grueso de los contaminantes es retenido en los primeros tratamientos, produciendo menor porcentaje de depuración en esas etapas, como es el caso de la industria frigorífica, donde es necesario sumar etapas cuyos resultados aportan mejoras significativas en el producto final.

El trabajo concluye que se debe aumentar el tiempo de permanencia, evaluar el sistema durante los días más fríos (tener en cuenta el fenómeno de senescencia de las macrófitas) y menor metabolismo de las comunidades autótrofas, y asimismo, diversificar las especies de macrófitas, atendiendo que cada especie tiene sus propias capacidades depuradoras, sumado a que en ambientes más diversos se logran mejores resultados.

Conclusiones

Si bien nada hace suponer que fuere a faltar el agua dulce, la disponibilidad de la misma y su calidad se encuentran en un frágil y delicado equilibrio que está íntimamente relacionado con las actividades que desarrolla el hombre en el planeta.

En referencia a la preservación de este recurso natural, la legislación nacional puede considerarse de avanzada mundial, ya que en el siglo XIX se contaba con leyes que preservaban los cursos de agua.

En los últimos treinta años, las legislaciones de las principales provincias donde se encuentra radicada la mayor parte de la industria frigorífica, se han colocado en sintonía con la legislación nacional, si bien en algunos casos existen superposiciones y divergencias con respecto a los objetivos y la forma de cumplirlos.

Lo innegable es que, a la vista de los estudios en los cuerpos receptores (cuenca hídrica del Río de La Plata), los efluentes de la industria, entre ellos la frigorífica, no son tratados en forma adecuada.

Si el tratamiento de efluentes se lo ve como un eslabón más dentro del proceso productivo, observaremos que el mismo está fuera de control dado que el producto final no se encuentra dentro de los parámetros requeridos y el tratamiento en sí genera un costo que por un lado es trasladado a la carne y por el otro (cuando es aplicado al proceso) se pierde en el proceso en sí.

Como resultado final, se pueden aplicar diversas tecnologías que no sólo mejoren los efluentes, preserven los cuerpos receptores y resulten en una mejor calidad de vida, sino que la misma tecnología genere recursos que la tornen sustentable en el tiempo, con beneficios no solo para el sector industrial, sino para la comunidad en su conjunto.

La aplicación de medidas proactivas al respecto puede tener un impacto más favorable que la simple acción condenatoria, creando conciencia en todos los actores (industriales-organismos estatales-comunidad) que es un tema que nos incumbe y beneficia a todos.

La industria frigorífica debe desempeñarse dentro del concepto de desarrollo sustentable y este es definido a partir de 3 pilares fundamentales: el hombre como eje central del

desarrollo, la protección ambiental como parte integral del proceso de desarrollo y el derecho al desarrollo basado en la equidad.

Bibliografía

1. **AINIA[®] Instituto tecnológico Agroalimentario.** “*Mejores técnicas disponibles para la industria de aprovechamiento de subproductos de origen animal*”. Registro estatal de Emisión y fuentes contaminantes- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente- España-2012 www.prtr-es.es
2. **Álvarez, Juan Antonio y Bécares, Eloy** “*El papel de la vegetación en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales*” 2014 www.unizar.es
3. **Arias, I., Carlos A., Brix, , Hans.** “*Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales*” Ciencia e Ingeniería Neogranadina 2003, (julio) : Disponible en www.redalyc.org/articulo.id=91101302> ISSN 0124-8170
4. **Caravelli, Alejandro Horacio.** “*Desarrollo y evaluación de métodos para el control de microorganismos filamentosos en lodos activados*”. Tesis doctoral n°: 0837 Biblioteca F. Ameghino. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, 2004
5. **Centro de promoción de tecnologías sostenibles de Bolivia.** Guía técnica de producción más limpia para mataderos bovinos. “*Cap. 5 otras medidas de producción más limpia valorización de residuos*”.2009. www.cpts.org
6. **Deyanira Muñoz Muñoz-** “*Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero para una población menor a 2000 habitantes*” – Facultad de Ciencias Agropecuarias Universidad del Cauca. Colombia. Vol 3 No.1 Marzo 2005. www.unicauca.edu.co
7. **Eliggi, María Susana; Bernabeu, Alejandro; Abramovich, Beatriz L.; Fernández de Carrera, Elena Teresita; Contini, Liliana Ester** “*Optimización de la degradación de un efluente frigorífico por barros activados*” Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, 12; Buenos Aires, 7-9 mayo 2002. www.bvsde.paho.org
8. **Ertola, Rodolfo; Yantorno, Osvaldo y Mignone, Carlos.** *Tratamiento de efluentes.* Monografía redactada para el Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico de la OEA Microbiología industrial, Cap. 10- año 2003- www.biología.edu.ar/microind/
9. **FREPLATA** Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats (FREPLATA) Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP) y la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) organismos binacionales de La República Argentina y La República Oriental del Uruguay, de carácter transnacional, con competencias en el Río de la Plata y su Frente Marítimo, representando a los gobiernos de Uruguay y Argentina en sus áreas de competencia. Junio 2007. Programa de acción estratégico Proyecto PNUDGEF (RLA/99/G31) www.calidad de agua/PAE freplata.
10. **Fattorelli, Sergio y Fernandez, Pedro C.** “*Diseño hidrológico 2ª edición*”,. Biblioteca virtual WASA-GN (Water Assesment & Advisor –Global Network) ISBN: 978-987-05-2738-2. Año publicación 2011 www.unesco.org/water/wwap

11. **Galotti, P. y Santalla, E.** “*Estimación del potencial energético de los efluentes industriales*” Facultad de Ingeniería Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA) Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 13, 2009. I ISSN 0329-5184 www.asades.org.ar
12. **Groppelli, Eduardo.** “*Tratamiento de efluentes líquidos*”. Carrera de Ingeniería química y en alimentos FIQ-UNL. 2001 www.fiq.unl.edu.ar
13. **Isasa, Silvina Guadalupe.** “*Diagnóstico y evaluación de la situación del tratamiento de los efluentes líquidos de la industria frigorífica en Rosario y el Gran Rosario*” - Invenio, dic./vol 3 n° 4 y 5 pp 161-174. año 2000
14. **Lobo Poblet, María Silvina** “*Informe Aspectos Ambientales, Sociales y Económicos Industria Frigorífica*” Área Técnica. Coordinadora Natalia S. Lecca Unidad de Medio Ambiente Secretaría de Industria, Comercio y PYME Enero 2009 www.maa.qba.gov.ar
15. **Martínez, Javier; Mallo, Marisol; Galisteo, Melga** “*Tratamiento anaerobio de efluentes de matadero y frigorífico*” Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26 (AIDIS 98); Lima, 1-5 nov. 1998 www.bvsde.paho.org
16. **Medhat M. A. Saleh and Usama F. Mahmood** “*uasb/egsb applications for industrial wastewater treatment*” Seventh International Water Technology Conference Egypt 1-3 April 2003 <http://www.iwtc.info/2003>
17. **Ministerio de Desarrollo Social y medio ambiente-** Secretaria de desarrollo sustentable y política ambiental- “*Manual para inspectores control de efluentes industriales*”. Pagina web- año 1999
18. **Organización Mundial de la Salud.** – “*Guía para la calidad del agua potable*”. -Primer apéndice a la tercera edición -Volumen 1- Recomendaciones. ISBN 92 41546964- 2006 versión electrónica para la Web
19. **Pabón, Sandra Liliana y Suárez Gélvez, Jhon Hermógenes:** “*Arranque y operación a escala real de un sistema de tratamiento de lodos activos para aguas residuales de matadero*” Revista de Ingeniería e Investigación Vol 29 N°2 Agosto de 2009 (53-58): www.revistas.unal.edu.co/
20. **Peluso, María Leticia** tesis doctoral. Evaluación de efectos biológicos y biodisponibilidad de contaminantes en sedimentos del Río de la Plata y afluentes. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales. Dto Ciencias biológicas. 2011. www.sedici.unlp.edu.ar
21. **Peruyera Fernandez, José Angel** – “*Caracterización de efluentes líquidos I y II.*” Curso de auditoria ambiental principios y práctica. Curso post grado Universidad de Oviedo- España Pagina Web. 2008/2009.
22. **Piñeyro, Marcelo:** “*Eficiencia en la depuración de un efluente de frigorífico por humedales construidos a escala.*”-2011-Tesis de licenciatura. Universidad de la República de Uruguay. Facultad de Ciencias. Licenciatura en Biología www.limno.fcien.edu.uy/pdf/tesinas/tesis-piñeyro.pdf
23. **PROCONTROL, SL** -. Sistema proelec. “*Tratamiento y depuración de aguas residuales*” Barcelona. España. gacetilla informativa en Internet. Año 2009 www.procontrolsl.com
24. **Secretaria de Agricultura Ganadería Pesca y Alimentos-** Dirección de promoción de la Calidad Alimentaria- “*Gestión ambiental en la industria cárnica*”- Portal web de la Secretaria. Agricultura 2002
25. **Shimamoto, Arturo** Industria matarife/frigorífica. Ecosignos virtual Año 3 número 3, 1998. Vicerrectorado de investigación y desarrollo Universidad del Salvador. www.salvador.edu.ar/vrid/publicaciones/ecsv3-3c.htm

26. **Torres Patricia, Cardoso Antonio, Rojas, Olga.** “Mejoramiento de la Calidad de Lodos Anaerobios. Influencia de la Adición de Cloruro Férrico”. 2004 Revista de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Colombia Vol 5 N° 2, 2004. <http://revistaingenieria.univalle.edu.co/>
27. **Vymazal, Jan** “ Constructed Wetlands for Wastewater Treatment” ISSN 2073-4441 *Water* 2010, 2, 530-549; doi:10.3390/w2030530 www.mdpi.com/journal/water