

APORTES A LA GESTION Y OPTIMIZACION DE LA TECNOLOGIA AMBIENTAL DEL SECTOR PORCINO



EDITORES: GLADYS VIDAL | GUILLERMO POZO | JOSE LUIS ARUMI

CENTRO DE CIENCIAS AMBIENTALES EULA-CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

EDITORIAL UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

APORTES A LA GESTION Y OPTIMIZACION DE LA TECNOLOGIA AMBIENTAL DEL SECTOR PORCINO

Prohibida la reproducción total o parcial de esta obra
© UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
Registro de Propiedad Intelectual N° 222.778 año 2012
I.S.B.N: 978-956-227-367-1

- **Edición**

Diciembre de 2012
Editorial Universidad de Concepción

- **Editores**

Gladys Vidal / Guillermo Pozo / José Luis Arumi

- **Diseño editorial**

Okey diseño & publicidad Ltda.

- **Impresión**

Impreso en Chile por Trama Impresores S.A.
Hualpén, Concepción, Chile

Reservados todos los derechos

Ninguna parte de esta publicación puede ser reproducida, almacenada en un sistema informático o transmitida de cualquier forma o por cualquier medio sin previo y expreso permiso de los editores.



Universidad de Concepción
CHILE



Centro de Ciencias Ambientales
EULA-CHILE



Grupo de
Ingeniería
y Biotecnología
Ambiental

APORTES A LA GESTION Y OPTIMIZACION DE LA TECNOLOGIA AMBIENTAL DEL SECTOR PORCINO



CENTRO DE CIENCIAS AMBIENTALES EULA-CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

EDITORIAL UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

INDICE

Presentación	4
<i>Andrea Catalán Lobos, Directora Ejecutiva Innova Bío Bío</i>	
Prólogo	5
<i>Xavier Flotats, Catedrático de Ingeniería Ambiental Universidad Politécnica de Catalunya- BarcelonaTECH (España)</i>	
Prefacio de los editores	7
Agradecimientos	8
1. MINIMIZACION EN EL ORIGEN	
• Indicadores productivos y características fisicoquímicas como herramientas para la gestión en el tratamiento y disposición de purines.....	11
<i>C. Alejandra Villamar, Gladys Vidal</i>	
• Efecto del pH y la temperatura en la generación de olor durante el almacenamiento de purín porcino.....	23
<i>Gerardo Ortiz, C. Alejandra Villamar, Gladys Vidal</i>	
2. TECNOLOGIAS APLICABLES PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES	
• Lagunas anaeróbicas: sistemas de tratamiento o almacenamiento de purines.....	29
<i>Guillermo Pozo, Daniela López, José Luis Campos, Gladys Vidal</i>	
• Digestión anaeróbica de purines porcinos.....	37
<i>Marisol Belmonte, Chia Fang Hsieh, Cindy Figueroa, Catalina Rodríguez, José Luis Campos, Gladys Vidal</i>	
• Eliminación de macrocontaminantes mediante sistemas combinados (UASB-HA) para el tratamiento de purines de cerdo....	47
<i>Catalina Plaza de los Reyes, Guillermo Pozo, Gladys Vidal</i>	
• Nitrificación parcial-desnitrificación aplicado en purines de cerdo pre-tratados anaeróbicamente.....	55
<i>Marisol Belmonte, Chia Fang Hsieh, José Luis Campos, Anuska Mosquera- Corral, Gladys Vidal</i>	
• Control de la emisión de oxido nitroso durante la eliminación de nitrógeno en purines de cerdo.....	65
<i>Marisol Belmonte, José Luis Campos, Anuska Mosquera- Corral, Gladys Vidal</i>	



INDICE

3. RECUPERACION DE NUTRIENTES DESDE PURINES PORCINOS

- Obtención de estruvita a partir de purines tratados anaeróbicamente..... 75
Cindy Figueroa, Marisol Belmonte, Gladys Vidal
- Operación y consideraciones de diseño de un humedal construido a escala industrial para la recuperación de nutrientes de purines de cerdo mediante el uso de *Typha angustifolia*..... 83
Catalina Plaza de los Reyes, Guillermo Pozo, María Elisa Neubauer, Gladys Vidal
- Recuperación de nutrientes por *Schoenoplectus californicus* (c.a. meyer) sojak en un humedal construido alimentados con purín de cerdo..... 93
María Elisa Neubauer, Guillermo Pozo, Catalina Plaza de los Reyes, C. Alejandra Villamar, Gladys Vidal

4. USO AGRICOLA DE PURINES

- Influencia de la tecnología anaeróbica en la biofertilización con purín de cerdo en un suelo limoso..... 101
Constanza Chartier, Daniela López, Gladys Vidal
- Sistema de gestión de purines como fertilizantes..... 109
Héctor Flores, Diego Rivera, José Luis Arumí
- Modelo para la evaluación de riesgos ambientales en predios agrícolas con plantel porcino..... 119
Héctor Flores, Diego Rivera, José Luis Arumí

5. ANEXO GENERACION DE INFORMACION Y TRANSFERENCIA AL SECTOR PUBLICO Y PRIVADO AGROPECUARIO

- A1. Formación de capital humano..... 129
- A2. Generación de redes nacionales e internacionales..... 130
- A3. Capacitación al sector productivo..... 131
- A4. Generación de información científica y técnica..... 132
- A5. Distinciones..... 134
- A6. Galería fotográfica..... 135

PRESENTACION

La región del Biobío es una zona privilegiada dentro del territorio nacional, ya que cuenta con abundantes recursos naturales que hacen posible el desarrollo de diversos e innovadores proyectos.

En 2001, gracias a un convenio entre Gobierno Regional y la Corporación de Fomento, se creó Innova Bío Bío, institución pionera en Chile destinada a promover la innovación, la transferencia tecnológica y el emprendimiento innovador. Su misión es contribuir al desarrollo regional fortaleciendo el ecosistema emprendedor y su capital humano, para que empresas locales incorporen innovación como eje central para la competitividad.

En este sentido, el sector pecuario en la Región del Biobío juega un papel relevante en su desarrollo debido a las proyecciones de mercado de sus productos asociados. Sin embargo, dicho sector enfrenta el desafío de desarrollarse en equilibrio con el medioambiente y la sociedad, ya que la intensidad de las explotaciones actuales conlleva a intensificar el uso del territorio y los ecosistemas de acogida. Es por esto, que los flujos de materia y energía provenientes de los planteles deben ser óptimamente gestionados y, en consecuencia, la tecnología juega un rol relevante.

En este contexto, el presente libro “Aportes a la gestión y optimización de la tecnología ambiental del sector porcino” es la consecuencia de la ejecución y obtención de resultados del Proyecto cofinanciado por Innova Bío Bío, código 07-PC S1-198 “Generación de Información para el diseño y operación de sistemas de tratamiento de bajo costo y ambientalmente sustentable para planteles porcinos”, realizado entre los años 2009 y 2012. La información generada en este proyecto está siendo difundida en diversos seminarios y cursos en el transcurso de su ejecución. Parte de estos contenidos se han concentrado en este libro, cuyo objetivo final es socializar y fortalecer el

desempeño ambiental de las capacidades regionales del sector pecuario en temáticas definidas en cuatro ejes: i) minimización en el origen, ii) tecnologías aplicables para el tratamiento de purines, iii) recuperación de nutrientes y iv) uso agrícola de purines.

Además, se incluye en esta edición un set de cinco fichas explicativas, de fácil lectura y acceso para toda la ciudadanía, tituladas “Gestión ambiental de purines en el sector pecuario”.

Innova Bío Bío espera que esta entrega sea un aporte técnico para el desarrollo sustentable del sector pecuario, y que la sociedad pueda conocer los avances y desafíos de este sector, que trabaja constantemente en función de un desarrollo armónico para la Región del Biobío.

Andrea Catalán Lobos
Directora Ejecutiva Innova Bío Bío





PROLOGO

Es un honor y una responsabilidad la invitación que he recibido de prologar este libro por parte de la Profesora Gladys Vidal, del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, de la Universidad de Concepción. Un honor por lo que representa de consideración por parte de la Profesora Vidal y su equipo de trabajo, y una responsabilidad para con los autores y el público lector. Este libro es resultado de los trabajos que a lo largo del período 2009-2012 este equipo ha desarrollado en el campo del estudio de las deyecciones ganaderas, particularmente con las deyecciones del ganado porcino. El enfoque de estos estudios contribuye a superar la antigua visión de que la tecnología, únicamente, será capaz de solucionar el problema de la gestión de las deyecciones. Hoy sabemos que la gestión de deyecciones es una actividad que ha de formar parte íntegra de la producción animal, tan importante como la alimentación y la sanidad, e íntimamente relacionada con estas. La gestión integral abarca desde actuaciones de modificación de prácticas de manejo en el sistema de producción hasta el aprovechamiento de los purines, ya sea directamente como fertilizante agrícola, transformando sus constituyentes para otros usos, como el energético a través de la producción de biogás, o recuperando los nutrientes para sustituir fertilizantes minerales.

La gestión integral de las deyecciones implica avanzar en la definición de esquemas de toma de decisiones, priorizando las actuaciones simples, asequibles y adaptadas a cada realidad. Implica la consideración de que cada plantel tiene unas características propias, definidas tanto por el sistema productivo animal como por el sistema agrario propio o circundante. E implica la consideración de las deyecciones como un subproducto, un recurso, un material con un valor como fertilizante que se debe gestionar. El avance en el conocimiento y difusión de este valor ha permitido en los últimos veinte años modificar la nomenclatura utilizada, evitando la utilización del término "residuo" y pasando de utilizar los términos "vertido" de purines al terreno o "aplicación al suelo" a utilizar el término

de "fertilización con deyecciones". No cabe duda de que estos cambios de nomenclatura son consecuencia de un paso de una concepción pesimista, en la que las deyecciones son un problema, a otra optimista en la que es posible tomar decisiones sobre cómo actuar para mejorar la gestión ambiental de las explotaciones.

Los cambios mencionados son resultado de continuas contribuciones al conocimiento por parte de diversos grupos de investigación en todo el mundo, que como el grupo de la Profesora Vidal no tan solo desarrollan tesis doctorales y publican en revistas especializadas, si no que además desarrollan programas de formación de técnicos, programas de difusión y de colaboración con granjeros, a fin de que el conocimiento especializado salga de los laboratorios y se convierta en innovaciones para el sector.

Las tecnologías de tratamiento, de transformación de las deyecciones, tienen su campo de aplicación para adecuar las deyecciones a la demanda como fertilizantes, para reducir los costes de transporte y, en general, para reducir los costes de gestión. Son especialmente importantes en zonas en las que la producción de deyecciones sobrepasa la demanda de los cultivos cercanos, a las dosis adecuadas de fertilización. Técnicas como la eliminación de parte del nitrógeno excedentario, o la recuperación de este o de fósforo en forma concentrada para reducir el coste de transporte, para sustituir fertilizantes minerales en zonas alejadas, tienen su campo de aplicación. Dado que la aplicabilidad de las diferentes tecnologías depende de las condiciones de contorno de cada situación, no existe una solución tecnológica única capaz de ser estandarizada para su aplicabilidad en cualquier circunstancia. Investigar para conocer las opciones posibles y difundir permanentemente resultados de investigación son actividades obligadas para avanzar hacia una gestión sostenible. Este libro y las actividades realizadas que se describen es un buen ejemplo de cómo actuar en

esta necesaria interrelación entre la academia, el sector público y el productivo.

Toda tecnología de tratamiento tiene un coste de inversión y operación que tan solo es justificable económicamente si permite un coste de gestión de las deyecciones inferior al que tendría utilizando estas como fertilizantes a las dosis de aplicación adecuadas a los cultivos. Este coste puede llegar a ser elevado si el ganadero no dispone de cultivos y debe transportar a largas distancias. Agrupar agricultores y ganaderos en una zona geográfica determinada y realizar una gestión colectiva puede en muchos casos ser una solución más asequible y exitosa que invertir únicamente en tecnología.

Sólo el proceso de digestión anaerobia para la producción de biogás y su aprovechamiento energético puede permitir unos ingresos económicos directos, reducir emisiones de gases de efecto invernadero y de malos olores, y mejorar las características de las deyecciones como fertilizantes por contribuir a su mineralización, siendo un proceso clave a incluir en el diagrama de flujo de una instalación para asegurar su sustentabilidad. El presente libro incluye un buen número de estudios sobre estas combinaciones.

A los cambios de nomenclatura mencionados anteriormente, muy posiblemente en los próximos años se evolucionará de utilizar el término “tratamiento” a utilizar el de “procesado” de deyecciones. Este último implica la transformación para obtener unos productos, como en cualquier proceso industrial, que respondan a requerimientos de calidad en su composición. La producción de estruvita u otras formas de recuperar nutrientes son ejemplos de este tipo de procesos que han sido estudiados en el presente libro.

Sólo cabe felicitar al Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA) del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile y a la Facultad de Ingeniería Agrícola por los trabajos técnicos y de investigación realizados, por el trabajo de difusión y capacitación, por el esfuerzo en la creación de redes y equipos de trabajo, y por la iniciativa de recopilar de forma didáctica toda la información generada en este libro y ponerla al alcance de los sectores productores implicados, y en general al alcance de toda la comunidad nacional e internacional que trabaja para conseguir que las deyecciones ganaderas dejen de ser un problema y se conviertan en una fuente de recursos.

Xavier Flotats

**Catedrático de Ingeniería Ambiental
Universidad Politécnica de Catalunya- Barcelona TECH
(España)**





PREFACIO DE LOS EDITORES

Los tratados de libre comercio con Asia, la Unión Europea y Norteamérica, el manejo zoonosanitario y el esfuerzo del sector productivo nacional, han permitido un constante crecimiento en el nivel de exportación de carne del sector porcino. Se estima que la carne de cerdo será uno de los alimentos que tenga mayor demanda. Sin embargo, temas como la trazabilidad de los productos, así como la sustentabilidad del sector y su conexión con otras actividades antrópicas juegan un rol fundamental en su desarrollo. En este contexto los esfuerzos durante estos últimos años, han sido enfocados a la gestión y disposición final de los residuos generados. Para minimizar los riesgos de su disposición, el sector productivo se ha propuesto diversas estrategias de gestión integrada, desde gestión en el origen (animal), hasta la aplicación de diversas tecnologías para el tratamiento de los purines porcinos y su revalorización como sub-producto (fertilizante de suelos, recuperación de nutrientes, obtención de energía).

En este contexto, este libro es la consecuencia del desarrollo del Proyecto Innova Bío Bío, código 07-PC S1-198 “Generación de información para el diseño y operación de sistemas de tratamiento de bajo costo y ambientalmente sustentable para plantales porcinos”, realizado entre los años 2009 y 2012, el cual ha permitido contribuir al conocimiento científico y generar un espacio de discusión de temas relacionados con la gestión integral del sector porcino. Este libro tiene como objetivo evaluar el marco ambiental de la producción porcina, considerando sus impactos y las oportunidades que este sector tiene para realizar una gestión integral de sus subproductos y su revalorización a través de las tecnologías de tratamiento. Por otro lado, debido a las crecientes demandas nacionales de reducción de gases efecto invernadero y olores durante la actividad productiva, se han desarrollado investigaciones que permiten entregar información cuantificable para ser usada por los productores porcinos que estarán a cargo de decidir

las medidas de gestión ambiental de sus empresas. También en este Proyecto se desarrolló un modelo para la evaluación de buenas prácticas de manejo agrícola en predios con plantel porcino como una herramienta para el análisis de los impactos ambientales que pueden ocasionar esta actividad.

La difusión de los resultados obtenidos es tan importante como las investigaciones realizadas en este Proyecto. Debido a ello se ha capacitado a productores del sector privado y profesionales del sector público a través de seminarios y cursos durante la ejecución del Proyecto. Con el fin de poder llegar al mayor número de interesados y hacer que los resultados sean más fácilmente accesibles, se ha publicado el presente libro. La información ha sido ordenada en 4 apartados: 1) Minimización en el origen, 2) Tecnologías aplicables para el tratamiento de purines, 3) Recuperación de nutrientes desde purines porcinos, 4) Uso agrícola de purines. De ese modo se presentan las diferentes investigaciones realizadas en el marco de este Proyecto.

Los editores esperan que los distintos trabajos de investigación presentados en este libro sirvan de marco de referencia, para la solución de problemas del sector porcino y así poder contribuir al desarrollo sustentable del sector.

Los Editores

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Fondo de Innovación Tecnológica de la Región del Bío Bío, INNOVA Biobío por la cofinanciación del Proyecto 07-PC S1-198 “Generación de información para el diseño y operación de sistemas de tratamiento de bajo costo y ambientalmente sustentable para planteles porcinos” (ejecutado entre 2009 y 2012), que ha hecho posible la realización de los trabajos de investigación que se presentan en este libro.

En este apartado, los editores también desean agradecer el co-financiamiento de otras instituciones que potenciaron el Proyecto en cuanto a la investigación, formación de pre y postgrado, difusión y conexión internacional y pusieron a la región del Bío Bío como ejemplo nacional, en el desarrollo de proyectos de innovación. En este contexto se hace un reconocimiento muy especial a los siguientes aportes:

Proyecto de Tesis de doctorado conectado con la industria del Programa Bicentenario de Ciencia y Tecnología (CONICYT), que apoyó la realización de la Tesis doctoral de la Dra. Marisol Belmonte “Reducción de materia orgánica y nutrientes contenido en purín de cerdo a través de tecnologías combinadas y su efecto en bioindicadores acuáticos” (Código TPI-01, 2008-2010).

Proyecto del Fondo de Ciencia y Tecnología (FONDECYT) 1090414 “The elimination of nitrogen utilizing natural Chilean zeolites in biological treatment: nitrification via nitrite, simultaneous nitrification – denitrification and anammox system”, (2009 - 2011) cuya investigadora responsable fue la Dra. Lorna Guerrero de la Universidad Técnica Federico Santa María en conjunto con la Universidad de Concepción.

Proyecto del Programa de Cooperación Científica Internacional, CONICYT/COLCIENCIAS “Identificación y tratamiento de

compuestos orgánicos biológicamente activos presentes en la agroindustria (Folio 2009 -101, 2010-2012). Proyecto conjunto entre la Universidad de Antioquia (Medellín, Colombia) (Investigador colombiano responsable, Dr. Gustavo Peñuelas) y la Universidad de Concepción (Concepción – Chile) (Investigadora chilena responsable, Dra. Gladys Vidal).

Beca para Apoyo a la realización de la Tesis Doctoral en Chile de CONICYT, Proyecto “Influencia de la materia orgánica contenida en purines de cerdo en la eliminación de nutrientes mediante el uso de humedales artificiales a escala de mesocosmos” (Código 24110086, 2011- 2013) obtenido por la estudiante de doctorado en Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción Catalina Plaza de los Reyes.

Proyecto de Tesis para la realización de tesis de pregrado del Fondo de Innovación Tecnológica de la Región del Bío Bío “Evaluación y gestión de olores en la industria porcina de la Región del Bío-Bío” (Código, 11 CH S2 961 F11, año 2011) ejecutado por el Ingeniero Ambiental Gerardo Ortiz.

Programa de Becas para Estudios de Doctorado en Chile de CONICYT para la realización de sus estudios de Doctorado en Ciencias Ambientales de la Dra. Marisol Belmonte y Catalina Plaza de los Reyes y Doctorado en Ingeniería Agrícola mención Recursos Hídricos en la Agricultura de Héctor Flores.

Programa de Becas de Postgrado para Estudiantes Latinoamericanos en Chile de CONICYT para la realización de sus estudios de Doctorado en Ciencias Ambientales de Alejandra Villamar.

Programa de Becas Chile en su Programa Pasantías Doctorales en el Extranjero de CONICYT, que permitió la estadía de la Dra. Marisol Belmonte en la Universidad de Santiago de Compostela España (2009).



Programa de Profesores Visitantes y Escuela de Verano de la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción, que permitió estadías de los Dres. Anuska Mosquera Corral y José Luis Campos de la Universidad de Santiago de Compostela, quienes apoyaron al Proyecto INNOVA Bío Bío 07-PC S1-198 en cursos y seminarios, así como la co-dirección de tesis de doctorado.

Los autores agradecen muy especialmente a Sucesión Yanine Abadi, quién fue la contraparte del Proyecto INNOVA Bío Bío 07-PC S1-198, a través de su Gerente de Producción Sr. César Contreras, quien mantuvo un apoyo constante y decidido durante toda la ejecución de dicho Proyecto, logrando así que los trabajos de la presente entrega, se hayan orientado a la búsqueda de soluciones concretas de interés no sólo académico, sino también para su aplicación al sector productivo.

Así mismo, a la Asociación Gremial de Productores de Cerdos de Chile (ASPROCER) en el nombre de la Sra. Daniela Alvarez y al Consejo de Producción Limpia (CPL), Región del Bío Bío en el nombre del Sr. Hugo Valeria y de la Sra. María Victoria Borzone, por su activa participación como instancias patrocinadoras y por su participación como expositores en seminarios y cursos durante toda la ejecución del Proyecto 07-PC S1-198.



TECNOLOGIA AMBIENTAL
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN

1. MINIMIZACION EN EL ORIGEN

**INDICADORES PRODUCTIVOS Y CARACTERISTICAS
FISICOQUIMICAS COMO HERRAMIENTAS PARA LA
GESTION EN EL TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE
PURINES**



INDICADORES PRODUCTIVOS Y CARACTERISTICAS FISICOQUIMICAS COMO HERRAMIENTAS PARA LA GESTION EN EL TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE PURINES

C. Alejandra Villamar y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental,
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile,
Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción,
Chile.

1. INTRODUCCION

La actividad porcina a nivel mundial ha crecido en los últimos 20 años, alcanzando una producción de alrededor de 80 millones ton/año. Asia y Europa, son los continentes que concentran la mayor población porcina a nivel mundial con alrededor de 600 y 200 millones de cabezas/año, respectivamente (Martínez *et al.*, 2009). Sin embargo, la intensificación de la crianza animal en economías en desarrollo y su impacto en el suelo y nivel freático en países desarrollados, está impulsando la producción porcina en América Latina. En Chile, esta actividad contribuye con alrededor de 500000 ton/año, correspondientes al 8% a nivel latinoamericano y procedentes de una población del orden de 5,3 millones de cabezas/año (FAO, 2010). Al respecto, en la Figura 1 (a y b), se resume la producción porcina en Chile, respecto al número de planteles y animales (reproducción, cría-recría y engorde) por regiones. En general, es posible observar que el 86% de la producción porcina en Chile se concentra en las regiones: Metropolitana (RM), Bernardo O'Higgins (VI), Araucanía (IX) y Bio Bio (VIII). De este modo, el 67% de la población porcina se concentra en la Región Bernardo O'Higgins, siendo el 74% de la población total animales en fase final o engorde.

Esta variabilidad en la distribución en cuanto a la población por regiones y la fase de crecimiento, tiene relación con el tipo de producción. En este sentido, es importante destacar que el 95% de la actividad porcina en Chile, corresponde al

tipo industrial e intensiva de pequeña, mediana y gran escala (FAO, 2009), lo que hace que exista diferencias de la población animal entre regiones. En la Figura 2 (a y b), se detalla el tipo de producción (reproducción, crianza-engorde, engorde y reproducción-engorde) en función del número de planteles y animales por regiones. Como se ha indicado, la producción intensiva en Chile tiende a concentrarse en un 65% en 2 regiones (Metropolitana y Bernardo O'Higgins). Además, el tipo de producción que se ha desarrollado corresponde a planteles de reproducción (22%), crianza-engorde (24%), engorde (19%) y reproducción-engorde (35%). En definitiva los planteles porcinos en Chile tienden a dedicarse en mayor medida (> 40%) a crianza y engorde. La tendencia actual es el paso de planteles de engorde a crianza-engorde o "destete-venta", esto debido a la disminución en costos en el transporte de animales y alimento, así como también, mayor seguridad zoo-sanitaria.

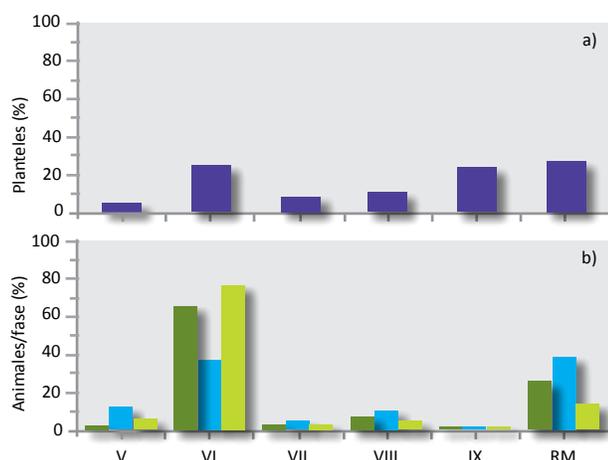


Figura 1. Producción porcina en Chile.
a) Planteles/región b) Animales/fase crecimiento.
■ Planteles ■ Reproducción ■ Cría-recría ■ Engorde.
Fuente: Información obtenida del INE (2007).

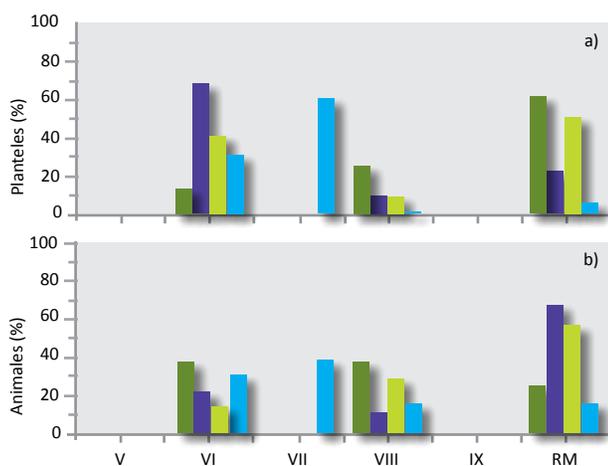


Figura 2. Tipo de producción intensiva en Chile.
a) Planteles/tipo b) Animales/tipo.
■ Reproducción ■ Crianza-Engorde ■ Engorde ■ Reproducción-Engorde.
Fuente: Información de planteles con Declaración de Impacto Ambiental del SEA (2012).

2. INDICADORES DE PRODUCCION ASOCIADOS A LA GENERACION DE PURINES

La fase de crecimiento y/o tipo de producción en la actividad porcina suele estar influenciada principalmente, por la dieta o requerimientos de agua y alimento. Por un lado, un mayor suministro de agua (12,2 – 41,1 L agua/animal d) para destete y reproducción, suele relacionarse con mejoras en la lactación y fertilidad (Froese, 2003; Solé and Flotats, 2004). Mientras, una mayor ingesta de alimento es estimulada por el peso y la edad haciendo que en engorde se alcancen consumos superiores a 1,9 kg alimento/animal d (Portejoie *et al.*, 2004; Solé and Flotats *et al.*, 2004).

Por otro lado, la composición del alimento dentro de la dieta porcina, suele caracterizarse por concentrados de proteínas, carbohidratos y almidón que superan el 50% de la composición total (Galassi *et al.*, 2010), variables de acuerdo a la fase de crecimiento. En engorde se tiende a priorizar la ingesta de proteínas alcanzando valores superiores al 30% (Portejoie *et al.*, 2004); mientras que en reproducción y destete existe un mayor consumo de fibra (10%) (Kruse *et al.*, 2011a). A pesar de ello, en ambos casos, la baja digestibilidad del alimento genera la excreción del nitrógeno (< 30%) y fósforo (< 10 %) presentes (Dourmad and Jodreville, 2007). Este factor puede ser observado en el índice de conversión porcina, el cual puede variar entre 2,0 – 4,3 kg alimento/kg peso ganado para engorde y entre 0,9 – 2,3 kg alimento/kg peso ganado en etapas previas (Portejoie *et al.*, 2004; Basset-Mens *et al.*, 2005; Satomá *et al.*, 2006; Dong *et al.*, 2007). En definitiva, la digestibilidad porcina puede variar, siendo ligeramente menor en las fases finales de crecimiento como engorde (alrededor 25%), respecto a las previas, como destete (superior al 50%), factor que influirá en la composición de los purines.

Finalmente, la relación agua/alimento es otra variable o indicador productivo que permite evaluar la cantidad y



composición de los purines. En porcinos en fase inicial (destete), la relación agua/alimento suele variar en valores entre 4,4 – 5,1 L agua/kg alimento (Kruse *et al.*, 2011). Mientras que la etapa de engorde suele presentar valores entre 1,6 – 2,5 L agua/kg alimento (Santomá *et al.*, 2006; Le *et al.*, 2007). Además, la relación agua/alimento, puede influir en la composición de las excretas (orina/heces) y excreción del nitrógeno. Al respecto, se ha encontrado que la concentración de nitrógeno en orina/heces para engorde suele variar entre 6,6 – 9,1; mientras que en crianza entre 5,5 – 6,3 (Hernández *et al.*, 2011). En la Tabla 1, se resume los indicadores productivos relacionados con la generación de purines en función del tipo de alimento o dieta. Es posible observar, que en Chile el índice de conversión suele encontrarse entre 1,8 – 10,1

kg alimento/kg peso ganado. Mientras la relación de agua/alimento suele variar entre 3,2 – 12,2 L agua/kg alimento. Los valores obtenidos, muestran que los resultados reportados en bibliografía pueden compararse a engorde y crianza-engorde. Mientras, que el mayor consumo de agua y alimento reportado en reproducción, puede relacionarse a los requerimientos en la optimización de la maternidad y fertilidad y no el engorde.

Tabla 1. Indicadores productivos dentro de la producción porcina.

Tipo de alimentación	Indice de Conversión kg alim. /kg peso ganado	Agua/alimento L agua/kg alimento	Referencia
Producción intensiva en Chile			
Reproducción	7,21 – 10,13	7,86 – 12,16	SEA (2012)
Crianza-engorde	2,11 – 6,97	3,95 – 6,80	
Engorde	1,84 – 2,32	1,41 – 3,80	
Reproducción-engorde	3,64 – 6,73	2,40 – 3,20	
Pellet	2,13 – 3,33		Gonyou and Stricklin (1998)
Con y sin fitasas	2,00 – 4,32		Portejoie <i>et al.</i> (2004)
Trigo y soya (12, 16, 20%)	2,22 – 2,35		
Intensivo/orgánico	2,70 – 3,20		Basset-Mens <i>et al.</i> (2005)
Ad libitum	2,95 – 3,05	1,99 – 2,60	Santomá <i>et al.</i> (2006)
Cebada y proteína bruta (12, 15, 18%)	2,14 – 2,70	1,61 – 1,76	Le <i>et al.</i> (2007)
Alimento de lactantes		4,42 – 5,12	Kruse <i>et al.</i> (2011a)
Alimento destete	0,98 – 2,14		Dong <i>et al.</i> (2007)



Figura 3. Alimentación porcina.

3. GENERACION Y CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICA DE LOS PURINES

La generación y composición de los purines, suele estar influenciada por el tipo de producción (Moral *et al.*, 2005). Por un lado, la generación suele ser superior en maternidad y destete (10,0 – 41,1 L/animal d) (Froese, 2003; Portejoie *et al.*, 2004; Solé and Flotats, 2004), esto relacionado con una mayor ingesta de agua. Por el otro, la composición físico-química de los purines suele corresponder a la ingesta de alimento (cantidad/composición), relacionada esta con la fase de crecimiento. Al respecto, en la Tabla 2 se resume las características físico-químicas de purines porcinos para maternidad, destete y engorde. Esta tabla muestra que purines procedentes del engorde tienden a presentar un contenido de materia orgánica (> 3,4 g DBO₅/animal d) y nitrógeno (> 0,4 g N/animal d, > 0,3 g NH₄⁺/animal d) superior (5 - 8 y 2 - 13

veces, respectivamente) a la fase de maternidad y destete (> 0,5 g DBO₅/animal d, > 0,07 g N/animal d y > 0,05 g NH₄⁺/animal d). Además, que tanto la cantidad de purines (flujo) como la composición (carga), pueden ser variables claves dentro del tratamiento. La presencia de cationes como el NH₄⁺ en un rango entre 0,14 – 0,60 g/animal d, pueden influenciar la conductividad eléctrica (15,3 – 25,7 mS/cm), variables determinantes en la disposición de purines.



Figura 4. Muestreo de purines.

Tabla 2. Características físico-químicas de purines en función de la fase de crecimiento.

Parámetro	Unidad	Fase de crecimiento			Referencia
		Maternidad	Destete	Engorde	
Purines	L/animal d	10,00 - 16,00	23,50 - 41,10	3,50 - 9,10	1, 2, 3
pH		7,00 - 7,80	6,30 - 7,30	7,00 - 7,60	3, 6, 5
CE	mS/cm	15,60 - 17,60	14,20 - 15,50	15,30 - 25,70	5, 4
DBO5	g/animal d	0,70 - 0,90	0,5 - 0,7	3,42 - 4,17	5
NT	g/animal d	0,18 - 0,27	0,07 - 0,11	0,44 - 0,95	4, 5, 6, 7
N-NH ₄ ⁺	g/animal d	0,14 - 0,18	0,05 - 0,07	0,32 - 0,60	4, 5, 6, 7
PT	g/animal d	0,06	0,02	0,17 - 0,22	5, 7
K	g/animal d	0,13	0,06	0,37 - 0,55	5, 7

Fuente: Información obtenida de ¹Froese (2003); ²Portejoie *et al.* (2004); ³Solé and Flotats (2004); ⁴Boursier *et al.* (2005); ⁵Moral *et al.* (2005); ⁶Provolo *et al.* (2007); ⁷Blanes-Vidal *et al.* (2009a). CE = Conductividad Eléctrica.

4. ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO ASOCIADAS A LA GENERACION Y COMPOSICION DE LOS PURINES

Los procesos biológicos, pueden ser una alternativa viable para el tratamiento de purines (Martínez *et al.*, 2009). Existen varias tecnologías (aeróbicas/anaeróbicas), utilizadas para tales fines (*e.j.* lagunas anaerobias, lodos activados, reactores secuenciales en batch, co-digestión, entre otros) (Bernet and Béline, 2009), su aplicación dependerá de la carga de materia orgánica que hay que depurar. Al respecto, Soto *et al.* (1990) determinaron el Índice S (Índice S = % carga - % flujo), que establece preliminarmente el tipo de proceso biológico ha implementar. Por un lado, valores positivos en el Índice S, consideran al efluente apropiado para ser tratado por vía anaerobia. Mientras, que valores negativos sugieren procesos aeróbicos. En la Figura 6, se compara el Índice S obtenido de la bibliografía (Figura 6 a), en función de la fase de crecimiento. Mientras que, la Figura 6b, detalla el Índice S para la producción intensiva en Chile, respecto al tipo de producción. Al evaluar la fase de crecimiento (Figura 6 a), es posible establecer que los purines procedentes de engorde pueden ser idóneos para procesos anaerobios. Mientras, que maternidad y destete, podrían ser tratados a partir de procesos aeróbicos. Por otro lado, al evaluar el tratamiento en Chile, en función del tipo de producción (Figura 6 b), es posible establecer que engorde y crianza-engorde tienden a requerir tratamiento anaerobio y que, dependiendo de las características de los planteles de reproducción, estos podrían considerar para su tratamiento sistemas aeróbicos.

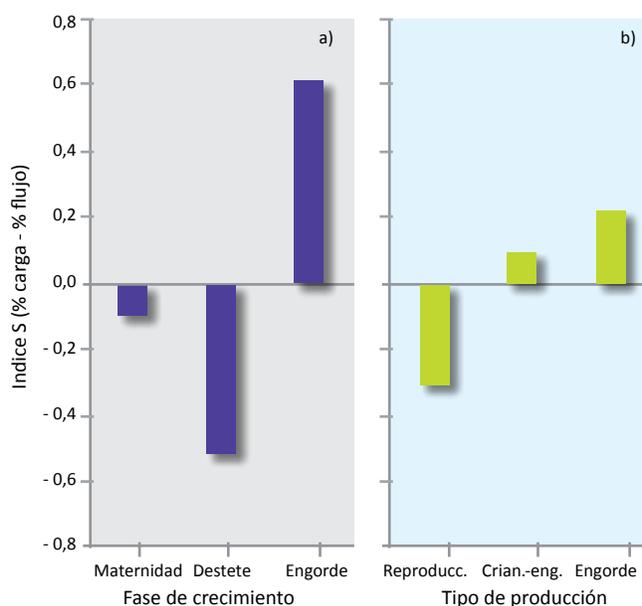


Figura 5. Índice S para purines en función a) Fase de crecimiento, b) Tipo de producción en Chile. Fuente: Elaboración propia, con información obtenida a) Fase de crecimiento, b) Tipo de producción.

En la Tabla 3, se resume las tecnologías de tratamiento biológico implementadas a escala real en la producción porcina. Dentro del tratamiento de deyecciones ganaderas existen ciertas tendencias. Por un lado, en Europa se busca la generación de biogás a partir de digestión y/o co-digestión anaerobia (Manure Based Biogas Plants) (Martínez-Almela and Barrera, 2005). Mientras, en Estados Unidos se busca mejorar/remplazar unidades de tratamiento existentes (lagunas anaerobias), mediante sistemas de desnitrificación-nitrificación (Environmentally Superior Technologies) (Vanotti et al., 2007). En Chile, planteles de mediano tamaño (100 – 324 m³ purines/d), disponen de tecnologías de tratamiento primario (filtración, sedimentación) y secundario (lagunas anaerobias, vermifiltración), siendo los purines utilizados en su totalidad en riego (SEA, 2012).



Tabla 3. Tecnologías para el tratamiento de purines a escala industrial.

País	Purines m ³ /d	Tratamiento biológico	C/N	Eficiencia (%)		Referencia
				Materia orgánica	Nitrógeno	
Italia	100,0	D-N (l)	3,4	97,3 ¹	95,8 ⁴	Martínez-Almela and Barrera (2005)
España		Co-DAn (s)	< 7,4			
USA			5,3			
USA	30,7 – 43,2	D-N (l)	3,8	82,7 ¹	96,4 ³	Vanotti <i>et al.</i> (2007)
Canada	12,0	Bio (l) DAn (s)	5,0	> 95,0 ²	> 87,0 ³	Buelna <i>et al.</i> (2008)
Italia	5,0	SBR (l) Com (s)	8,8	> 90,0 ¹	> 88,0 ³	Bortone (2009)
España	41,1	N-D ^r (l) Com (s)			66,0 ³	Flotats <i>et al.</i> (2009)
Brasil	24,4	DAn + LA (l) Com (s)	6,2	85,5 ¹	81,0 ³	Kunz and Steimentz. (2009)

¹DQO, ²DBO₅, ³NT, ⁴NH₄⁺-N

Bio = Biosorción; Co = Compostaje; DAn = Digestión Anaerobia (UASB); D-N = Desnitrificación-Nitrificación. LA = Laguna Aireada. s = sólido; l = líquido.



Figura 6. Tratamiento para purines. a) Laguna anaerobia Cal Poly. California, USA, b) Biodigestor anaerobio SEPADE. Bio Bio, Chile
Foto: a) http://ceanegrete.cl/wordpress/?page_id=157, b) <http://en.academic.ru/dic.nsf/enwiki/752848>

5. ALTERNATIVAS DE GESTION EN LA DISPOSICION DE PURINES

La disposición de purines en el suelo, está relacionada con el contenido de nutrientes (N). Varios trabajos de investigación, han buscado relacionar parámetros de fácil medición (conductividad eléctrica, densidad, entre otros) con el contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo). En la Tabla 4, se detalla la correlación de parámetros de fácil medición (Conductividad Eléctrica o CE, Densidad o D, Masa Seca o MS) con nutrientes como el N, NH_4 y P_2O_5 . De la recopilación de información realizada, se puede establecer que la CE suele tener correlación ($p < 0,001$, $R^2 = 0,39 - 0,95$) con el nitrógeno total y amoniacal. Además, que la MS y D tiende a correlacionarse ($p < 0,001$, $R^2 = 0,37 - 0,80$) con el P_2O_5 y PT. En definitiva, a partir de la medición de parámetros potenciométricos (CE) o de fácil medición (MS y D), es posible establecer estrategias oportunas de riego en función de la cantidad de nutrientes presentes en los purines, esto además por la variabilidad que pueden presentar en función de la fase de crecimiento o tipo de producción.



Figura 7. Disposición de purines en riego.
a), b) y c)





Tabla 4. Correlación de parámetros físico-químicos.

Tipo	Variable Dependiente	Independiente	Ecuación	Significancia (p)	Coefficiente determinación (R ₂)	Referencia
Mezcla	N-NH ₄ ⁺	CE	0,149 EC + 0,131	< 0.01	0,84	Scotford <i>et al.</i> (1998)
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,136 EC - 0,174		0,81	
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,083 EC - 0,327		0,92	
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,083 EC - 0,327		0,39	
Mezcla	NT	CE	0,132 EC + 0,243	< 0.001	0,88	Moral <i>et al.</i> (2005)
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,105 EC + 0,097		0,91	
	PT	D	0,068 D - 68,431		0,80	
Engorde	NT	CE	0,161 EC + 0,345		0,80	
	NT	CE	0,219 EC + 0,372		0,76	
Mezcla	NT	CE	0,179 EC - 0,660	< 0.001	0,90	Provolo <i>et al.</i> (2007)
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,142 EC - 0,473		0,95	
Engorde	NT	CE	0,161 EC + 0,345		0,80	
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,112 EC + 0,316		0,75	
	P ₂ O ₅	CE	0,058 EC + 0,493		< 0.05	
Maternidad	NT	CE	0,133 EC + 0,229	< 0.001	0,44	
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,110 EC + 0,070		0,36	
Mezcla	NT	CE	0,147 EC + 0,187	< 0.001	0,78	Martínez-Suller <i>et al.</i> (2008)
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,114 EC + 0,093		0,82	
	P ₂ O ₅	MS	0,064 MS + 0,105		0,37	
Engorde	NT	CE	0,161 EC + 0,345		0,80	
	N-NH ₄ ⁺	CE	0,110 EC + 0,070		0,86	
Maternidad	NT	EC	0,133 EC + 0,665		0,86	
	N-NH ₄ ⁺	EC	0,142 EC - 0,473		0,95	
	P ₂ O ₅	MS	0,019 MS - 0,454		0,45	

D = Densidad; MS = Materia Seca; ns = no significativa; * < 0.05, ** < 0.001 significativa
 PT, P₂O₅ y ST en mg/L; TN, N-NH₄⁺, DQO y DBO₅ en g/L; CE en mS/cm

5. CONCLUSIONES

La producción porcina en Chile en un 95% es del tipo intensiva, caracterizada por planteles de reproducción (22%), engorde y crianza-engorde (43%) y reproducción-engorde (35%). Los indicadores productivos como el índice de conversión y la relación agua/alimento, pueden ser herramientas viables para la determinación del tipo de tratamiento biológico y disposición de purines. En Chile, el índice de conversión y relación agua/alimento suele corresponder a valores entre 1,9 – 10,1 kg alimento/kg peso ganado y 1,4 – 12,2 L agua/kg alimento, respectivamente. Esto sugiere que existe variabilidad en cuanto al tipo de producción relacionada con el suministro de agua y alimento. A partir de la cantidad (flujo) y composición (carga) de los efluentes, es posible establecer el Índice S. En Chile, el Índice S sugiere tratamiento anaerobio para purines procedentes de producción engorde y crianza-engorde; mientras que aerobio para reproducción. Finalmente, la correlación de parámetros físico químicos de fácil medición (CE, D, MS), puede ser una alternativa viable dentro de la estrategia de disposición de nutrientes en función del contenido de nutrientes (N y P).

6. REFERENCIAS

- Basset-Mens C. Van der Werf H. 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **105** (1-2), 127-144.
- Bernet N., Béline F. 2009. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents, *Bioresource Technology*, **100** (22), 5431-5436.
- Blanes-Vidal V., Hasen M., Admsen A., Feilberg A., Petersen S., Jensen B. 2009. Characterization of odor released during handling of swine slurry: Part I. Relationship between odors and perceived odor concentrations. *Atmospheric Environment*, **43** (18), 2997-3005.
- Bortone G. 2009. Integrated anaerobic/aerobic biological treatment for intensive swine production. *Bioresource Technology*, **100** (22), 5424-5430.
- Boursier H., Béline F., Paul E. 2005. Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process desing. *Bioresource Technology*, **96** (3), 351-358.
- Buelna G., Dubé R., Turgeon N. 2008. Pig manure treatment by organic bed biofiltration, *Desalination*, **231** (1-3), 297-304.
- Dong G. Z., Pluske J. 2007. The Low Feed Intake in Newly-weaned Pigs: Problems and Possible Solutions, **20** (3), 440-452.
- Dourmad J.Y., Jondreville C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, **112** (3), 192-198.
- Flotats X., Bonmatí A., Fernández B., Magrí A. 2009. Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain. *Bioresource Technology*, **100** (22), 5519-5526.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2009. Caracterización regional de la producción porcina y análisis de la situación epidemiológica (2006-2008) de la peste porcina clásica en 21 países de América Latina y el Caribe. FAO. Santiago, Chile.



- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2010. Base de datos mundial de la producción ganadera. <http://faostat.fao.org/default.aspx> (Revisado: junio, 2012).
- Froese C., 2003. Water Usage and Manure Production Rates in Today's Pig Industry. *Advances in Pork Production*, **14**, 218-223.
- Galassi G., Colombini S., Malagutti L., Crovetto G. M., Rapetti L. 2010. Effects of high fibre and low protein diets on performance, digestibility, nitrogen excretion and ammonia emission in the heavy pig, *Animal Feed Science and Technology*, **161** (3-4), 140-148.
- Gonyou H., Stricklin W 1998. Effects of floor area allowance and group size on the productivity of growing/finishing pigs. *Journal of Animal Science*, **76**, 1326–1330.
- Hernández F., Martínez S., López C., Megías M., López M., Madrid J. 2011. Effect of dietary crude protein levels in a commercial range, on the nitrogen balance, ammonia emission and pollutant characteristics of slurry in fattening pigs, *Animal: an International Journal of Animal Bioscience*, **5** (8), 1290-8.
- Instituto de Nacional de Estadísticas (INE). 2007. Base de datos de la producción ganadera en Chile. <http://ine.cl> (Revisado: Julio, 2012).
- Kruse S., Traulsen I., Krieter J. 2011. Analysis of water, feed intake and performance of lactating sows. *Livestock Science*, **135** (2-3), 177-183.
- Kunz A., Steinmetz R. 2009. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, **100** (22), 5485-5489.
- Le P., Aarnink A., Jongbloed A., Van der Peet-Schewering C., Ogink N., Vertegen, M. 2007. Effects of dietary crude protein level on odour from pig manure. *Animal*, **1**, 734-744.
- Martínez J., Dabert P., Barrington S., Burton C. 2009. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. *Bioresource Technology*, **100** (22), 5527-36.
- Martínez-Almela J., Barrera J.M. 2005. SELCO-Ecopurin pig slurry treatment system. *Bioresource Technology*, **96** (2), 223-228.
- Martínez-Suller L., Azzellino A., Provolo G. 2008. Analysis of livestock slurries from farms across Northern Italy: Relationship between indicators and nutrient content. *Biosystems Engineering*, **99**, 540-552.
- Moral R., Perez-Murcia M.D., Perez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Paredes C. 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily determined properties. *Waste Management*, **25** (7), 719-725.
- Portejoie S., Dourmad J., Martinez J., Lebreton Y. 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, **91** (1 - 2), 45-55.
- Provolo G., Martínez-Suller L. 2007. In situ determination of slurry nutrient content by electrical conductivity. *Bioresource Technology*, **98**, 3235-3242.
- Santomá G., Pontes M. 2006. Influencia del alojamiento sobre la nutrición de aves y cerdos. Barcelona, 16-17 octubre. XXII Curso de especialización FEDNA.
- Scotford I., Cumby T., Han L., Richards P. 1998. Development of a prototype nutrient sensing system for livestock slurries. *Journal Agricultural Engineering Research*, **69**, 217-228.
- Servicio de Evaluación Ambiental (SEA). 2012. Base de Datos de producción ganadera chilena con Declaración de Impacto Ambiental. <http://www.sea.gob.cl/> (Revisado: junio, 2012).
- Solé F., Flotats X. 2004. Guía de técnicas de gestión ambiental de residuos agrarios. Centre UdL-IRTA. Catalunya, España.
- Soto M., Médez R., Lema J.M. 1990. Efluentes residuales en la industria de procesado de productos marinos. *Ingeniería Química*, **22**, 203-209
- Vanotti M., Szogi A., Millner P., Loughrin J., 2009. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. *Bioresource Technology*, **100** (22), 5406-5416.



ECOLOGIA AMBIENTAL
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN
INNOVACIÓN

1. MINIMIZACIÓN EN EL ORIGEN

EFFECTO DEL PH Y LA TEMPERATURA EN LA GENERACION DE OLOR DURANTE EL ALMACENAMIENTO DE PURIN PORCINO



EFFECTO DEL PH Y LA TEMPERATURA EN LA GENERACION DE OLOR DURANTE EL ALMACENAMIENTO DE PURIN PORCINO

Gerardo Ortíz, C. Alejandra Villamar, Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental,
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile,
Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción,
Chile.

1. INTRODUCCION

El olor es una sensación asociada a uno o más compuestos que, cuando están presentes en concentraciones suficientemente altas ($>2,42$ mg/L NH_3 ; $>0,073$ mg/L $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$), puede desencadenar respuestas olfativas en los individuos expuestos (Frenchen, 2010). Esta respuesta olfativa, ocurre cuando un compuesto odorífero (compuesto químico que produce olor), impacta sobre los receptores sensoriales de la cavidad nasal (Schiffman *et al.*, 2001; Wayne *et al.*, 2000). La percepción del olor es una respuesta humana, que muchas veces genera efectos diversos tales como irritación en los ojos, nariz y garganta, dolores de cabeza, náuseas, tos, dolor de garganta, estrés, somnolencia y alteraciones en el estado de ánimo (Schiffman *et al.*, 2001; Wing and Wolf, 2000).

En la producción porcina, los olores provienen principalmente del almacenamiento de purines en pabellones, sistemas de tratamiento y aplicación en el suelo (EPA, 2001). El olor que se percibe, es el resultado de una mezcla compleja de compuestos en el aire (*e.j.* alcoholes, aldehídos, aminas, ácidos carboxílicos, ésteres, cetonas, sulfuros orgánicos, terpenos, compuestos aromáticos, ácido sulfhídrico o H_2S , amoníaco o NH_3 , entre otros) (Blanes-Vidal *et al.*, 2009). Específicamente, el olor en el purín animal, es el resultado de una descomposición anaeróbica incompleta de sustratos orgánicos, principalmente proteínas e hidratos de carbono fermentables, provenientes del alimento (Mackie *et al.*, 1998). La importancia de la composición del

alimento en la generación del olor, radica en la presencia de nitrógeno y azufre en el alimento, generando gases amoniacales y sulfurados, principalmente, como productos de la descomposición de excretas y purines (INIA, 2005). Por un lado, las proteínas son los precursores de los compuestos sulfurados, indólicos, fenólicos, ácidos grasos volátiles (AGVs), amoníaco (NH_3) y aminas volátiles en el estiércol (Mackie *et al.*, 1998). Mientras, los ácidos grasos y el amoníaco, durante la digestión anaerobia pueden aumentar en función del pH y la temperatura (Mackie *et al.*, 1998). Por lo antes mencionado, el objetivo de esta investigación, fue evaluar el efecto del pH y la temperatura en la generación de olores de purines porcinos durante el almacenamiento.



Figura 1. Almacenamiento de purines.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1 Efluente

Los purines porcinos utilizados fueron obtenidos de un plantel de engorde ubicado en la Región del Bío-Bío. Las muestras fueron almacenadas a 4 °C y en condiciones de oscuridad para evitar la degradación.

2.2 Diseño experimental

El diseño experimental (Tabla 1), consistió en el almacenamiento del purín en sistemas batch a tres temperaturas (T_1 : 35, T_2 : 55 y T_3 : 20 °C) y cuatro valores de pH (pH_1 : 6,0; pH_2 : 6,5; pH_3 : 7,0 y pH_4 : 8,0). Cada sistema batch, se evaluó en duplicado y durante un tiempo de almacenamiento de 10 días.

Tabla 1. Diseño experimental aplicado a la evaluación de la generación de olor.

Variable	pH ₁ (6,0)	pH ₂ (6,5)	pH ₃ (7,0)	pH ₄ (8,0)
T ₁ (20 °C)	T ₁ pH ₁	T ₁ pH ₂	T ₁ pH ₃	T ₁ pH ₄
T ₂ (35 °C)	T ₂ pH ₁	T ₂ pH ₂	T ₂ pH ₃	T ₂ pH ₄
T ₃ (55 °C)	T ₃ pH ₁	T ₃ pH ₂	T ₃ pH ₃	T ₃ pH ₄

La simulación de la temperatura de almacenamiento del purín, consideró condiciones psicrófila (20,0 °C), mesófila (35,0 °C) y termófila (55,0 °C) (Hafner *et al.*, 2009; Espinoza-Escalante *et al.*, 2009; Mackie *et al.*, 1998), considerando la generación simultánea de NH₃ y AGVs. Mientras, que el pH fue modificado con el objetivo de optimizar la producción de NH₃ (8,0) (Hafner *et al.*, 2009; Espinoza-Escalante *et al.*, 2009) y AGVs (6,0) (Espinoza-Escalante *et al.*, 2009; Mackie *et al.*, 1998). El control de este último parámetro (pH), se realizó con soluciones de 1,5 y 10 N de HCl y NaOH, respectivamente.

2.3 Determinación olfatométrica

La olfatometría de dilución por umbral es una técnica sensorial que evalúa la concentración de olores determinando el factor de dilución con aire puro y requerido para alcanzar el umbral de detección (Wayne *et al.*, 2000). Los resultados de la dilución de olores hasta el umbral, se expresan como una proporción sin dimensiones llamada Z.

Ecuación 1

$$Z = \frac{V}{v}$$

Donde,

Z = umbral de detección, v = volumen de una muestra de olor y V = volumen de olor diluido a nivel del umbral.

En la Figura 1, se observa la determinación olfatométrica utilizando el olfatómetro de campo Nasal Ranger®.



Figura 2. Determinación olfatométrica.

2.4 Análisis analíticos

Previo a los análisis, las muestras se filtraron con una membrana de borosilicato de 0,45 μm de tamaño de poro. Los análisis físico-químicos considerados en esta investigación, fueron la determinación de N-NH_4^+ (APHA-AWWA-WPCF, 1998). Mientras, la alcalinidad intermedia, total y parcial fue realizada mediante el proceso descrito por Ripley *et al.* (1986). Es importante mencionar, que la relación A_p/A_T fue utilizada para determinar la acumulación de AGVs, en donde valores superiores al rango entre 0,3 - 0,4 implican una acumulación de AGVs en el sistema (WPCF, 1966; Mosquera, 1998; Campos, 2001). Además, se evaluaron parámetros potenciométricos (pH, temperatura, potencial redox), mediante un equipo multiparamétrico Oakton PC 650. Finalmente, la concentración de NH_3 se determinó teóricamente utilizando la siguiente expresión matemática descrita por Hansen *et al.* (1998):

Ecuación 2

$$\frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_4^+]} = \left(1 + \frac{10^{-\text{pH}}}{10^{-(-0,09018 + \frac{2729,92}{T(K)})}} \right)$$

Donde,

NH_3 : Concentración de amoniaco (mg/L), NH_4^+ : Concentración de amonio (mg/L), T(K): Temperatura de almacenamiento ($^{\circ}\text{K}$).

2.5 Análisis estadístico

El análisis de los datos consideró análisis de varianza (ANOVA). En el procesamiento de información, se evaluaron las diferencias significativas presentes entre la temperatura y el pH respecto al contenido de olor (Detection Threshold o D-T), N-NH_4^+ , Al/AT y potencial redox. Para las variables, que no cumplieron los supuestos distribucionales, se utilizaron análisis no paramétrico (Kruskal-Wallis). El nivel de significancia fue 0,05. El software estadístico utilizado fue Infostat 2011p (Di Rienzo *et al.* 2009).

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1 Relación entre la generación del olor, temperatura, pH y las características físico-químicas

La Figura 3, describe la generación de olor y concentración de amonio, en función de la temperatura (literal a) y pH (literal b). En el literal a, se puede observar incremento en la generación del olor que va de 112 – 10 D-T a 20 $^{\circ}\text{C}$ a 960 – 6 D-T a 55 $^{\circ}\text{C}$, mientras disminuye el NH_4^+ de 5604 – 3177 mg/L a 20 $^{\circ}\text{C}$ a 5020 – 2283 mg/L a 55 $^{\circ}\text{C}$. El incremento en la generación del olor al aumentar la temperatura de almacenamiento, suele relacionarse con la disminución de la solubilidad de odorantes (AGVs y NH_3), presentes en la fase acuosa. Por lo antes mencionado, se pudo observar que la relación entre la disminución de la concentración de N-NH_4^+ y aumento del olor con la temperatura, puede incrementar el NH_3 (Hansen *et al.*, 1998). Por otro lado, cambios en el pH (literal b) no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$) en cuanto a la generación

de olor, excepto con a pH 6, que mostró un incremento de olor entre 960 – 10 D.T y disminución del $N-NH_4^+$ de 5412 – 2797 mg/L.

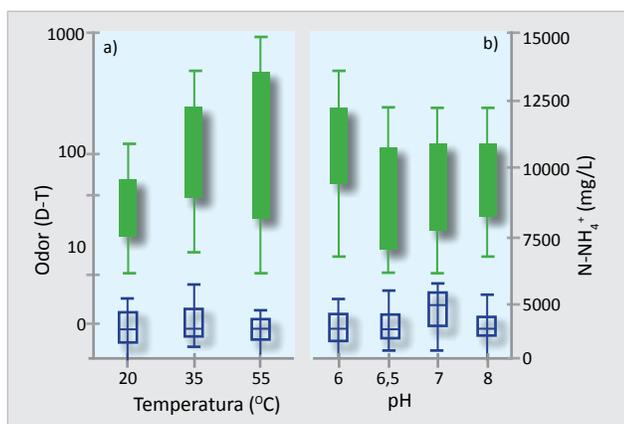


Figura 3. Relación de la generación del olor y la concentración de amonio ($N-NH_4^+$) a) desde la variación de la temperatura b) desde la variación de pH □ Amonio ■ Olor.

Para la Figura 4, se resume la generación de olor en función y relación de A_i/A_T en función de la temperatura (literal a) y pH (literal b). Los resultados en el literal a mostraron, que el olor incrementó que incrementa de 112 – 10 D-T a 20°C a 960 – 6 D-T a 55°C, incrementa la relación de A_i/A_T incrementa de 0,3 – 0,5 a 20°C a 0,4 - 0,8 a 55°C. También se observó, que los mayores valores de A_i/A_T , se encontraron al pH 6,0 (literal b) de almacenamiento. Esto se debe a que a este pH de almacenamiento se optimizó para la producción de AGVs (Espinoza-Escalante *et al.*, 2009; Ugwuanyi *et al.*, 2005). En definitiva, la mayor generación de olor se obtuvo a temperatura 55 °C y pH 6,0; lo cual tiene relación con el pH y temperatura óptimos para la generación de AGVs.

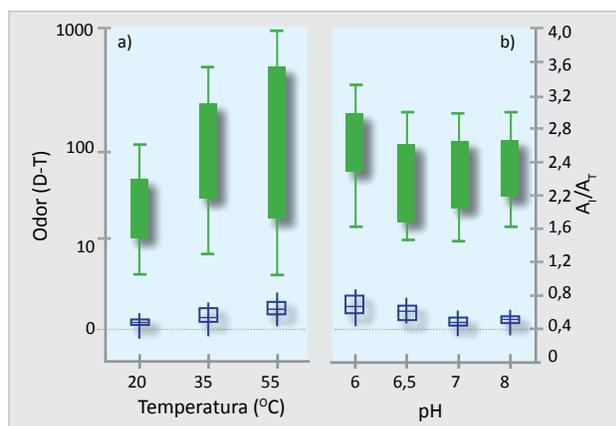


Figura 4. Relación de la generación de olor y el cociente de alcalinidad (A_i/A_T) a) desde la variación de temperatura b) desde la variación de pH. □ Relación A_i/A_T ■ Olor.

4. CONCLUSIONES

El aumento de la temperatura a niveles mesofílicos-termofílicos, durante el almacenamiento del purín, intensifica la producción de olor y una disminución del pH a niveles ácidos (< 6), provoca una mayor generación de olor, respecto a la que produciría el amoníaco. Los mayores valores de olor (1920 - 6 D-T) se registraron a pH 6,0; los cuales se fueron incrementando con el aumento de la temperatura. Este fenómeno se puede asociar a la producción de AGVs. Por otro lado, la generación de olor, tiene relación directa con el aumento de la temperatura ($R^2 = 0,992$), encontrándose, que existe un aumento aproximado de 7,98 D-T/°C. Además, existe una relación directa entre la relación A_i/A_T y la generación de olor ($R^2 = 0,959$). Por un aumento de la relación A_i/A_T en 0,1 existe un incremento de 9,76 D-T de olor.



Finalmente, se determinó que existe una relación indirecta entre la concentración de N-NH_4^+ y la generación de olor ($R^2 = -0,996$). Por una disminución de la concentración de N-NH_4^+ en 0,1 g/L existe un incremento de 8,78 D-T de olor.

5. REFERENCIAS

- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Pollution Control Federation (WPCF) 1998. Standard methods for examination of water and wastewater 16th ed. Washington.
- Blanes-Vidal V., Hansen M.N., Adamsen A., Feilberg A., Pedersen S., Jensen B. 2009. Characterization of odor released during handling of Swine slurry: part II. Effect of production type, storage and physicochemical characteristics of the slurry. *Atmospheric Environment*, **43**, 3006-3014.
- Campos A. 2001. Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Departament de Medi Ambient i Ciències del sòl. Universitat de Lleida.
- Di Rienzo, J. Casanoves F., Balzarini M., González L., Tablada M., Robledo C. 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Environmental Protection Agency (EPA), 2001. Odour Impacts and Odour Emission Control Measures for Intensive Agriculture, Environmental Research R&D report series N°14.
- Espinoza-Escalante, M., Pelayo-orti, C., Gutie, H., Gonza, Y., 2009. Anaerobic digestion of the vinasses from the fermentation of Agave tequilana Weber to tequila: The effect of pH, temperature and hydraulic retention time on the production of hydrogen and methane. *Biomass and Bioenergy*, **33**, 14-20.
- Frenchen F. 2010. State of art of odour Measurement. Dept. Of Sanitary and Environmental Engineering, University of Kassel, Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, Germany.
- Hafner S., Bisogni J. 2009. Modeling of ammonia speciation in anaerobic digesters. *Water Research*, **43** (17), 4105-4114.
- Hansen H., Angelidaki I., Ahring B. 1998. Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. *Water Research*, **32** (1), 5-12.
- Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA), 2005. Recomendaciones técnicas para la gestión ambiental en el manejo de purines de la explotación porcina.
- Mackie R., Stroot P., Varel V. 1998. Biochemical identification and biological origin of key odor components in livestock waste. *Journal of Animal Science*, **76**, 1331-1342.
- Mosquera A. 1998. Eliminación biológica de carbono y nitrógeno de efluentes de la industria conservera de productos marinos. Tesis para optar al grado de Doctor, Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Santiago de Compostela, España.
- Ripley L., Boyle W., Converse J. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, **58**, 406-411.
- Schiffman S. Bennett J., Raymer J. 2001. Quantification of odors and odorants from swine operations in North Carolina. *Agricultural and Forest Meteorology*, **108**, 213-240.
- Ugwuanyi J., Harvey L., McNeil B. 2005. Effect of digestion temperature and pH on treatment efficiency and evolution of volatile fatty acids during thermophilic aerobic digestion of model high strength agricultural waste. *Bioresource Technology*, **96** (6), 707-19
- Water Pollution Control Federation (WPCF), 1966. Anaerobic Sludge Digestion-Mop 16. *Journal Water Pollution Control Federation*, **38**, 1683-1702.
- Wayne D. 2000. Air pollution engineering manual. New York: Van Nostrand Reinhol.
- Wing S., Wolf S. 2000. Intensive livestock operations, health, and quality of life among eastern North Carolina residents. *Environmental Health Perspectives*, **108**, 233-238.



CIENCIA AMBIENTAL
INNOVACIÓN
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN

2. TECNOLOGIAS APLICABLES PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES

LAGUNAS ANAEROBICAS: SISTEMAS DE TRATAMIENTO O ALMACENAMIENTO DE PURINES



LAGUNAS ANAEROBICAS: SISTEMAS DE TRATAMIENTO O ALMACENAMIENTO DE PURINES

Guillermo Pozo¹, Daniela López¹, José Luis Campos² y Gladys Vidal¹

¹Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

²Departamento de Ingeniería Química, Escuela Técnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, c/Lope Gómez de Marzoa, E-15782, Santiago de Compostela, España.

1. INTRODUCCION

En Chile las lagunas de estabilización han sido concebidas como sistemas de tratamiento de purines, si bien la degradación anaeróbica de purines presenta una serie de ventajas, en particular sistemas de lagunas pueden sufrir el impacto de las condiciones climáticas locales influyendo en la performance del sistema (Mende *et al.*, 1995). La actividad metanogénica del lodo presente en las lagunas anaeróbicas, está relacionada a la capacidad transformadora del lodo para convertir la materia orgánica del purín en metano, se expresa como gDQO/gSSV-d. La actividad metanogénica máxima depende de las condiciones experimentales aplicadas tales como: temperatura, pH, concentración y composición del sustrato y finalmente la concentración del lodo anaeróbico y su adaptación al sustrato (Soto *et al.*, 1993). La temperatura, en particular, presenta un rol clave en el funcionamiento de tal sistema, ya que los procesos bioquímicos de digestión anaeróbica son altamente dependientes de esta variable. Se ha evidenciado una baja degradación anaerobia a temperaturas por debajo 15°C, debido a que el crecimiento y el metabolismo óptimo de los microorganismos anaeróbicos es entre 20 – 40°C. A una temperatura entorno a los 35°C es posible obtener la máxima concentración de CH₄ en el rango mesofílico (Chae *et al.*, 2008). Datos operacionales sobre de la influencia de la temperatura y las condiciones climáticas, en lagunas anaeróbicas que tratan aguas residuales ha sido reportada por Cullimore *et al.*, 1985; Papadopoulos *et al.*, 2003 y Nelson *et al.*, 2004. Sin embargo,

estudios que evalúen el tratamiento de purines con lagunas no han sido abordados en Chile. En este sentido, los objetivos de este trabajo fueron evaluar las condiciones del lodo presente en la laguna anaeróbica de tratamiento o almacenamiento de purines, la actividad metanogénica y concentración, como también de acuerdo a las condiciones climáticas del lugar, evaluar mediante balances de energía el aumento de temperatura dentro de la laguna durante la operación de este sistema y si este estuviese cubierto, durante los años 2008, 2009 y 2010, considerando datos meteorológicos como temperaturas, radiación y velocidad del viento, con la finalidad de evaluar la factibilidad del proceso. A partir de esta información y de datos de eficiencias de depuración de materia orgánica, se pretender responder a la pregunta si de acuerdo a estas condiciones la laguna anaeróbica es de tratamiento o de almacenamiento de purines.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1 Muestreo

Se tomaron muestras de lodo en nueve puntos de la laguna anaeróbica como se describe en la Figura 1. Las muestras se obtuvieron del fondo de la laguna en duplicado para tener la certeza que fuesen representativas para el posterior análisis de concentración y actividad metanogénica del lodo anaeróbico.

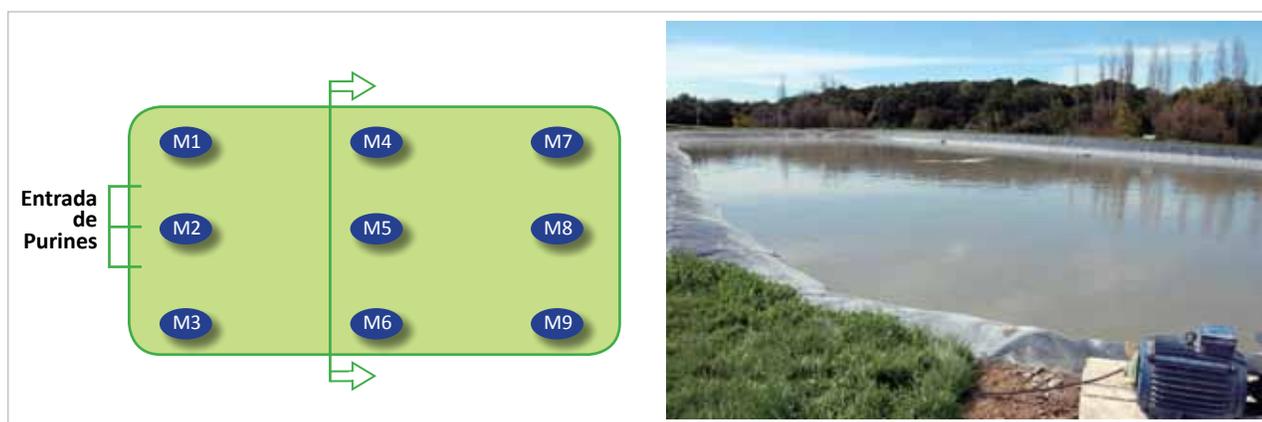


Figura 1. Localización de muestreo e imagen de laguna anaeróbica.

2.2 Caracterización del lodo anaeróbico

- Caracterización de la biomasa. Las muestras fueron caracterizadas en cuanto a concentración sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV) (APHA, 1985).
- Actividad metanogénica. Para evaluar la viabilidad de la activación de la laguna anaeróbica fue necesario evaluar las características del lodo a inocular, tales como: concentración de sólidos suspendidos volátiles y actividad metanogénica específica (Soto *et al.*, 1993). La adecuada operación de una laguna anaeróbica exige la determinación periódica de estos parámetros. Dado que en la práctica se observan importantes diferencias en la actividad metanogénica de lodo anaeróbico dependiendo de la procedencia, se hace imprescindible la determinación de la actividad del lodo que se va a inocular o la del lodo el cual se activará en una laguna de tratamiento. Un control periódico de la actividad del lodo permite detectar tempranamente el deterioro del lodo

debido a toxicidad, deficiencia de nutrientes, acumulación de sólidos suspendidos, etc.

- Cantidad total del lodo en la laguna anaeróbica. Para conocer la actividad metanogénica total que dispone la laguna, es necesario poder cuantificar la cantidad total de biomasa determinando las alturas de sedimento.

2.3 Ensayos de actividad metanogénica

Los ensayos de actividad metanogénica se realizaron en 12 reactores de 126 mL con 100 mL de volumen útil en la que cada una de ellas fue conectada a un frasco de Mariotte con solución alcalina de NaOH 25 g/L. El biogás es recogido en el sistema de medición, el CO₂ contenido en el gas es absorbido en el medio básico por formación de carbonato, y sólo el CH₄ desplaza un volumen equivalente de líquido como se presenta en la Figura 2.

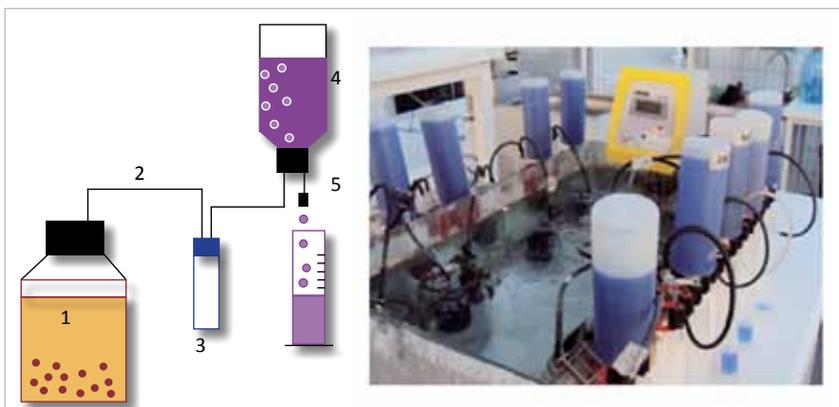


Figura 2. Ensayo de actividad metanogénica del lodo de la laguna de tratamiento de purines. 1. Bioreactor, 2. Salida del biogás, 3. Cámara de seguridad, 4. Frasco de Mariotte, 5. Probeta con volumen de metano desplazado.

Se transfiere lodo desde los distintos puntos de muestreo a los reactores que contenían una mezcla de agua, nutrientes y ácidos grasos volátiles (AGV). En seguida se adiciona solución de $\text{Na}_2\text{S}\cdot 9\text{H}_2\text{O}$ para conservar medio anaeróbico y se mantiene el pH en 7,0 con solución de NaOH 5 mol/L. Los reactores son tapados sin ejercer presión suministrando $\text{N}_2(\text{g})$ durante 30 segundos, luego son introducidas a un baño termoregulado a temperatura $37^\circ\text{C}\pm 1$. Posteriormente son medidos periódicamente los volúmenes desplazados de solución de NaOH que corresponden al volumen de metano desplazado y los cuales se emplean para el cálculo de la actividad metanogénica durante el tiempo de la reacción.

La actividad metanogénica es expresada como $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ y fue calculada a partir de la velocidad máxima de producción de metano ($d\text{VCH}_4/dt$), la cual es expresada como mLCH_4/d . El cálculo se realizó a partir de la Ecuación 1 según lo describe Field *et al.* (1988).

Ecuación 1

$$Ac_{\text{mCH}_4} (\text{g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SSV}\cdot\text{d}) = (d\text{VCH}_4/dt) / (X_0 V_R f_1)$$

Donde:

- Ac_{mCH_4} : Actividad metanogénica ($\text{g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SSV}\cdot\text{d}$)
- V_{CH_4} : Producción acumulada de volumen de metano (mL)
- t : Tiempo (d)
- X_0 : Concentración inicial del inóculo ($\text{g SSV}/\text{L}$)
- V_R : Volumen útil del reactor (L)
- f_1 : Factor de conversión ($\text{mL CH}_4/\text{gDQO}$)

2.4 Cantidad total del lodo en la laguna anaeróbica

Para conocer la actividad metanogénica total que dispone la laguna es necesario poder cuantificar la cantidad total de biomasa, determinando las alturas de sedimento y la concentración de biomasa. En la Figura 3 se muestran fotografías del muestreo y de la medición de altura del lodo en la laguna de almacenamiento de purines.



Figura 3. Muestreo de la laguna de almacenamiento y medición de altura de lodo.

2.5 Balance energético en la laguna de tratamiento

El balance energético considero los datos obtenidos de la Estación Meteorológica ubicada en el plantel de engorda de cerdos, donde se encuentra la laguna de tratamiento. La ecuación general del balance de energía consideró las siguientes simplificaciones:

1. No hay acumulación de energía dentro del sistema
2. No hay generación de energía dentro del sistema
3. No se consume energía dentro del sistema

Si introducimos esas simplificaciones la ecuación se reduce a:
 Transferencia de energía a través = Transferencia de energía
 de la laguna fuera de la laguna

$$\text{Radiación absorbida} + \text{Condensación} + \text{Calor sensible} + \text{Conducción} = \text{Radiación reflejada} + \text{Evaporación} + \text{Calor sensible} + \text{Conducción} = 0$$

Al introducir la suposición que la laguna presentase una cubierta, la ecuación se reduce a:

Calor radiación incidente = Calor radiación reflejada + convección emitida ambiente + Calor radiación adsorbida + Convección adsorbida agua.

$$\text{Radiación incidente} = G (T_{\text{cubierta}}^4 - T_{\text{ambiente}}^4) + h_{\text{aire}} (T_{\text{cubierta}} - T_{\text{ambiente}}) + G (T_{\text{cubierta}}^4 - T_{\text{agua}}^4) + h_{\text{agua}} (T_{\text{cubierta}} - T_{\text{agua}})$$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Concentración y actividad metanogénica del lodo de laguna de tratamiento

En la Figura 4 se presentan las dimensiones y profundidad de la laguna de tratamiento de purines, las cuales se determinaron para cuantificar la profundidad y cantidad del lodo dentro de la laguna. Con respecto al muestreo de la laguna se evidenció lodo sólo en los puntos M4, M5 y M6.

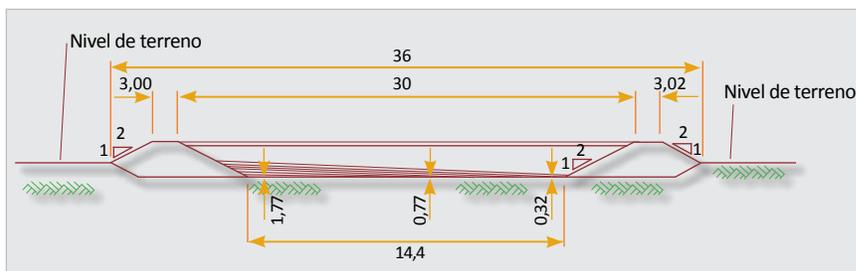


Figura 4. Dimensiones y profundidad de la laguna de tratamiento de purines.
a) Corte Transversal M4, M5, M6 donde se muestra la profundidad del lodo.

La Tabla 1, muestra el comportamiento de la eficiencia de eliminación de carga orgánica medida como DBO₅ y DQO a un tiempo de retención del efluente en la laguna de 81 d. Los resultados, muestran que las máximas eficiencias de biodegradación del efluente fueron del orden de 81.2% de eliminación de DBO₅. La eficiencia de eliminación de DQO que considera la materia orgánica recalcitrante a la biodegradación, fue de un 79.6%.

Tabla 1. Eficiencias de eliminación de materia orgánica en laguna de tratamiento de purines.

Parámetros	Unidades	Entrada	Salida	Eficiencia (%)
DQO _T	g O ₂ /L	36.80 ± 2.0	5.84 ± 3.05	84.13
DQO ₅	g O ₂ /L	20.48 ± 3.47	4.17 ± 3.47	79.66
DBO ₅	g O ₂ /L	2.55 ± 0.47	0.48 ± 0.36	81.18

Valores corresponden a 6 determinaciones.

En la Tabla 2 se presentan los resultados de la concentración y actividad metanogénica de la biomasa en la laguna de tratamiento. En la Tabla 3 se muestran actividades metanogénicas de lodos anaeróbicos obtenido desde distintas fuentes, como comparación de la actividad metanogénica obtenida del lodo de la laguna de tratamiento de purines.

Tabla 2. Cantidad y actividad de lodo biológico presente en la laguna.

Muestras	Altura de purines (m)	Altura de lodo (m)	Concentración de lodo (kgSSV/m ³)	Actividad metanogénica (kgDQO _{CH₄} /kgSSV-d)
M4	2	1,77	75,12 ± 8	0,0028-0,0091
M5	3	0,77	80,52 ± 4	0,0037-0,0264
M6	3,5	0,32	77,59 ± 3	0,0034-0,0148

Tabla 3. Actividad metanogénica y concentración de lodos anaeróbicos de varias fuentes a temperatura de 30°C.

Fuente (o tipo)	Actividad metanogénica kgDQOCH ₄ /kgSSV-d	Concentración kgSSV/m ³
Lodo Granular	0,500 a 1,500	70 a 120
Lodo Doméstico Digerido	0,020 a 0,200	15 a 40
Estiércol Digerido	0,020 a 0,080	20 a 80
Lagunas Anaerobias	0,03	30
Estiércol Fresco	0,001 a 0,020	30 a 140
Fango de Río	0,002 a 0,005	20 a 50

A continuación se esquematiza en la Figura 5 los procesos bioquímicos que involucran la biodegradación de materia orgánica de los purines en condiciones anaeróbicas, se muestra la carga orgánica que ingresa a la laguna, la actividad metanogénica presente y los requerimientos de temperatura requeridos para el proceso.

3.2 Balance energético en laguna anaeróbica

Considerando que el 5% del calor absorbido queda retenido en la laguna, la capacidad calorífica del agua es 4180 J/kg-K, la laguna de tratamiento presenta un área de 1800 m² y 100m³ de purines son alimentados diariamente en la laguna de tratamiento. Se realizó el balance energético de acuerdo a las condiciones climáticas extremas donde se encuentra la laguna de tratamiento, para el año 2008, 2009 y 2010 encontrando un aumento de T° de 3,5°C durante el verano de 2008 y 2009, considerando las pérdidas y ganancias de calor. El incremento de temperatura en la laguna durante el año 2009 y considerando la radiación absorbida en W/m² se muestra en la Figura 6. También se estudió un balance energético para una laguna cubierta, encontrando que la temperatura de la cubierta es la misma a la ambiental debido a las pérdidas y ganancias de calor, considerando un coeficiente de convección aire de 43 W/m²-h, coeficiente de convección agua de 10 W/m²-h y una temperatura de agua de 20°C.

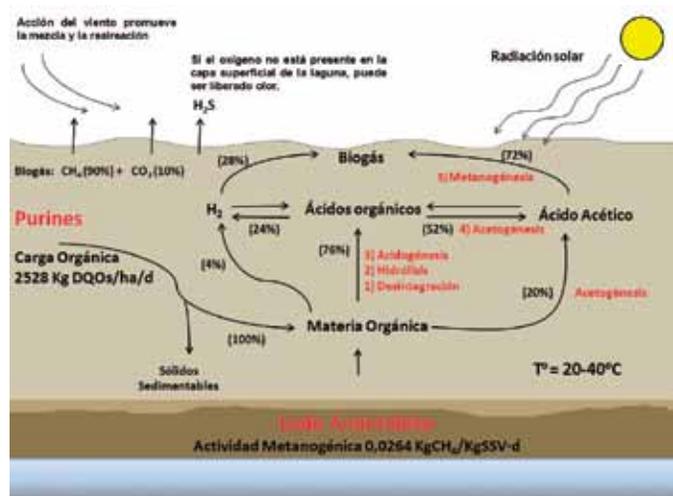


Figura 5. Procesos bioquímicos en lagunas anaeróbicas.

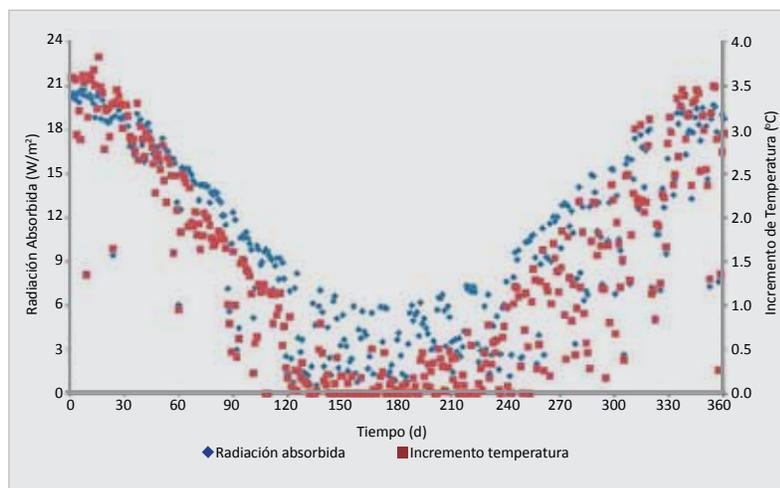


Figura 6. Incremento de Temperatura en laguna anaeróbica año 2009. ◊ Radiación absorbida, ■ Incremento Temperatura.



4. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados presentados, se encontró que en sólo los puntos muestreados M4, M5 y M6 se evidenció presencia de lodo. La actividad metanogénica del lodo presente en la laguna de almacenamiento de purines de un plantel de engorda de cerdos de la VIII región de Chile fue similar a los encontrados en el estiércol fresco. Esta baja actividad metanogénica también se ve reflejado en las eficiencias de eliminación de materia orgánica, que no superan el 85% para un tiempo de retención hidráulico de 81 días.

El balance energético determinó un aumento de T° de $3,5^{\circ}\text{C}$ durante el verano de 2008 y 2009, considerando las pérdidas y ganancias de calor para la laguna anaeróbica, lo que no es suficiente para aumentar la actividad de los microorganismos, que degradan la materia orgánica de los purines de cerdo. El balance energético considerando una cubierta en la laguna, determinó que la temperatura de la cubierta es la misma a la ambiental debido a las pérdidas y ganancias de calor. Debido a ello, como consideraciones para la reactivación de una laguna anaeróbica es importante monitorear las condiciones del lodo en el sistema, y lo más importante si se plantea la utilización de lagunas anaeróbicas para el tratamiento de purines son las condiciones climáticas locales, debido a que la temperatura, en particular, presenta un rol clave en el funcionamiento de tal sistema, ya que procesos fisicoquímicos y biológicos son altamente dependiente de las condiciones climáticas del lugar.

5. REFERENCIAS

- APHA-AWWA-WPCF. 1985. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th Ed, Washington DC.
- Chae K., Jang A., Yim S., Kim I. 2008. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology*, **99** (1), 1-6.
- Cullimore R., Maule A., Mansuy N. 1985. Ambient temperature methanogenesis from pig manure waste lagoons: Thermal gradient incubator studies. *Agricultural Wastes*, **12** (2), 147-157.
- Field J., Sierra A., Lettinga G. 1988. Ensayos anaeróbicos. Proc of 4th Ed. Symp. On Wastewater Anaerobic Treatment, Valladolid, Spain, 52-81.
- Mende B., do Nascimento J., Pereira I., Bailey G., Lapa N., Morais J., Oliveira, S. 1995. Efficiency of removal in stabilization ponds. Influence of climate. *Water Science and Technology*, **31** (12), 210-229.
- Nelson K., Jimenez B., Tchobanoglous G., Darby J. 2004. Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. *Water Research*, **38** (1), 111-127.
- Papadopoulos A., Parisopoulos G., Papadopoulos F., Karteris A. 2003. Sludge accumulation pattern in an anaerobic pond under Mediterranean climatic conditions. *Water Research*, **37** (3), 634-644.
- Soto M., Méndez R., Lema J.M. 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity test. Theoretical basis and experimental set up. *Water Research*, **27** (8), 1361-1376.



TECNOLOGIA AMBIENTAL
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN
INNOVACIÓN

2. TECNOLOGIAS APLICABLES PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES
DIGESTION ANAEROBICA DE PURINES DE CERDO



DIGESTION ANAEROBICA DE PURINES DE CERDO

Marisol Belmonte¹, Chia-Fang Hsieh¹, Cindy Figueroa¹, Diana Catalina Rodriguez², José Luis Campos³, Gladys Vidal¹

¹Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

²Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

³Departamento de Ingeniería Química, Escuela Técnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, c/Lope Gómez de Marzoa, E-15782, Santiago de Compostela, España.

1. INTRODUCCION

La producción intensiva de cerdos, tiene como principal problema la gestión ambiental y disposición final de sus residuos, los purines. Esto debido a las características que presentan los purines de cerdo tanto físico-químicas, como microbiológicas y toxicológicas, las cuales varían de acuerdo a las condiciones de cada plantel. De acuerdo a esto, los purines porcinos presentan altas cantidades en sólidos, materia orgánica (demanda química de oxígeno o DQO, demanda biológica de oxígeno o DBO₅), nutrientes (nitrógeno orgánico, nitrógeno total o NT, amonio o NH₄⁺, fósforo total o PT), patógenos, y microcontaminantes (antibióticos), entre otros los cuales dificultan la utilización de este residuo en suelos, sin previa estabilización, debido al riesgo ambiental y a la salud humana (Choi, 2007). Para minimizar dichos riesgos, este sector productivo ha venido desarrollando diversas estrategias de gestión integrada, desde gestión en el origen (animal), hasta la aplicación de diversas tecnologías para el tratamiento de los purines porcinos y su revalorización como sub-producto (fertilizante de suelos, obtención de energía) (Bonmatí and Magrí, 2007). La aplicación de un sistema u otro tendrá relación con las características de cada plantel, y el objetivo final de dicha estrategia: tratamiento y/o revalorización, como se muestra en la Figura 1.

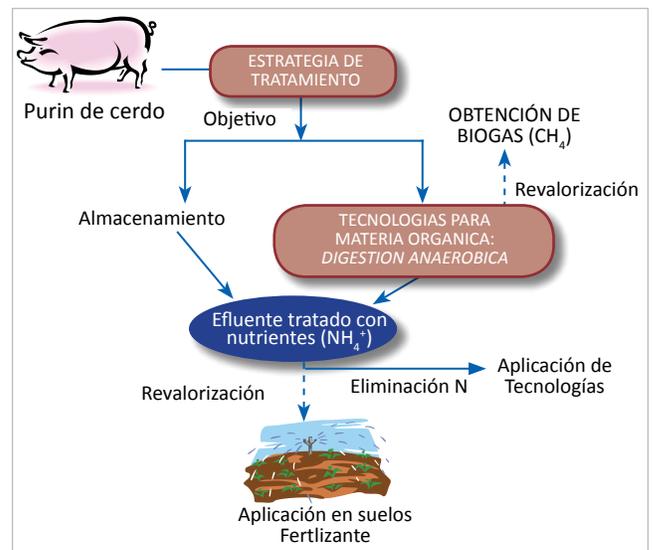


Figura 1. Alternativas de gestión de tratamiento para purines de cerdo.

Las tecnologías más aplicadas para eliminar el contenido de materia orgánica en purines porcinos, corresponde al proceso de digestión anaeróbica (Choi, 2007). Este proceso, consiste en la transformación de la materia orgánica en biogás, bajo condiciones en ausencia de oxígeno. Dicho biogás, está compuesto principalmente por metano (CH₄: 55 – 75%) que constituye una fuente de energía, y dióxido de carbono (CO₂: 25 – 35%) (Chynoweth *et al.*, 1998). Este proceso se realiza

en varias etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis, metanogénesis), y por diversos grupos de microorganismos, donde las bacterias metanogénicas son las encargadas de la producción de CH_4 (Angelidaki *et al.*, 2011). La eficiencia global del proceso para producir CH_4 , así como la actividad de las bacterias metanogénicas, se ve afectado por distintos factores como: temperatura, pH, alcalinidad, nutrientes (presencia de amonio libre o NH_3), potencial redox, compuestos inhibidores como ácidos grasos volátiles (AGV), metales pesados, entre otros (Chynoweth *et al.*, 1998). La tecnología de tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) ha sido la más utilizada para la aplicación de este proceso en purines de cerdo, con una eficiencia de eliminación de la DQO > 70%. No obstante, estos sistemas resultan ineficientes para eliminar el nitrógeno (N) presente en el purín de cerdo, obteniendo un efluente tratado con una relación DQO/N entre 2 y 10 g/g, y con un alto contenido en amonio (> 500 mg/L). Este efluente, puede ser revalorizado y aplicado en suelos como fertilizante, dependiendo de la calidad y las exigencias ambientales. De lo contrario, la estrategia debe ser orientada a la eliminación del N. De acuerdo a esto, el objetivo del presente trabajo tiene relación a la aplicación del proceso de digestión anaeróbica para eliminar la materia orgánica presente en purines de cerdo. Para ello se evaluó primero la potencial toxicidad metanogénica de un purín de cerdo, para su posterior tratamiento en un sistema UASB.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Efluente

El efluente utilizado, corresponde a la fase líquida de un purín de cerdo proveniente de un plantel de engorda de cerdos (Rodríguez *et al.*, 2011). El efluente fue obtenido a la salida del tratamiento primario (separador de sólidos).

2.2. Inóculo

El inóculo utilizado en este estudio (lodo granular), provino de un sistema anaeróbico UASB empleado para el tratamiento de aguas residuales de la industria cervecera. La actividad metanogénica inicial del lodo ($\text{g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV}\cdot\text{d}$), fue estimada según el protocolo descrito por Soto *et al.* (1993). La concentración de biomasa, expresada como sólidos suspendidos volátiles (SSV), utilizada para los distintos experimentos de digestión anaeróbica, fue de 5 g SSV/L.

2.3. Digestión anaeróbica

-*Ensayos de toxicidad metanogénica* (Figura 2). Estos ensayos fueron realizados en botellas de 100 mL de volumen útil, usando como sustrato una mezcla de AGV (ácido acético, propiónico y butírico) como se describe en Soto *et al.* (1993). La producción de CH_4 , fue medido por desplazamiento de una solución alcalina (NaOH 2,5%). Para garantizar las condiciones anaeróbicas, cada botella fue burbujeada con N_2 gas durante 3 min a presión de 1,5 Pa. Los ensayos se realizaron a una temperatura de 37 °C, y en triplicado. Cada botella contenía: lodo anaeróbico (5 g SSV/L), AGV (3,8 g DQO/L), solución de nutrientes (Belmonte *et al.*, 2011), solución de $\text{Na}_2\text{S}\cdot 9\text{H}_2\text{O}$ (100 mg/L), y efluente de purín de cerdo (dilución: 50 o 100% v/v).

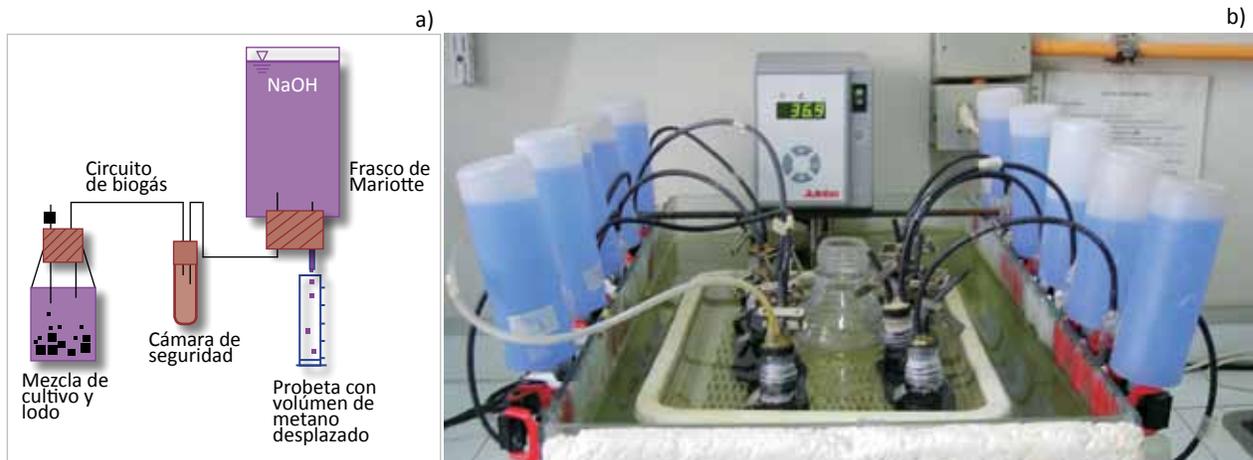


Figura 2. Ensayo de toxicidad metanogénica, a) esquema, y b) montaje del ensayo.

Cada ensayo involucró tres alimentaciones sucesivas. Durante la primera y segunda alimentación, el lodo fue expuesto al medio que contenía AGV y efluente de purín de cerdo como sustrato. Mientras que, la tercera alimentación sólo contenía AGV.

- *Operación de un sistema UASB* (Figura 3). Se utilizó un reactor UASB de 2,5 L de volumen útil (relación altura/diámetro: 7), inoculado con 5 g SSV/L de lodo anaeróbico. El reactor fue instalado en una cámara a temperatura controlada a 37° C, y alimentado de manera ascendente con efluente de purín porcino. En la parte superior del reactor, se localiza un separador de tres fases (sólido-líquido-gas). La estrategia operacional del reactor, fue aumentar progresivamente la velocidad de carga orgánica (VCO) (dilución: 1:10; 1:5; 1:2; sin dilución) en el sistema, para evitar la inhibición de las bacterias metanogénicas, debido a una sobrecarga orgánica, manteniendo un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 10 d.

2.4. Métodos analíticos

Para el seguimiento del sistema discontinuo (ensayos de toxicidad) y continuo (UASB), se analizaron muestras totales y soluble (sin filtrar y filtradas). Las muestras denominadas solubles, fueron filtradas mediante membranas Gelman de 0,45 μm de tamaño de poro. Los parámetros evaluados fueron: DQO_7 , DBO_5 , sólidos suspendidos totales (SST), SSV, N_r , N-NH_4 ; P_r , de acuerdo a lo descrito en el *Standard Methods* (APHA, 2005). Parámetros como: pH, conductividad eléctrica (CE) y potencial redox fueron medidos mediante electrodos (Oakton PC650). La alcalinidad fue determinada según lo descrito por Ripley (1986). El NH_3 fue estimado según Anthonisen *et al.* (1976). Mientras que, la distribución del peso molecular (PM) se realizó mediante ultrafiltración (UF) (Micro-Prodicon UHP 75) de acuerdo a lo establecido por Vidal *et al.* (2001). Se emplearon tres membranas de celulosa cuyo PM nominal fue de 10000, 5000 y 1000 Da.

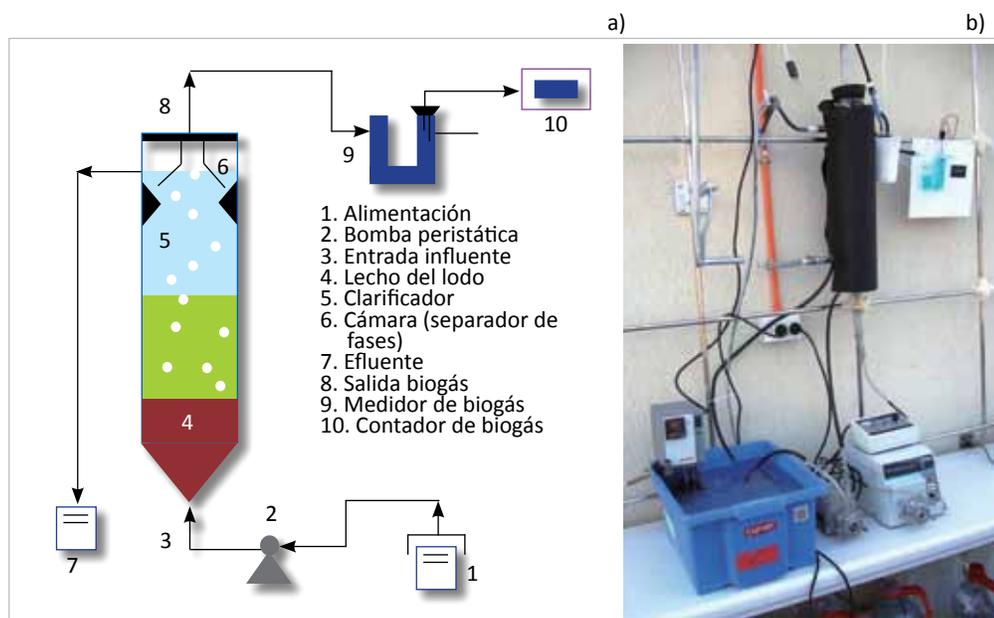


Figura 3. Reactor UASB: a) esquema del sistema, y b) montaje del reactor.

2.5. Cálculos

- *Ensayos de toxicidad metanogénica.* La actividad metanogénica (AC_m) fue determinada de acuerdo a la siguiente ecuación (1) (Campos *et al.*, 2008):

Ecuación 1

$$AC_m (g DQO/g SSV \cdot d) = \frac{R}{f \cdot V \cdot [SSV] (g SSV/L)}$$

Dónde: R , es la tasa de producción de CH_4 ($mL CH_4/d$), f es el factor de conversión de CH_4 a g DQO ($385 mL CH_4/g DQO$), V es el volumen de la fase líquida ($0,1 L$), y $[SSV]$ es la concentración de lodo ($g SSV/L$). Los resultados fueron expresados en porcentaje de AC_m ($\% AC_m$) en relación a la AC_m del control (con AGV), de acuerdo a la siguiente expresión (2):

Ecuación 2

$$\%AC_m = \frac{AC_m(ensayos)}{AC_m(control)} \cdot 100$$

Dónde: $AC_m^{(ensayos)}$ es la actividad metanogénica de cada ensayo, $AC_m^{(control)}$ es la actividad metanogénica del control (específica del lodo). El $\%AC_m$ fue obtenido a partir de la concentración de DQO del purín de cerdo utilizada en cada ensayo, en orden de calcular la concentración de inhibición al 50% de las bacterias metanogénicas (CI_{50}), mediante interpolación de los resultados (Belmonte *et al.*, 2011).

- *Sistema UASB.* A partir del valor de AC_m específica del lodo, obtenido mediante los experimentos anteriores, fue estimada de la velocidad de carga orgánica máxima (VCO_m : g DQO/g SSV·d) para el diseño del reactor UASB, esto mediante la siguiente expresión (3):

$$VCO_m (g DQO/L \cdot d) = \frac{AC_m (g DQO/g SSV \cdot d)}{[SSV] (g SSV/L)}$$

La eficiencia del sistema en la reducción de materia orgánica y otros compuestos, fue estimada de acuerdo a la siguiente expresión (4):



Ecuación 4

$$\%E = \frac{(Q_e \cdot C_e - Q_s \cdot C_s)}{(Q_e \cdot C_e)} \cdot 100$$

Donde: %E corresponde al porcentaje de eliminación; Q_e es el caudal de entrada (L/d); Q_s es el caudal de salida (L/d) C_e es la concentración del compuesto a la entrada del sistema; y C_s es la concentración del compuesto a la salida del sistema (g/L). La producción de biogás generado en el proceso, fue estimada a través de un balance de masa, de acuerdo a la siguiente expresión (5):

$$Q_e \cdot DQO_e = Q_s \cdot DQO_s + B + G$$

Donde: Q_e y Q_s son los caudales de entrada y salida del sistema (L/d); DQO_e y DQO_s , son la concentración de materia orgánica expresada en g DQO/L (entrada y salida); B , es la materia orgánica transformada en biomasa (g DQO/d) ; y G , la materia orgánica convertida en biogás (g DQO/d).

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Ensayos de toxicidad metanogénica

La Figura 4, muestra los resultados obtenidos para los ensayos de toxicidad metanogénica del purín de cerdo. Los resultados demostraron que la CI_{50} para las bacterias metanogénicas, al utilizar purín de cerdo como sustrato, fue entre un 56 y 86%. Dicha inhibición, estaría relacionada principalmente a la presencia en el efluente de amonio libre (NH_3). Concentraciones sobre 35 mg/L de NH_3 , en el efluente de purín de cerdo, provocarían una disminución en la actividad de las bacterias metanogénicas.

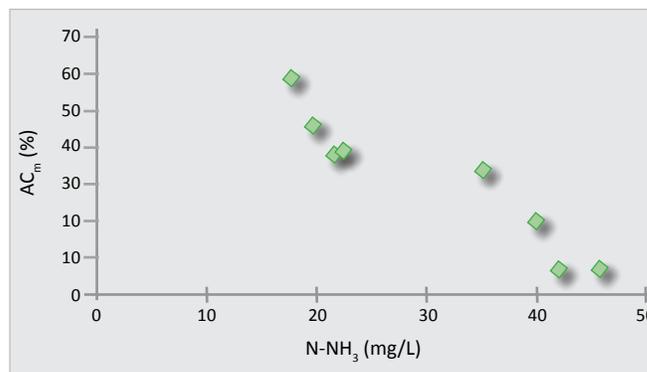


Figura 4. Evolución de la AC_m en relación a la concentración de NH_3 en el purín porcino.

Por otra parte, algunos autores (Guerrero *et al.*, 1997; Nielsen and Angelidaki, 2008; González-Fernández and García-Encina, 2009) señalan que la utilización de biomasa adaptada al purín de cerdo en la puesta en marcha y operación de reactores en continuo, permite reducir el efecto tóxico del NH_3 sobre la actividad metanogénica, incluso a concentraciones en el efluente por sobre 3 g/L de amonio.

3.2. Reactor UASB

A partir de la AC_m específica máxima (0,3 g DQO_{CH_4} /g SSV-d) del lodo granular utilizado como inóculo para los distintos experimentos, fue estimada la VCO máxima para el sistema UASB. Esto con el objetivo de evitar la inhibición de las bacterias metanogénicas, al utilizar como agua residual purín de cerdo. Dicho valor, fue estimado en 1,5 g DQO_7 /L-d, considerado dentro del rango según lo descrito por Nikolaeva *et al.* (2002) para el tratamiento anaeróbico de purines de cerdo. La Tabla 1, muestra los resultados obtenidos en cuanto a la eficiencia del reactor UASB para el tratamiento de purín de cerdo, al aumentar progresivamente la VCO en el sistema. La máxima

eficiencia de eliminación (> 80%) de los compuestos orgánicos (DQO_T, DQO_S, y proteínas) en el reactor UASB, se produjo durante la etapa III (VCO de 1,73 g DQO/L-d). Por otra parte, se observa que el sistema UASB presenta una baja eliminación de los compuestos nitrogenados (< 18%), por lo cual este sistema no es recomendado para eliminar el nitrógeno presente en purín de cerdo.

Tabla 1. Eficiencias (%E) del reactor UASB para el tratamiento de purín de cerdo.

Parámetro	Etapa			
	I	II	III	IV
Tiempo operación (d)	0-13	14-30	31-40	41-112
Relación dilución	1:10	1:5	1:2	NO
VCO (g DQO _T /L-d)	0,36 ± 0,21	0,56 ± 0,21	1,73 ± 0,07	2,84 ± 0,61
DQO _S (%)	53 ± 4	81 ± 5	86 ± 5	46 ± 3
DQO _T (%)	50 ± 8	79 ± 6	85 ± 10	40 ± 5
N-NH ₄ ⁺ (%)	18 ± 4	12 ± 3	8 ± 3	3 ± 1
Proteínas _S (%)	60 ± 2	70 ± 11	75 ± 21	38 ± 5

La Figura 5, muestra los resultados obtenidos en cuanto a la distribución de los distintos compuestos del purín de cerdo tratado mediante digestión anaeróbica (entrada y salida) (etapa IV de operación), según su peso molecular (PM) mediante la aplicación de ultrafiltración. Se observa que el purín de cerdo contiene un porcentaje elevado (> 30 %) de proteínas, materia orgánica y compuestos nitrogenados de PM entre 1000 y 5000 Da. La aplicación del proceso de digestión anaeróbica, provoca la degradación principalmente de la materia orgánica (DQO y DBO₅) hacia compuestos de menor PM (< 1000 Da). Así como también, la transformación del nitrógeno orgánico a nitrógeno en su forma reducida (N-NH₄⁺), obteniendo un efluente tratado con un alto contenido de amonio.

La Figura 6, muestra los resultados del balance de masa para la materia orgánica, durante las cuatro etapas de operación del reactor UASB. Se puede observar que durante la etapa III (VCO: 1,73 ± 0,07 g DQO/L-d) de operación, se produce la mayor eficiencia de eliminación de la materia orgánica (85%), obteniendo mayor biogás (65%).

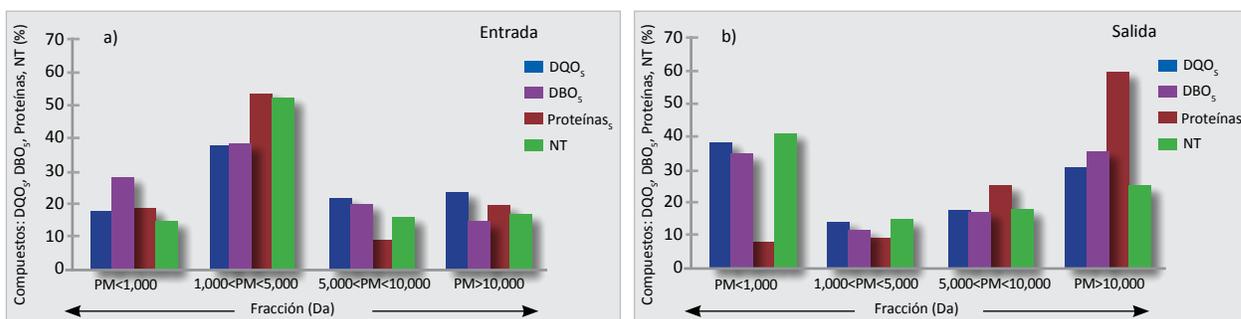


Figura 5. Distribución de los PM del purín de cerdo a la entrada y salida del reactor UASB.

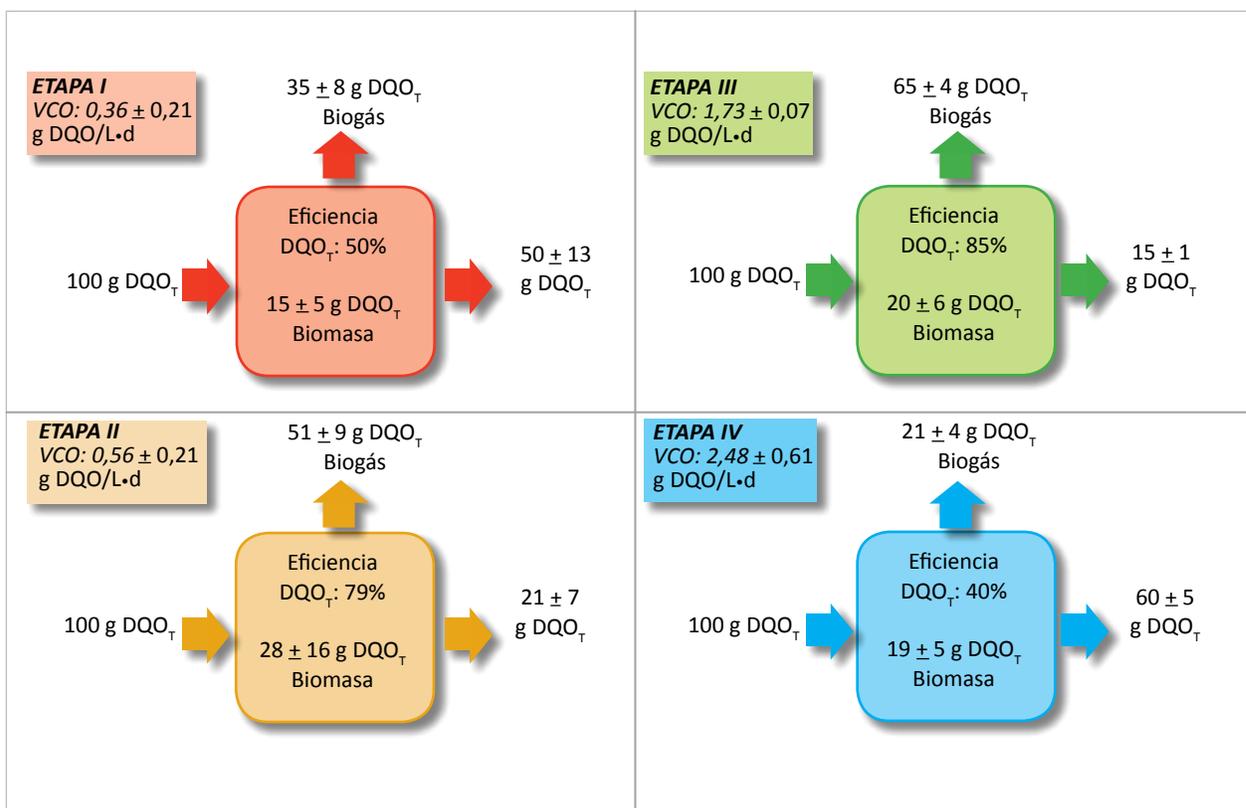


Figura 6. Balance de masa en relación a la DQO_T presente el efluente de purín de cerdo, para cada etapa de operación en el sistema UASB.

4. CONCLUSIONES

La aplicación del proceso de digestión anaeróbica permite eliminar la materia orgánica presente en el purín de cerdo hasta en un 85%, operando el sistema a VCO de 1,7 g DQO/L-d, minimizando los costes del tratamiento y obteniendo biogás. La utilización de biomasa adaptada a efluentes de purín de cerdo, sobre todo considerando la puesta en marcha de reactores en continuo, permitiría evitar la pérdida de actividad metanogénica debido a la presencia de NH_3 , como demuestran los ensayos de toxicidad metanogénica.

5. REFERENCIAS

- Angelidaki I., Karakashev D., Batstone D.J., Plugge C.M., Stams A.J.M. 2011. Biomethanation and its potential. *Methods in Enzymology*, **494**, 327-351.
- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **48**, S35-S52.
- APHA-AWWA-WPCF. 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21st ed., Washington.
- Belmonte M., Hsieh C.-F., Figueroa C., Campos J.L., Vidal G. 2011. Effect of free ammonia nitrogen on the methanogenic activity of the swine wastewater. *Electronic Journal of Biotechnology*, **14** (3), <http://dx.doi.org/10.2225/vol14-issue3-fulltext-11>.
- Bonmatí A., Magrí A. 2007. Tecnologías aplicables en el tratamiento de las deyecciones ganaderas: un elemento clave para mejorar su gestión. *Residuos*, **97**, 46-69.
- Campos E., Almirall M., Mtnez-Almela J., Palatsi J., Flotats X. 2008. Feasibility study of the anaerobic digestion of dewatered pig slurry by means of polyacrylamide. *Bioresource Technology*, **99** (2), 387-395.
- Choi E. 2007. Piggery waste management: towards a sustainable future. Publishing IWA.
- Chynoweth D.P., Wilkie A.C., Owens J.M. 1998. Anaerobic treatment of piggery slurry. In: Management of Feed Resources and Animal Waste for Sustainable Animal Production in Asia-Pacific Region Beyond 2000. Eight World Conference o Animal Production, Seoul, Korea. p. 39.
- González-Fernández C., García-Encina P.A. 2009. Impact of substrate to inoculum ratio anaerobic digestion of swine slurry. *Biomass and Bioenergy*, **33** (8), 1065-1069.
- Guerrero L., Omil F., Méndez R., Lema J.M. 1997. Treatment of saline wastewaters from fish meal factories in an anaerobic



- filter under extreme ammonia concentrations. *Bioresource Technology*, **61** (1), 69-78.
- Nikolaeva S., Sánchez E., Borja R., Travieso L., Weiland P., Milán Z. 2002. Treatment of piggery waste by anaerobic fixed bed reactor and zeolite bed filter in a tropical climate: a pilot scale study. *Process Biochemistry*, **38**, 405-409.
 - Nielsen H., Angelidaki I. 2008. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. *Bioresource Technology*, **99** (17), 7995-8001.
 - Ripley L.E., Boyle W., Converse J. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, **58**, 406-411.
 - Rodríguez D.C., Belmonte M., Peñuelas G., Campos J.L., Vidal G. 2011. Behavior of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. *Environmental Technology*, **32** (4), 419-425.
 - Soto M., Méndez R., Lema J.M. 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity test. Theoretical basis and experimental set up. *Water Research*, **27** (8), 1361-1376.
 - Vidal G., Videla S., Diez M. C. 2001. Molecular weight distribution of *Pinus radiata* kraft mill wastewater treated by anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, **77**, 183-191.



BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL
INNOVACIÓN
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN

2. TECNOLOGÍAS APLICABLES PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES
ELIMINACION DE MACROCONTAMINANTES
MEDIANTE SISTEMAS COMBINADOS (UASB-HA)
PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES DE CERDO



ELIMINACION DE MACROCONTAMINANTES MEDIANTE SISTEMAS COMBINADOS (UASB-HA) PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES DE CERDO

Catalina Plaza de los Reyes, Guillermo Pozo y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA,
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile,
Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción,
Chile.

1. INTRODUCCION

La práctica agrícola de riego de campos de cultivo con purines de cerdo para procesos de fertirrigación, ha sido discutida durante los últimos años (Burkholder *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2000), dado al alto contenido de sólidos (e.g., Sólidos Suspendedos Totales SST > 10 g/L), materia orgánica, medidos como Demanda Química de Oxígeno (DQO_T) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) (e.g., DQO_T > 20 g/L y DBO₅ > 3,0 g/L), nutrientes (e.g., NH₄⁺ > 1.0; P_T > 0.5 g/L), entre otros (Otabbong *et al.*, 2007; Harrington and Scholz 2010). Pudiendo generar diversos impactos dependiendo del destino final que estos presenten (Burkholder *et al.*, 2007; Meers *et al.*, 2008). Con la finalidad de disminuir los impactos generados en el ambiente se han desarrollado diversas tecnologías de tratamiento de purines. La digestión anaerobia es la tecnología más utilizada para la eliminación de materia orgánica en purines de cerdo, dado la alta relación DQO/N que estos efluentes presentan (11,6 – 19,0 g/g) (Lettinga *et al.*, 1980). Siendo los reactores de manto de lodo anaerobio de flujo ascendente (UASB), los sistemas mayormente utilizados con eficiencias de eliminación para DQO_T entre 19 – 87% (Chernicharo and Machado 1998; Rodríguez *et al.*, 2011). Sin embargo, los sistemas UASB son ineficientes en la eliminación de nutrientes (Cheng *et al.*, 2010). Por lo que, esta tecnología requiere una tecnología posterior para eliminar la materia orgánica residual y la mayoría de los nutrientes a la salida del reactor UASB (Lettinga *et al.*, 1980, Alvarez and Soto, 2008). En este

sentido, los Humedales Artificiales (HA) se presentan como una alternativa pasiva y costo efectiva para la eliminación de nutrientes (Smith *et al.*, 2000). Es posible eliminar mediante este tipo de sistema entre un 70 – 95%, con cargas de nitrógeno total de 3 – 36 kgN/ha-d de purines de cerdo (Hunt *et al.*, 2001; Poach *et al.*, 2003; Poach *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2009).

Es posible encontrar eliminaciones superiores a un 90% de materia orgánica, sólidos, nitrógeno y eliminaciones superiores a un 85% para fósforo (Cheng *et al.*, 2010; Harrington and Scholz, 2010).

Debido a lo antes indicado, el objetivo de este trabajo es evaluar la eficacia de eliminación de materia orgánica y nutrientes contenidos en purines de cerdo, utilizando un sistema de tratamiento combinado de digestión anaerobia–humedales artificiales (UASB-HAs).

2. MATERIALES Y METODOS

2.1 Influyente

El purín de cerdo crudo fue obtenido después del tratamiento primario implementado en un plantel de cerdos en etapa de engorda situada en el sur de Chile. Las muestras fueron transportadas en recipientes de polietileno y almacenadas a 4°C.

2.2 Diseño experimental

La Figura 1 muestra el sistema que consiste en la implementación de un sistema combinado a escala piloto de un reactor anaeróbico (UASB) seguido de un humedal de flujo superficial (HA) a escala de mesocosmos.

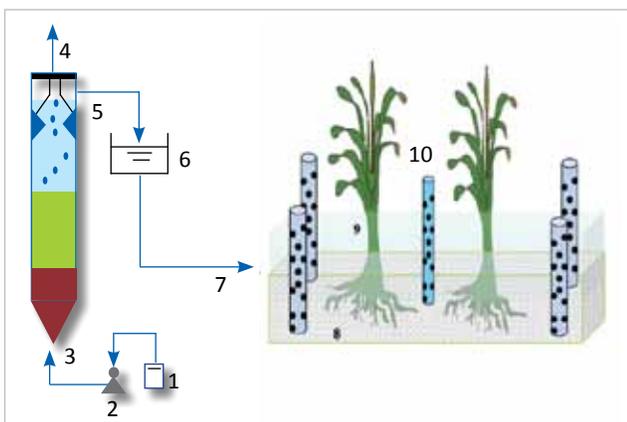


Figura 1. Esquema del montaje experimental del sistema integrado (UASB – HA). 1. Tanque de alimentación; 2. Bomba peristáltica; 3. Influyente UASB; 4. Salida biogás; 5. Efluyente UASB; 6. Tanque de mezcla; 7. Influyente HA; 8. Grava; 9. *Typha angustifolia L.*; 10. Toma de muestras HA.

- **Reactor anaeróbico.** El reactor consiste en un reactor tipo “manto de lodo anaerobio de flujo ascendente” (UASB), con un volumen útil de 2,5 L y una relación altura/diámetro (H/D) de 4 (Fig. 2a). La alimentación se realiza desde la base del reactor mediante una bomba peristáltica, utilizando una velocidad de carga orgánica (VCO) de 1,5 g DQO/ L-d.

En la parte superior del reactor UASB, se encuentra un separador de tres fases (gas-líquido-sólido), el que impide el lavado de los sólidos suspendidos y permite la salida del biogás generado. El sistema fue mantenido $37 \pm 1^\circ\text{C}$ mediante a un baño termostatzado.

- **Humedal artificial.** A escala de laboratorio se instaló un sistema de mesocosmos inoculado con *Typha angustifolia L.* con una abundancia de 10 plantas/m² (Fig. 2b). El sistema consiste en un recipiente poliuretano de 0,22 m², con un volumen útil de 67 L, utilizando como medio de soporte grava de $26,4 \pm 2$ mm de diámetro. Se realizó una alimentación feed-batch con un tiempo de operación de 20 d, con cargas progresivas de 2 – 35 kgN/ha-d, mediante a la dilución del efluyente obtenido del reactor anaeróbico, durante 550 d. Paralelamente se utilizó como control un sistema de mesocosmos alimentado con purín crudo.

2.3 Muestreo

Las muestras fueron obtenidas 2 veces a la semana desde la alimentación y salida del reactor y desde la zona media de mesocosmos.



Figura 2. a) Reactor anaeróbico (UASB); b) Humedal artificial a escala de mesocosmos.



2.4 Métodos analíticos

Para determinar las características fisicoquímicas del purín crudo y tratado, a la entrada y salida de los distintos tratamientos, así como su eficiencia, se evaluaron distintos parámetros como: DQO_T y DQO_S (Demanda Química de Oxígeno, total y soluble); DBO_5T (Demanda Bioquímica de Oxígeno, total); ST (sólidos totales); SV (sólidos volátiles); SST (sólidos suspendidos totales); SSV (sólidos suspendidos volátiles) según lo descrito por APHA–AWWA–WPCF (1998).

Los nutrientes fueron determinados mediante espectrofotometría utilizando kits Spectroquant NOVA-60. Adicionalmente, fueron determinados parámetros potenciométricos tales como temperatura (T°), pH, conductividad eléctrica (CE) y potencial redox (Eh), mediante electrodos específicos conectados a un medidor pH/ μ S/mS/mV, utilizando un equipo multiparamétrico OAKTON, modelo PC 650.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1 Purín de cerdo

El efluente utilizado, corresponde a la fase líquida de un purín de cerdo proveniente de un plantel de engorda de cerdos (Rodríguez *et al.*, 2011). El efluente fue obtenido a la salida del tratamiento primario (separador de sólidos). La Tabla 1, muestra la caracterización de las distintas concentraciones para influentes y efluentes de los distintos sistemas, considerando para el sistema UASB una alimentación con una carga de 1,5 g DQO_5 /L-d y para los sistemas de HA un aumento progresivo de cargas en base a una carga de nitrógeno establecida entre 2 – 36 kg N/ha-d.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de las distintas etapas del tratamiento para el sistema integrado (Los datos se basan en dos mediciones por semana $N = 24$).

Parámetros	Unidad	Purín digerido (FD: 2)	Efluente HA
T°	$^\circ\text{C}$	$14,77 \pm 2,70$	$16,11 \pm 3,54$
pH	–	$8,15 \pm 0,22$	$7,43 \pm 0,52$
Conductividad	mS/cm	$8,44 \pm 3,86$	$2,54 \pm 1,59$
Redox	mV	$-176,21 \pm 62,91$	$23,85 \pm 46,10$
DQO_T	g/L	$7,36 \pm 0,99$	$0,53 \pm 0,32$
DBO_5	g /L	$2,90 \pm 0,50$	$0,16 \pm 0,076$
N_T	g/L	$1,54 \pm 0,77$	$0,21 \pm 0,11$
$N-NH_4^+$	g/L	$1,08 \pm 0,10$	$0,19 \pm 0,11$
$N-NO_3^-$	g/L	$1,26 \pm 0,30$	$3,04 \pm 0,95$
$N-NO_2^-$	g/L	$0,71 \pm 0,86$	$0,35 \pm 0,17$
P_T	g/L	$0,36 \pm 0,23$	$0,52 \pm 0,51$
ST	g/L	$11,20 \pm 1,51$	$1,21 \pm 0,65$
AP	g $CaCO_3$ /L	$2,82 \pm 1,11$	$0,59 \pm 0,23$

El purín crudo presenta elevados valores de conductividad (7,43 – 8,44 mS/cm), materia orgánica (30,32 – 36,26 g DQO_T/L, 10,5 – 14,52 g DBO₅/L), nutrientes (2,8 – 3,57 g N_T/L; 0,6 – 1,4 g P_T/L), y iones (2,21 – 2,84 gN –NH₄⁺/L). Siendo el amonio el compuesto nitrogenado mayoritario representando este más de un 70% del nitrógeno total presente.

El tratamiento anaeróbico alimentado con una VCO de 1,5 g DQO_T/L-d, permitió la reducción cercana a un 80% de la materia orgánica (DQO_T, DQO_S) y de un 54% de ST. A partir de este tratamiento se obtiene un efluente que presenta una relación óptima de C/N < 6 para ser alimentado al HA, obteniéndose en promedio una disminución entre un 60 – 80%, presentándose la máxima eliminación a una VCO de 46,9±0,4 kgDQO_T/ha-d. La Figura 3, muestra las ventajas de la implementación de un sistema de eliminación de materia orgánica previo a la alimentación del HA.



Figura 3. Ventajas de la eliminación de materia orgánica previa al tratamiento de nutrientes con humedales artificiales (HA).

Por otra parte, los sólidos que ingresan al sistema presentan una eliminación de un 90% con una tendencia lineal (R= 0,99), asociado a la precipitación de los compuestos disueltos (Figura 4).

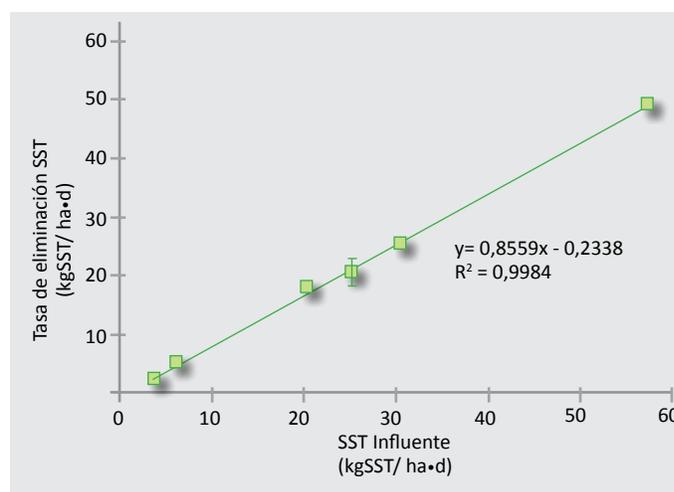


Figura 4. Relación lineal entre la eliminación de sólidos y aumento progresivo de cargas.

La Figura 5 muestra el influente (a la izquierda) y el efluente (a la derecha) posterior a 20 días de tratamiento en el humedal artificial (HA).



Figura 5. Influyente (izquierda) y efluente tratado (derecha) en sistema de HA.

Para el caso de los nutrientes, el nitrógeno total y amonio fueron eliminados en alrededor de un 55%. En tanto para los nitratos y nitritos estos aumentaron alrededor de 3 veces y 1,5 veces respectivamente en la salida del sistema relacionado al aumento del potencial redox favoreciendo los procesos de nitrificación dentro del sistema. La Figura 6 muestra la velocidad de degradación para los dos sistemas de mesocosmos, en relación a los procesos de nitrificación asociados a la razón $AP/N-NH_4^+$. Es posible apreciar que la máxima eliminación de nitrógeno es encontrada a los 25 $kgN/ha\cdot d$ (>55%). Esto debido a la disminución de la relación AP/NH_4^+ dado al aumento del amonio en el sistema generándose un agotamiento del sustrato para procesos de nitrificación. En tanto para el control la eficiencia de eliminación no supera un 20% con una VCN de 25 $kgN/ha\cdot d$ dado al exceso de materia orgánica dentro del sistema sobrepasando la relación de C/N recomendada para los procesos de nitrificación ($C/N < 6$).

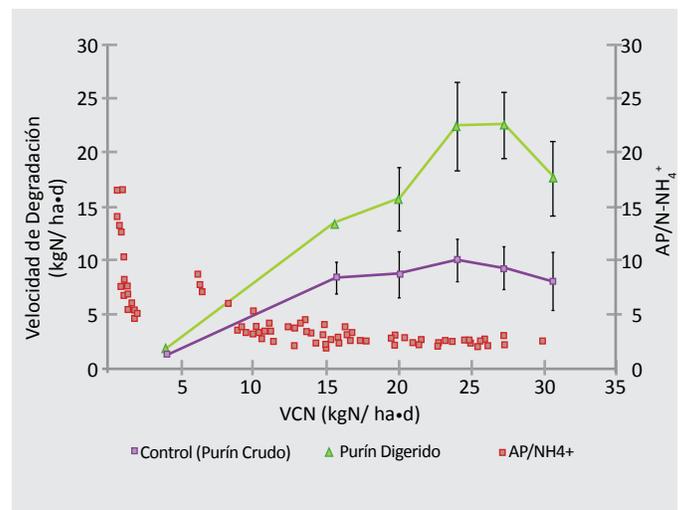


Figura 6. Velocidad de degradación para los dos sistemas de mesocosmos, en relación a los procesos de nitrificación asociados a la razón $AP/N-NH_4^+$.

Por último, en la Figura 7 se muestra el comportamiento del fósforo, el que presentó una eficiencia de eliminación de un 74%, con una tendencia lineal ($R = 0,98$), entre la eliminación de fósforo total y aumento progresivo de cargas aplicadas asociados esto a procesos de precipitación del P_r .

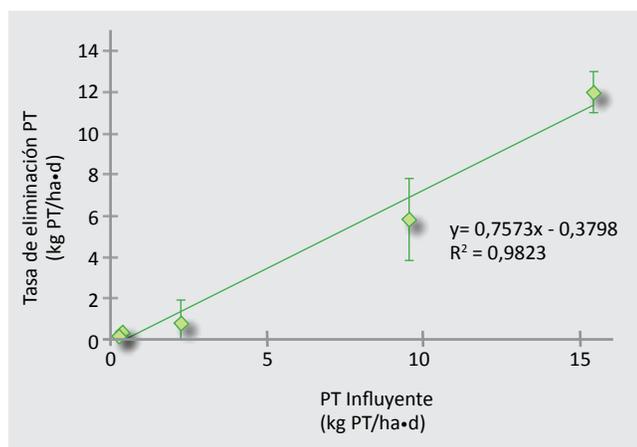


Figura 7. Relación lineal entre la eliminación de fósforo total y aumento progresivo de cargas aplicadas.

4. CONCLUSIONES

La utilización de un sistema UASB–HA, utilizado como un método integrado para la eliminación de macrocontaminantes en purines de cerdo, permite eliminaciones de materia orgánica expresada como DQO_T de un 97,6%, Sólidos en un 94%, N_T de un 80,6% y para P_T un 97,8%.

Se recomienda, para obtener eficiencias de eliminación de materia orgánica cercanas a un 80%, operar el sistema UASB con una carga de 1,5 g $DQO_T/L\cdot d$ y un TRH de 20 d. En tanto, para alcanzar eliminaciones de nitrógeno superiores a un 50% es recomendado operar el sistema de HA con cargas entre 2 – 25 $kgN/ha\cdot d$ para favorecer los procesos de nitrificación y con un tiempo operacional entre cargas de 20 d para asegurar los procesos de precipitación de sólidos y fósforo.

5. REFERENCIAS

- Alvarez J., Ruiz I., Soto, M. 2008. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecological Engineering*, **33** (1), 54–67.
- APHA. AWWA.WPCF. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 th. Washigton, DC.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1134p.
- Burkholder J., Libra B., Weyer P., Heathcote S., Kolpin D., Thorne P. S., Wichman M. 2007. Impacts of waste from concentrated animal feeding operations on water quality. *Environmental health perspectives*, **115** (2), 308–12.
- Cheng L., Lee H., Lin J., Chou M. 2010. Treatment of Mixture of Sewage and Partially Treated Swine Wastewater by a Combination of UASB and Constructed Wetlands. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, **14** (4), 234.



- Chernicharo C., Machado R. 1998. Feasibility of the UASB/AF system for domestic sewage treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, **38**(8-9), 325–332.
- Harrington C., Scholz M. 2010. Assessment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems. *Bioresource Technology*, **101** (18), 6950 – 6960.
- Hunt P. G., Poach M. 2001. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetland. *Water Science and Technology*, **44** (11-12), 19-25.
- Lee C., Fletcher T., Sun G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Science*, **9** (1), 11–22.
- Lettinga G., Velsen A., Hobma S., Zeeuw E., Klapwijk A. 1980. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, **22** (4), 699–734.
- Otabbong E., Arkhipchenko I., Orlova O., Barbolina I., Shubaeva M. 2007. Impact of piggery slurry lagoon on the environment: A study of groundwater and river Igolinka at the Vostochnii Pig Farm, St. Petersburg, Russia. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science*, **57** (1), 74-81.
- Poach M., Hunt P., Vanotti M., Stone K., Matheny T., Johnson M., Sadler E. 2003. Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. *Ecological Engineering*, **20** (2), 183-197.
- Poach M., Hunt P., Reddy G., Stone K., Johnson M., Grubbs G. 2004. Swine wastewater treatment by marsh–pond–marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecological Engineering*, **23** (3), 165–175.
- Rodríguez D., Belmonte M., Penuela G., Campos J., Vidal G. 2011. Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. *Environmental Technology*, **32** (3-4), 419–425.
- Smith K., Charles D., Moorhouse D. 2000. Nitrogen excretion by farm livestock with respect to land spreading requirements and controlling nitrogen losses to ground and surface waters. Part 2: Pigs and poultry. *Bioresource Technology*, **71** (1), 183–194.



TECNOLOGÍA AMBIENTAL
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN

2. TECNOLOGIAS APLICABLES PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES
NITRIFICACION PARCIAL-DESNITRIFICACION
APLICADO EN PURINES DE CERDO
PRE-TRATADOS ANAEROBICAMENTE



NITRIFICACION PARCIAL-DESNITRIFICACION APLICADO EN PURINES DE CERDO PRE-TRATADOS ANAEROBICAMENTE

Marisol Belmonte¹, Chia-Fang Hsieh¹, José Luis Campos², Anuska Mosquera-Corral², Gladys Vidal¹

¹Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

²Departamento de Ingeniería Química, Escuela Técnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, c/Lope Gómez de Marzoa, E-15782, Santiago de Compostela, España.

1. INTRODUCCION

La digestión anaeróbica es el proceso biológico más utilizado para la eliminación de la materia orgánica en purines porcinos. El efluente generado durante este proceso contiene elevadas concentraciones de nitrógeno (N) en su forma reducida (N-NH_4^+ : > 0,5 g/L), y una baja relación de carbono/nitrógeno (demanda química de oxígeno o DQO/N: 2 - 10 g/g) (Bortone, 2009; Kunz *et al.*, 2009), siendo necesario un post-tratamiento que permita eliminar el N, y evitar los efectos nocivos causados al medio ambiente (eutrofización).

Los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación, son los más usados para eliminar el amonio (NH_4^+) de las aguas residuales con altas concentraciones (purín porcino: > 1,0 g N-NH_4^+ /L) (Choi, 2007). La nitrificación es un proceso aerobio en el que el N-NH_4^+ se oxida primero a nitrito (NO_2^-), y luego a nitrato (NO_3^-), que a su vez es reducido a nitrógeno gas (N_2) en el proceso posterior de desnitrificación, llevado a cabo en presencia de materia orgánica (DQO) y bajo condiciones anóxicas. En algunos casos, la oxidación del NH_4^+ se detiene en NO_2^- que es el sustrato para la posterior desnitrificación, y se denomina nitrificación parcial-desnitrificación (NPD) (Figura 1).

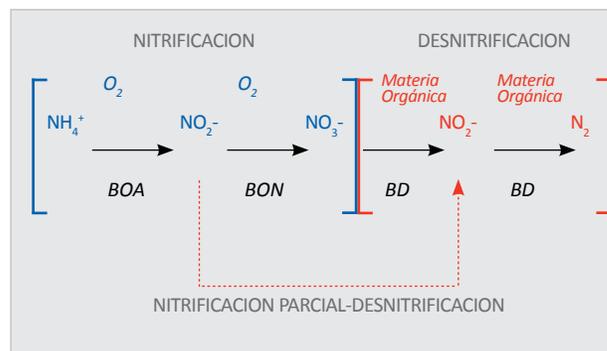


Figura 1. Proceso de nitrificación-desnitrificación convencional, y vía nitrito. BOA: bacterias oxidantes de amonio; BON: bacterias oxidantes de nitrito; y BD: bacterias desnitrificantes.

La relación DQO/N presente en el agua residual, determinará el proceso biológico a aplicar para eliminar el N (Campos *et al.*, 2010). Para aguas residuales con una relación DQO/N > 5 g/g, el proceso biológico a aplicar más adecuado corresponde a la nitrificación-desnitrificación (ND) convencional. Mientras que en el caso de una relación DQO/N < 5 g/g, se recomienda aplicar procesos avanzados, tales como: nitrificación parcial, oxi-

dación anaeróbica del amonio (*Anaerobic Ammonium Oxidation* o ANAMMOX), entre otros (Ahn, 2006). La combinación de los procesos de NPD suponen un ahorro, en comparación con el proceso convencional de eliminación de N, de un 25% del oxígeno disuelto necesario durante la nitrificación, de un 40% de la materia orgánica requerida durante la etapa de desnitrificación, y de un 40% menos en producción de lodo (Campos *et al.*, 2010). Para ello una relación DQO/N en el agua residual mínima de 3 g DQO/g N, puede garantizar el desarrollo de la etapa de desnitrificación (Boursier *et al.*, 2005). Magrí *et al.* (2009), al evaluar la eliminación de N del purín de cerdo mediante NPD, señalan que factores tales como: tipo de sustrato, relación DQO/N, pH, presencia de compuestos inhibidores (amonio libre o NH_3 , ácido nitroso o HNO_2), concentración de oxígeno disuelto, entre otros, influyen sobre la eficiencia global del proceso, y sobre la actividad de las poblaciones bacterianas nitrificantes (oxidantes de amonio o BOA, oxidantes de nitrito o BON) y desnitrificantes (BD), encargadas de la conversión del N. La etapa limitante de este proceso es la etapa de nitrificación, debido al lento crecimiento de las bacterias nitrificantes (μ_{max} : $0,7 - 1,4 \text{ h}^{-1}$), en comparación con las bacterias desnitrificantes (μ_{max} : $1,1 - 3,7 \text{ h}^{-1}$) (Ahn, 2006; Munz *et al.*, 2011). De acuerdo a esto, el sistema debe ser operado bajo condiciones en que se favorezca el crecimiento de las BOA sobre las BON para a continuación que el NO_2^- formado durante la nitrificación parcial sea utilizado como sustrato por las bacterias desnitrificantes y convertido en N_2 . Poo *et al.* (2006), señalan que para favorecer el desarrollo y crecimiento de las bacterias encargadas de la NPD, los reactores secuenciales en discontinuo (SBR) son los más utilizados para llevar a cabo este proceso, ya que permiten durante su operación la alternancia de fases óxicas/anóxicas. De acuerdo a esto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la eliminación de N presente en un efluente de purín de cerdo pre-tratado anaeróbicamente (C/N: 4 - 3 g/g) mediante procesos de nitrificación parcial-desnitrificación utilizando un sistema SBR.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1 Efluente

El efluente utilizado, fue la fracción líquida de un purín de cerdo proveniente de un digestor anaeróbico UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) operado a escala laboratorio, cuya relación DQO_r/N fue $< 5 \text{ g/g}$. Las características físico-químicas del efluente utilizado como alimentación durante la operación se muestran en la Tabla 1.



Tabla 1. Caracterización físico-química del efluente de purín de cerdo utilizado como alimentación durante la operación del reactor SBR.

Parámetro	Etapa		
	I	II	III
Tiempo operación (d)	0 - 75	76 - 190	191 - 270
VCN (g N-NH ₄ ⁺ /L·d)	0,06	0,09	0,15
VCO (g DQO _T /L·d)	0,25 ± 0,04	0,30 ± 0,02	0,62 ± 0,08
pH	7,50 ± 0,10	7,50 ± 0,10	7,50 ± 0,10
SST (g/L)	0,40 ± 0,00	0,70 ± 0,00	1,80 ± 0,00
SSV (g/L)	< 0,20 ± 0,00	0,40 ± 0,00	1,10 ± 0,00
DQO _T (g/L)	1,50 ± 0,11	1,78 ± 0,23	3,70 ± 0,35
DQO _S (g/L)	0,73 ± 0,09	0,80 ± 0,10	1,91 ± 0,32
N-NH ₄ ⁺ (g/L)	0,35 ± 0,03	0,55 ± 0,07	0,88 ± 0,10
DQO _T /N-NH ₄ ⁺ (g/g)	4,30	3,20	4,20

VCN: velocidad de carga nitrogenada; VCO: velocidad de carga orgánica; SST: sólidos suspendidos totales; SSV: sólidos suspendidos volátiles; DQO_{T/S}: demanda química de oxígeno total y soluble.

2.2 Inóculo

El inóculo empleado en este estudio, provino de una unidad óxica de un sistema de lodos activados utilizado para el tratamiento de purines de cerdo a escala industrial. El lodo fue previamente caracterizado en cuanto a su actividad específica (AC) nitrificante (AC_{BOA} y AC_{BON}), y desnitrificante (AC_{BD}), según

lo descrito por López-Fiuza *et al.* (2002), y Buys *et al.* (2000), respectivamente. La AC_{BOA} fue de 6,3 mg N-NH₄⁺/g SSV·h; mientras que, la AC_{BON} fue de 0,08 mg N-NO₂⁻/g SSV·h. La AC_{BD} fue de 3,0 mg N-NO₂⁻/g SSV·h. La Figura 2, muestra una imagen de microscopía de epifluorescencia de la biomasa utilizada para este estudio, utilizando la técnica molecular FISH según lo descrito por Amann (1995).

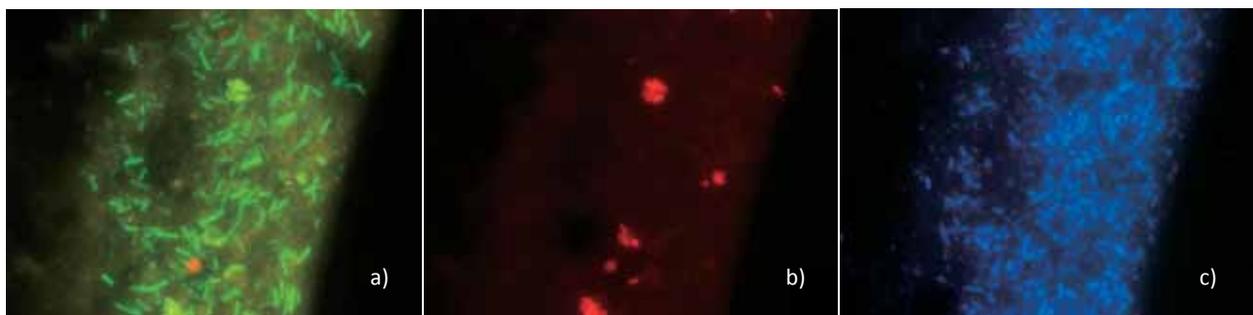
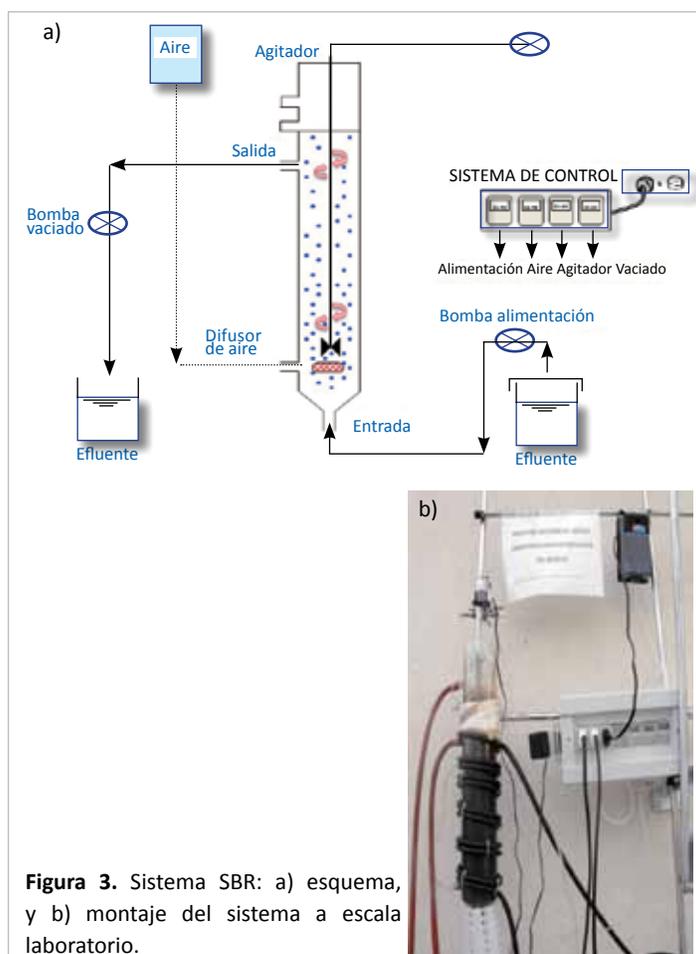


Figura 2. Imagen de microscopía (100x) de bacterias presentes en la biomasa, utilizando diferentes sondas de marcaje: a) sonda EUB338 mix: Dominio Bacteria; b) sonda Thau646: Thauera; y c) DAPI: marca el ADN.

2.3 Reactor SBR

Se utilizó un reactor secuencial en discontinuo (SBR) (Figura 3), con un volumen total de 2,5 L y un volumen útil de 1,5 L (relación altura/diámetro: 7). El sistema estaba provisto de un agitador mecánico operado a 80 rpm. El oxígeno necesario, fue suministrado mediante un difusor conectado a una bomba de aire.



El sistema SBR operó en ciclos de 12 horas (720 min), distribuidos entre fases óxicas y anóxicas, y alimentación (5 min) como se muestra en la Figura 4.

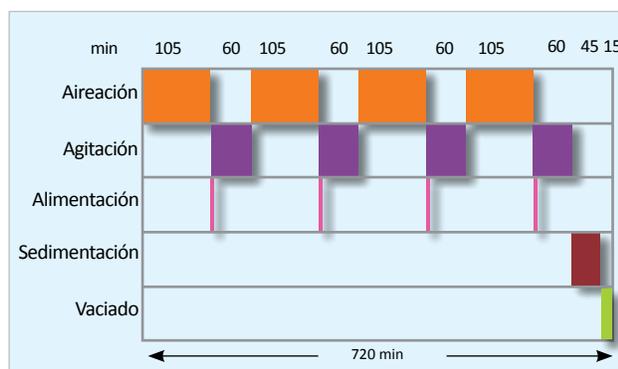


Figura 4. Distribución del ciclo de operación del sistema SBR.

La operación del reactor se llevó a cabo en tres etapas aumentando gradualmente la velocidad de carga nitrogenada (VCN) de 0,06 a 0,15 g N-NH₄⁺/L·d. El tiempo de retención hidráulico (TRH) fue mantenido en 6 ± 0,3 días. El volumen de intercambio se fijó en un 8,3% a lo largo del ciclo (0,125 L). Durante la fase óxica, la concentración de oxígeno disuelto (OD) fue > 3 mg O₂/L, para no limitar el proceso de nitrificación parcial, y seleccionar las bacterias nitrificantes (BOA). El reactor fue operado a una temperatura de 33 ± 2 °C, y el valor del pH de la alimentación fue fijado en 7,5.

2.4 Métodos analíticos

Para el seguimiento de la operación del reactor SBR, se analizaron muestras totales y solubles (sin filtrar y filtradas). Se tomaron muestras de la alimentación y del efluente a lo largo de algunos ciclos de operación del reactor. Las muestras denomi-



nadas solubles, fueron filtradas mediante membranas Gelman de 0,45 μm de tamaño de poro. Los parámetros evaluados en el sistema fueron: DQO, SST, SSV, N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^- , de acuerdo a lo descrito en el *Standard Methods* (APHA, 2005). El pH y el OD fueron medidos mediante electrodos (equipos: Oakton PC650, y Oxi 330 WTW, respectivamente). Mientras que, la alcalinidad fue determinada de acuerdo a lo descrito por Ripley (1986).

2.5 Cálculos

La eficiencia de eliminación de nitrógeno (E_N) en el sistema SBR, fue estimada de acuerdo a la siguiente expresión (1):

Ecuación 1

$$E_N \% = \frac{([\text{N-NH}_4^+]_i + [\text{N-NO}_x^-]_i) - ([\text{N-NH}_4^+]_e + [\text{N-NO}_x^-]_e)}{([\text{N-NH}_4^+]_i + [\text{N-NO}_x^-]_i)} \times 100$$

Donde $[\text{N-NH}_4^+]_i$ y $[\text{N-NH}_4^+]_e$ corresponden a la concentración de nitrógeno como amonio (g/L) en el influente (i) y efluente (e); $[\text{N-NO}_x^-]_i$ y $[\text{N-NO}_x^-]_e$ corresponde a la concentración de nitrógeno oxidado durante el proceso ($\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) (g/L) en el influente y efluente (Mosquera-Corral *et al.*, 2005). Durante el ciclo de operación, se determinó la velocidad de consumo del amonio en la fase líquida y de la DQO a partir de lo descrito por Figueroa *et al.* (2011). La concentración de compuestos específicos como NH_3 y HNO_2 fueron estimadas de acuerdo a lo descrito por Anthonisen *et al.* (1976).

3. RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados obtenidos en este estudio, muestran que la fracción líquida de un purín de cerdo proveniente de un proceso de digestión anaeróbica, se caracteriza por la presencia de materia orgánica remanente ($\text{DQO}_r^- > 1,5 \text{ g/L}$; $\text{DQO}_s^- > 0,7 \text{ g/L}$)

(ver Tabla 1) y una baja relación DQO_r/N (3,2 - 4,3 g/g). Dichas características en el agua residual permiten la aplicación de los procesos de nitrificación parcial-desnitrificación para eliminar el amonio contenido en el purín porcino (Campos *et al.*, 2010). En relación al comportamiento de la materia orgánica (sustrato para llevar a cabo la desnitrificación durante las fases anóxicas), se pudo observar que la eficiencia de eliminación de la DQO, aumenta hasta valores sobre el 75% al incrementar la VCO en el sistema de 0,25 a 0,60 g $\text{DQO}_r/\text{L}\cdot\text{d}$, como se observa en la Figura 5. Figueroa *et al.* (2011) para el tratamiento de purines porcinos mediante sistemas SBR y biomasa granular aeróbica, obtuvo una eficiencia de eliminación de DQO sobre el 87% a una VCO de 4,4 g $\text{DQO}/\text{L}\cdot\text{d}$. En la Figura 5, se observa además un claro punto de inflexión que parece indicar que los organismos presentes en el sistema, operan a su máxima velocidad cuando la VCO es $> 0,4 \text{ g DQO}_r/\text{L}\cdot\text{d}$. Esta inflexión estaría relacionada con la cantidad de DQO recalitrante presente en el efluente (etapas I y II: 52 y 55%, respectivamente). Boursier *et al.* (2005), señalan que entre un 37 y un 72% de la DQO_r del purín de cerdo correspondería a la fracción particulada inerte, valor muy similar al obtenido en este estudio. No obstante, durante la etapa III de operación, la fracción de DQO recalitrante fue estimada en un 20%. Algunos autores señalan que estas variaciones en el contenido de la fracción recalitrante, estarían relacionadas con la gestión previa realizada al purín de cerdo (periodo de almacenamiento, tratamiento) (Kunz *et al.*, 2009). Otra posible explicación a este punto de inflexión (ver Figura 5), tiene relación con la biomasa. La biomasa presente en el reactor a cargas $< 0,4 \text{ g DQO}_r/\text{L}\cdot\text{d}$ no opera a su máxima actividad debido a la baja relación sustrato/microorganismo (So/Xo), estimada para este estudio en 0,8 g $\text{DQO}_r/\text{g SSV}$. Chudoba *et al.* (1992), señalan que en ensayos en discontinuo utilizando un cultivo mixto, una relación $< 2 - 4 \text{ g DQO}/\text{g SSV}$ evita la multiplicación de las células, afectando la eficiencia del sistema.

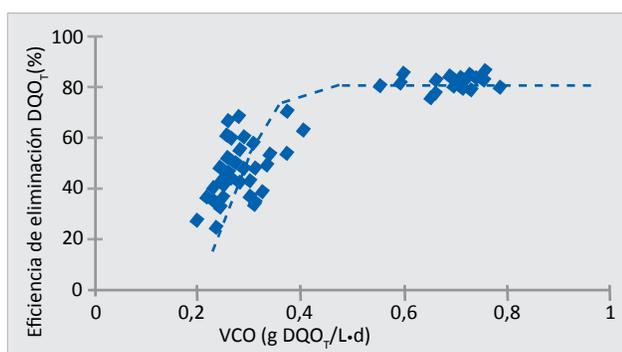


Figura 5. Eficiencia de eliminación de las DQO_T en relación a la VCO del sistema SBR.

La Tabla 2, muestra los resultados derivados de la aplicación del proceso de NPD, mediante la operación de un sistema SBR con alternancia de fases óxicas/anóxicas. Las mayores eficiencias en relación a la eliminación del N (54%) y de la materia orgánica (79%), se observan bajo condiciones de VCN de 0,15 g

N-NH₄⁺/L·d (etapa III). El nitrógeno amoniacal oxidado durante el periodo de operación del sistema SBR, fue mayor al 70%. Ahn (2006), señala que en procesos de nitrificación parcial la oxidación del amonio puede variar entre un 42 y 60%, dependiendo principalmente de las condiciones operacionales del sistema (continuo, discontinuo). A pesar de estos resultados, se observa una baja eficiencia del sistema para eliminar el N (< 33%) durante las dos primeras etapas de operación (Magrí *et al.*, 2009). Esto podría estar relacionado con la baja actividad específica del lodo. Durante las etapas I y II se observa una baja actividad de las BON (AC_{BON}: < 2,7 mg N-NO₂⁻/g SSV·h), lo que provocaría la acumulación de NO₂⁻ en el sistema, característico en proceso de nitrificación parcial (Ahn, 2006). Esta baja actividad, podría estar relacionada con la presencia de compuestos inhibidores como NH₃ y HNO₂. Según lo descrito por Anthonisen *et al.* (1976), la concentración de NH₃ fue estimada para este estudio entre 0,1 y 15 mg/L, concentraciones que resultan inhibitorias para BON (0,1 - 1 mg NH₃/L). La concentración de HNO₂ fue estimada para este estudio entre 0 y 0,9 mg/L, considerada inhibitoria para BON a valores entre 0,2 y 2,8 mg HNO₂/L (Anthonisen *et al.*, 1976), y sobre 0,2 mg HNO₂/L para bacterias desnitrificantes (Ma *et al.*, 2010).

Tabla 2. Eficiencia del sistema SBR en cuanto a la eliminación de DQO y N en la fracción líquida de purines de cerdo, y evolución de la actividad específica del lodo.

Parámetro	Unidad	Etapa		
		I	II	III
DQO _{eliminada}	%	45 ± 1	50 ± 3	79 ± 2
N-NH ₄ ⁺ oxidado	%	77 ± 4	77 ± 3	89 ± 3
N _{eliminado}	%	14 ± 1	33 ± 5	54 ± 5
AC _{BOA}	mg N-NH ₄ ⁺ /g SSV·h	1,5 – 1,6	1,8 – 3,6	5,1 – 18,4
AC _{BON}	mg N-NO ₂ ⁻ /g SSV·h	0,0 – 0,6	0,0 – 2,7	2,1 – 7,1
AC _{BD}	mg N-NO ₂ ⁻ /g SSV·h	2,1 – 6,7	6,2 – 9,2	2,1 – 7,1



La Figura 6, muestra la eficiencia de acumulación de NO_2^- y NO_3^- en el sistema. Durante las etapas I, y parte de la II, se observa la acumulación de NO_2^- en el sistema ($> 70\%$), mientras que al finalizar la etapa II, y durante la etapa III se muestra un cambio de tendencia del sistema, hacia la completa oxidación del amonio a nitrito. La falta de aireación en el sistema (día 150) durante un periodo prolongado, provocó dicha desestabilización del sistema pudiendo afectar, según Park *et al.* (2004), a la composición de los microorganismos presentes en el lodo. Esto se ve reflejado en la actividad específica de la biomasa, cuya actividad de las BON, inhibidas durante los primeros 150 días de operación del reactor, aumentó a valores $> 2,0 \text{ mg N-NO}_2^-/\text{g SSV}\cdot\text{h}$ (ver Tabla 2). Por otra parte, la actividad media de las BD aumenta de 4,4 a 7,2 $\text{mg N-NO}_2^-/\text{g SSV}\cdot\text{h}$ a $\text{VCN} < 0,09 \text{ g N/L}\cdot\text{d}$, disminuyendo a 4,6 $\text{mg N-NO}_2^-/\text{g SSV}\cdot\text{h}$ durante la etapa III. Ahn (2006), describe varios procesos biológicos utilizados para la reducción del nitrógeno, donde los procesos convencionales presentan una actividad desnitrificante entre 1,3 y 4,7 $\text{mg N/g SSV}\cdot\text{h}$, valores similares a los obtenidos para el presente estudio. Además de la actividad desnitrificante, se pudo estimar que el consumo promedio de materia orgánica (DQO) durante las fases anóxicas del ciclo fue entre un 43 y 85%, similar al consumo de N ocurrido durante esta misma fase (36 - 70%).

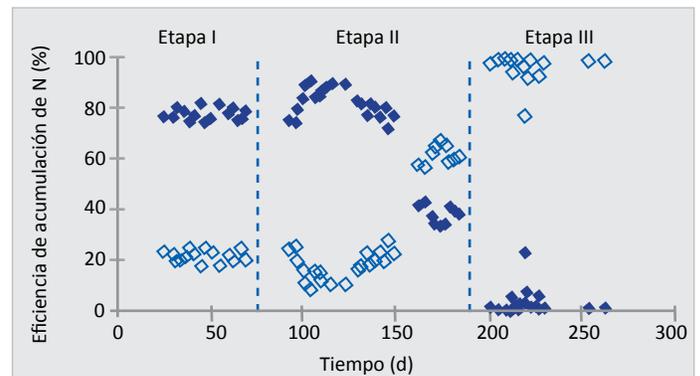


Figura 6. Eficiencia de acumulación (%) de nitrito (◆) y de nitrato (◆) en el sistema SBR.

4. CONCLUSIONES

La eficiencia máxima de eliminación de nitrógeno en un sistema SBR con alternancia de fases óxicas/anóxicas para el tratamiento de purines porcinos con baja relación DQO₇/N (< 5 g/g) fue de un 54% (VCN: 0,15 g N-NH₄⁺/L-d). Este resultado es considerado bajo para procesos de nitrificación parcial-desnitrificación, debido principalmente a la baja actividad del lodo.

5. REFERENCIAS

- Adouani N., Lendormi T., Limousy L., Sire O. 2010. Effect of the carbon source on N₂O emissions during biological denitrification. *Resources Conservation and Recycling*, **54**, 299-302.
- Ahn Y.-H. 2006. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. *Process Biochemistry*, **41**, 1709-1721.
- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **48**, S35-S52.
- Amann R.I. 1995. *In Situ* identification of micro-organisms by whole-cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In A.D.L.: Molecular microbiol ecology manual. Akkerman J.D., van Elsas F.J. de Bruijn (eds). Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, p. 1-15.
- APHA-AWWA-WPCF. 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21st ed., Washington.
- Bortone G. 2009. Integrated anaerobic/aerobic biological treatment for intensive swine production. *Bioresource Technology*, **100**, 5424-5430.
- Boursier H., Béline F., Paul E. 2005. Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design. *Bioresource Technology*, **96**, 351-358.
- Buys B.R., Mosquera-Corral A., Sánchez M., Méndez R. 2000. Development and application of a denitrification test based on gas production. *Water Science and Technology*, **41** (12), 113-120.
- Campos J.L., Vázquez-Padín J.R., Figueroa M., Fajardo C., Mosquera-Corral A., Méndez R. 2010. Novel biological nitrogen-removal processes: applications and perspectives. In: Fluid Waste Disposal. Canton K.W. (Editor), p. 153-181.
- Choi E. 2007. Piggery waste management: towards a sustainable future. Publishing IWA.
- Chudoba P., Capdeville B., Chudoba J. 1992. Explanation of biological meaning of the So/Xo ratio in batch cultivation. *Water Science and Technology*, **26** (3-4), 743-751.



- Figueroa M., Val del Río A., Campos J.L., Mosquera-Corral A., Méndez R. 2011. Treatment of high loaded swine slurry in an aerobic granular reactor. *Water Science and Technology*, **63**, 1808-1814.
- Kunz A., Steinmetz R.L.R., Ramme M.A., Coldebella A. 2009. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. *Bioresource Technology*, **100**, 1815-1818.
- López-Fiuza J., Buys B., Mosquera-Corral A., Omil F., Méndez R. 2002. Toxic effects exerted on methanogenic, nitrifying and denitrifying bacteria by Chemicals used in a milk analysis laboratory. *Enzyme and Microbial Technology*, **31**, 976-985.
- Ma J., Yang Q., Wang S., Wang L., Takigawa A., Peng Y. 2010. Effect of free nitrous acid as inhibitors on nitrate reduction by a biological nutrient removal sludge. *Journal of Hazardous Materials*, **175**, 518-523.
- Magrí A., Guivernau M., Baquerizo G., Viñas M., Prefafeta-Bordiu F., Flotats X. 2009. Batch treatment of liquid fraction of pig slurry by intermittent aeration: process simulation and microbial community analysis. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **84**, 1202-1210
- Mosquera-Corral A., de Kreuk M.K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M.C.M. 2005. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, **39**, 2676-2686.
- Munz G., Lubello C., Oleszkiewicz J.A. 2011. Factors affecting the growth rates of ammonium and nitrite oxidizing bacteria. *Chemosphere*, **83**, 720-725.
- Park H.-D., Noguera D.R. 2004. Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge. *Water Research* **38**; 3275-3286.
- Poo K.M., Jun B.H., Lee S.H., Im J.H., Woo H.J., Kim C.W. 2006. Treatment of strong nitrogen swine wastewater in a full-scale sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, **49**, 315-323.
- Ripley L.E., Boyle W., Converse J. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, **58**, 406-411.



INNOVACIÓN
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN

2. TECNOLOGIAS APLICABLES PARA EL TRATAMIENTO DE PURINES

CONTROL DE LA EMISION DE OXIDO NITROSO
DURANTE LA ELIMINACION DE NITROGENO EN
PURINES DE CERDO



CONTROL DE LA EMISION DE OXIDO NITROSO DURANTE LA ELIMINACION DE NITROGENO EN PURINES DE CERDO

Marisol Belmonte¹, José Luis Campos², Anuska Mosquera-Corral² y Gladys Vidal¹

¹Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

²Departamento de Ingeniería Química, Escuela Técnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, c/Lope Gómez de Marzoa, E-15782, Santiago de Compostela, España.

1. INTRODUCCION

La fracción líquida de purín de cerdo, que proviene de la digestión anaeróbica se caracteriza por presentar una baja relación de materia orgánica/nitrógeno (demanda química de oxígeno/nitrógeno: DQO/N < 5 g/g), y una alta concentración de amonio ($\text{N-NH}_4^+ > 0,5 \text{ g/L}$) (Choi, 2007).

La nitrificación y desnitrificación, son los procesos biológicos más empleados para eliminar el nitrógeno, desde aguas residuales que presentan una alta relación DQO/N > 5 g/g. Para aguas residuales, que no dispongan de una cantidad de materia orgánica (DQO) suficiente para completar el proceso de desnitrificación (DQO/N < 5 g/g), se requiere de la adición de una fuente de carbono orgánica externa, que garantice dicho proceso con el consiguiente aumento en los costos operacionales del tratamiento. En estos casos, la aplicación del proceso de oxidación parcial del amonio a nitrito (NO_2^-) (nitrificación parcial) seguido de la etapa de desnitrificación, se plantea como una alternativa para eliminar el nitrógeno presente en el purín de cerdo. Esto supone una disminución en el requerimiento de oxígeno de un 25%, y de la materia orgánica en un 40%, mientras solo un 60% del lodo, es generado durante la oxidación

parcial del amonio (van Kempen *et al.*, 2001). Sin embargo, la aplicación de los procesos de nitrificación parcial-desnitrificación implica una mayor producción de óxido nitroso (N_2O), en comparación con los sistemas convencionales de nitrificación-desnitrificación (Hwang *et al.*, 2006). El N_2O es un compuesto intermediario del proceso de desnitrificación, como se observa en la Figura 1, y un subproducto de la nitrificación (Stüven y Bock, 2001; Campos *et al.*, 2009). En el caso de los sistemas operados con una baja relación DQO/N (< 5 g/g), como son aquellos que tratan los efluentes de purines de cerdo provenientes de la digestión anaeróbica, la producción de N_2O está relacionada principalmente a la etapa de desnitrificación, y en menor medida a la nitrificación (Itokawa *et al.*, 2001).

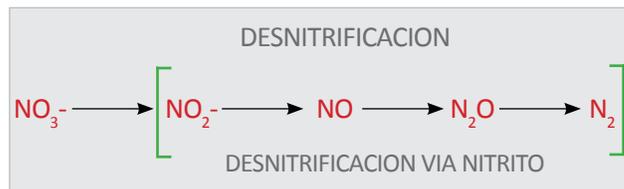


Figura 1. Proceso de desnitrificación convencional y vía nitrito

La producción de óxido nitroso durante la desnitrificación, está afectada por diversos factores, tales como: pH (>8,5) (Kampschreur *et al.*, 2009), presencia de nitrito (> 10 mg N-NO₂-/L) (Kampschreur *et al.*, 2009), bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Knowles, 1982), el tipo de fuente de carbono orgánico (residuo o sintético), presencia de compuestos inhibidores (amonio libre o NH₃, ácido nitroso o HNO₂) (Zhou *et al.*, 2011). Estos factores tienen efectos inhibitorios sobre la enzima oxido nitroso reductasa, provocando la acumulación de N₂O durante la desnitrificación (Knowles, 1982). El N₂O, a pesar de ser un gas inerte, no es deseable que se emita a la atmósfera por ser un gas de efecto invernadero (Adouani *et al.*, 2010). Su potencial efecto es 300 veces mayor que el CO₂ (Rajagopal, 2011), y ha experimentado un incremento en su producción de un 8% durante los últimos 20 años, contribuyendo al problema del calentamiento global. Por lo tanto, la unidad desnitrificante debe operarse bajo condiciones que minimicen la producción de oxido nitroso, sin disminuir la actividad de la biomasa desnitrificante. Para analizar el efecto de estos factores, se pueden utilizar ensayos en discontinuo (Buys *et al.*, 2000) que permitan evaluar de manera rápida la producción de N₂O y la actividad desnitrificante. De acuerdo a esto, el objetivo del presente trabajo es evaluar la influencia de diferentes variables (pH, concentración de biomasa, concentración de nitrito, y relación C/N) en la actividad específica desnitrificante (AD) y la producción de óxido nitroso, utilizando purín de cerdo como fuente de carbono orgánico, y nitrito como aceptor de electrones.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Efluente

El efluente utilizado, corresponde a la fracción líquida de un purín de cerdo proveniente de un plantel de engorde de cerdos (Belmonte *et al.*, 2012). El purín fue almacenado en un tanque de temperatura controlada a 4 °C.

2.2. Inóculo

El inóculo empleado, provino de un digestor de lodos anaeróbicos operado para el tratamiento de aguas residuales urbanas. El lodo, antes de ser utilizado en los ensayos, fue lavado tres veces con tampón fosfato (KH₂PO₄: 0,143 g/L, y K₂HPO₄: 0,747 g/L), para eliminar los restos de compuestos que pudiesen interferir en las mediciones.

2.3. Determinación de la actividad específica desnitrificante (AD)

La determinación de la actividad específica desnitrificante (AD), fue realizada mediante ensayos en discontinuo (Figura 2). Estos ensayos fueron realizados en triplicado, en viales cerrados de 110 mL de volumen de fase líquida, y 10 mL de volumen de fase gas, siguiendo el protocolo descrito por Buys *et al.* (2000). Cada vial fue inoculado con un determinado volumen de biomasa, para lograr la concentración deseada, fijando el pH inicial de acuerdo al valor deseado. Los viales fueron sellados y gasificados con helio, durante 5 minutos, para eliminar el oxígeno y garantizar las condiciones anóxicas en su interior, para luego ser incubados en una cámara a una temperatura de 35 °C, y a una velocidad de agitación de 150 rpm, hasta alcanzar el equilibrio térmico. A cada vial se le añadió un determinado volumen de purín de cerdo, como fuente de carbono orgá-



nico, y una solución de nitrito ($1,97 \text{ g NaNO}_2/\text{L}$) hasta obtener la concentración deseada (Belmonte *et al.*, 2012), y se igualó la presión de los viales a la atmosférica. El biogás producido durante el ensayo, fue determinado mediante la medida de la sobrepresión en el espacio de cabeza del vial llevada a cabo con un transductor de presión.

2.4. Análisis estadístico

Para evaluar la influencia de diversas variables en la actividad específica desnitrificante (AD) y la producción de óxido nitroso (N_2O) utilizando purín de cerdo, se aplicaron dos diseños factoriales, de acuerdo a la metodología propuesta por Box *et al.* (2005). El primer diseño factorial, fue un diseño 2^3 constituido por 3 variables a evaluar, de 2 niveles cada una (-1 y +1). Las variables evaluadas en este diseño fueron: pH (X_1) (7,5 y 9,0), concentración de biomasa (X_2) (1 y 3 g/L de sólidos suspendidos volátiles o SSV), y concentración de nitrito (X_3) (100 y 400 mg $\text{N-NO}_2/\text{L}$). La relación DQO/N fue fijada en 2 g DQO/g N. El segundo diseño factorial, fue un diseño 2^2 evaluando 2 variables de 2 niveles cada una. En este caso, las variables analizadas fueron concentración de biomasa (X_1) (1 y 3 g SSV/L) y la relación DQO/N (X_2) (0,32 y 0,64 g DQO/g N), mientras el pH y la concentración de nitrito fueron fijados en 7,5 y 400 mg $\text{N-NO}_2/\text{L}$, respectivamente. Ambos diseños, fueron realizados en triplicado utilizando como fuente de carbono orgánico la fracción líquida de purín de cerdo. Los resultados obtenidos en cuanto a la AD bajo las distintas condiciones de operación, fueron analizados estadísticamente mediante la aplicación de un análisis de varianza (ANOVA), utilizando el software SPSS 15.0, determinando el tamaño de los efectos y las interacciones entre las distintas variables estudiadas (Lee *et al.*, 2006).

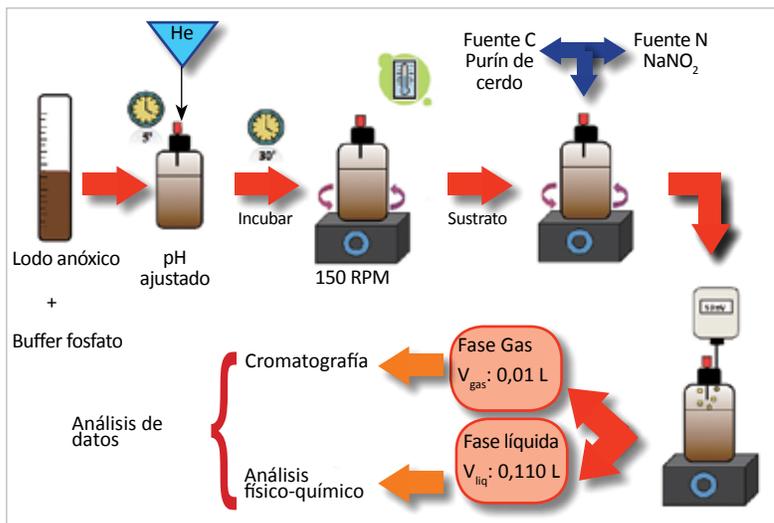


Figura 2. Determinación de la actividad específica desnitrificante.

2.5. Métodos analíticos

Las muestras líquidas fueron centrifugadas a 36000 rpm durante 10 minutos, y filtradas a través de membranas Gelman de $0,45 \mu\text{m}$ de tamaño de poro. Parámetros como: DQO, SST y SSV fueron evaluados de acuerdo a lo descrito en *Standard Methods* (APHA, 2005). Las concentraciones de NH_4^+ , nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), fueron determinados mediante cromatografía iónica (METROHM 861). La presión de la fase gaseosa en cada vial, fue medida mediante un transductor de presión

(Centrepoint Electronics) con rango 0 - 5 psi. La composición del biogás (N₂, dióxido de carbono o CO₂, metano o CH₄, y N₂O) generada durante el ensayo, fue analizada a las 4, 8 y 24 horas, mediante cromatografía gaseosa (Hewlett Packard modelo 5890 serie II), provisto de un detector de conductividad térmica (volumen de muestra inyectado: 1 mL).

2.6. Cálculos

Los incrementos de presión en el espacio de cabeza de los viales, fueron relacionados con la cantidad de nitrógeno generado de acuerdo al protocolo descrito por Dapena-Mora *et al.* (2007). A partir de la presión generada en cada vial, fueron estimados los moles de nitrógeno producidos durante la desnitrificación, mediante la ecuación de los gases ideales (1) (Dapena-Mora *et al.*, 2007):

Ecuación 1
$$n = \alpha \frac{V_G}{R \cdot T}$$

Donde: *n* es el número de moles de nitrógeno producido por unidad de tiempo (mol N₂/d); *V_G* es el volumen de la fase gas (0,01 L); *R* es la constante de los gases ideales (0,082 atm·L/mol·K); *T* es la temperatura en grados Kelvin (K), es decir 308,15 K; y *α* es la pendiente obtenida del incremento de presión en el vial por unidad de tiempo (atm/d). La actividad específica desnitrificante (AD) (mg N/g SSV·d), fue determinada mediante la siguiente ecuación (2) (Dapena-Mora *et al.*, 2007):

Ecuación 2
$$AD_{N_2} = n \frac{M_{N_2}}{V_L \cdot X}$$

Donde: *AD_{N2}* es la actividad desnitrificante máxima; *M_{N2}* es el peso molecular del N₂ (g N/mol); *X* es la concentración de la biomasa en el vial (g SSV/L); y *V_L* es el volumen de la fase líquida (L).

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Diseño factorial 2³: AD y producción de N₂O

La Figura 3, muestra los resultados obtenidos para los valores de las actividades desnitrificantes (AD), considerando tres variables (pH, concentración de biomasa y concentración de nitrito), y un diseño factorial 2³. Se observa que la AD obtenida al utilizar purín de cerdo como sustrato orgánico, varía entre valores de 77,8 y 335,3 mg N/g SSV·d. La máxima AD, ocurre en ensayos bajo condiciones operacionales de pH 9, concentración de biomasa de 3 g SSV/L, y 400 mg N/L de nitrito. Magrí *et al.* (2009) al utilizar purín de cerdo y nitrito como sustrato, obtienen un alto valor de actividad desnitrificante (283,2 mg N/g SSV·d), similar a lo encontrado en el presente estudio.

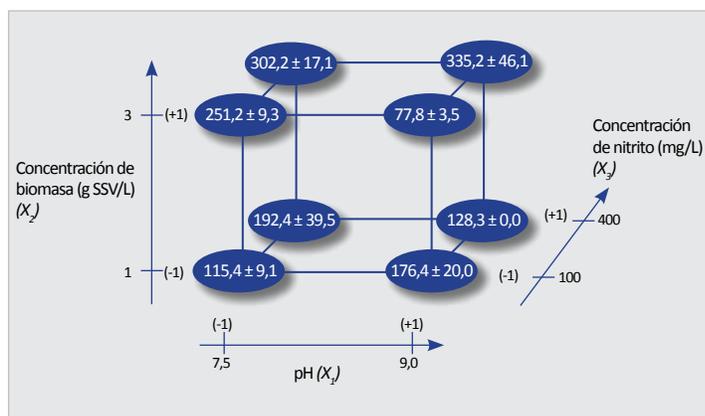


Figura 3. Resultados de la AD (óvalos), para cada una de las condiciones experimentales del diseño factorial 2³.



El análisis de varianza, obtenido para este diseño, indica que al utilizar purín de cerdo como fuente de carbono orgánico, todas las variables estudiadas y sus interacciones, a excepción de la interacción pH-concentración de nitrito (X_1X_3), presentan un efecto significativo estadísticamente en la AD. El valor de la AD puede ser obtenido de acuerdo al siguiente modelo de regresión lineal (3), con un R^2 de 0,928:

Ecuación 3

$$AD \text{ (mg N/g SSV} \cdot \text{d)} = 197,34 - 52,39X_1 + 88,46X_2 + 84,36X_3 - 50,61X_1X_2 + 69,89X_2X_3 + 67,86X_1X_2X_3$$

rante las distintas condiciones experimentales, está asociada a la actividad desnitrificante. Esta misma tendencia, fue observada por Campos *et al.* (2009) durante ensayos desnitrificantes en discontinuo. Al utilizar purín de cerdo como sustrato orgánico, y bajo condiciones extremas de operación del proceso de desnitrificación (pH: 9, concentración de biomasa: 3 g SSV/L, y concentración de nitrito: 400 mg N/L), la producción de N_2O alcanza valores de 3,23 mg N- N_2O /g SSV·d.

La Tabla 1, muestra la tasa de producción específica de N_2O , y el porcentaje presente en el biogás, bajo las distintas condiciones operacionales para el diseño factorial 2^3 .

La Figura 4, muestra que la producción específica de N_2O du-

Tabla 1. Producción de N_2O y composición de biogás, para el diseño factorial 2^3 .

Ensayo	Prod. de N_2O (mg N- N_2O /g SSV·d)	N_2O (%)		
		4 h	8 h	24 h
1	0,11	0,2	--	--
2	--	0,0	--	--
3	1,58	0,8	--	--
4	--	--	--	--
5	1,46	0,6	2,0	4,6
6	0,25	0,3	0,5	0,0
7	0,34	1,1	0,2	0,1
8	3,23	1,5	0,5	0,2

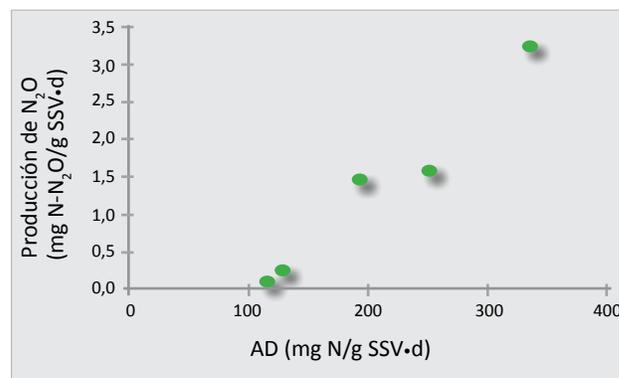


Figura 4. Producción de óxido nítrico en relación a la actividad desnitrificante.

3.2. Diseño factorial 2²: AD y producción de N₂O

La Figura 5, muestra los resultados obtenidos para la actividad desnitrificante, considerando un diseño factorial 2². La relación DQO/N en el agua residual, es un factor importante que afecta la AD y la producción de N₂O (Zhou *et al.*, 2008). De acuerdo a esto, el diseño factorial 2² evaluó las variables de concentración de biomasa y relación DQO/N, bajo condiciones de pH de 7,5 y concentración de nitrato de 400 mg N/L. Se observa que la AD fluctúa entre valores de 82,1 y 181,9 mg N/g SSV·d. La máxima AD, ocurre en ensayos bajo condiciones operacionales de concentración de biomasa de 3 g SSV/L, y baja relación DQO/N (0,32 g/g).

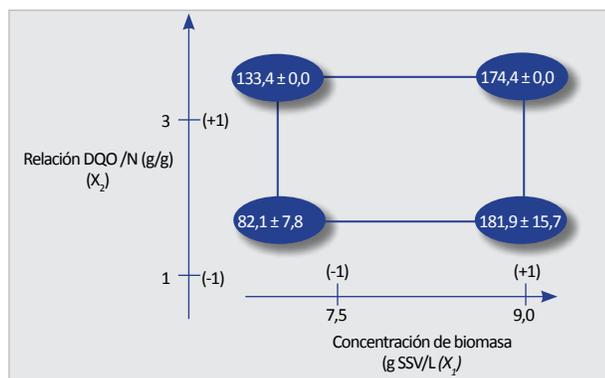


Figura 5. Resultados de la AD (óvalos), para cada una de las condiciones experimentales del diseño factorial 2².

El análisis de varianza, indica que bajo estas condiciones operacionales, la concentración de biomasa es la variable que tiene un efecto significativo en la AD. El valor de la AD puede ser obtenido de acuerdo al siguiente modelo de regresión lineal (4), con un R² de 0,954:

Ecuación 4

$$AD \text{ (mg N/g SSV} \cdot \text{d)} = 142,95 + 70,40X_1$$

La Tabla 2, muestra la tasa de producción específica de N₂O, y el porcentaje presente en el biogás, bajo las distintas condiciones operacionales para el diseño factorial 2².

Tabla 2. Producción de N₂O y composición de biogás, para el diseño factorial 2².

Ensayo	Prod. de N ₂ O (mg N-N ₂ O/g SSV·d)	N ₂ O (%)		
		4 h	8 h	24 h
1	1,96	2,7	0,6	--
2	4,66	1,8	--	--
3	2,29	2,8	0,6	0,1
4	4,86	3,9	1,8	1,1

Al igual que para el diseño factorial 2³, la Figura 6 muestra que la producción específica de N₂O durante las distintas condiciones experimentales, está asociada a la actividad desnitrificante (Campos *et al.*, 2009). La mayor producción de N₂O (>4,6 mg N-N₂O/g SSV·d) está asociada a una concentración de biomasa de 3 g SSV/L, y bajo condiciones de pH de 9, y concentración de nitrato de 400 mg N/L.

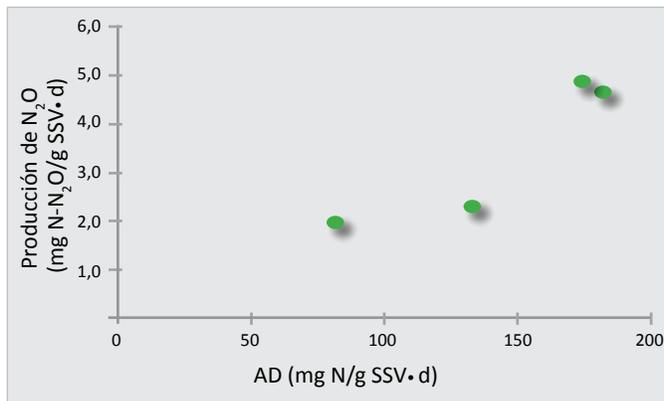


Figura 6. Producción de oxido nitroso en relación a la actividad desnitrificante.

4. CONCLUSIONES

La producción de oxido nitroso, durante el proceso de desnitrificación vía nitrito de purín de cerdo, está asociada a la actividad específica de las bacterias desnitrificantes. De acuerdo a esto, la operación bajo condiciones extremas (pH, concentración de biomasa y concentración de nitrito) de la unidad desnitrificante puede conllevar una mayor emisión de N₂O a la atmósfera. Siendo importante el control de estos parámetros durante esta etapa, para evitar la emisión de este gas y la contribución al calentamiento global, por parte de un sistema de tratamiento.

5. REFERENCIAS

- Adouani N., Lendormi T., Limousy L., Sire O. 2010. Effect of the carbon source on N₂O emissions during biological denitrification. *Resources Conservation and Recycling*, **54**, 299-302.
- APHA-AWWA-WPCF. 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21st ed., Washington.
- Belmonte M., Vázquez-Padín J.R., Figueroa M., Campos J.L., Méndez R., Vidal G., Mosquera-Corral A. 2012. Denitrifying activity via nitrite and N₂O production using acetate and swine wastewater. *Process Biochemistry*, **47**, 1202-1206.
- Box G.E.P., Hunter W.G., Hunter J.S. 2005. Statistics for Experimenters: Design, Innovation and Discovery. 2nd ed., Published by John Wiley & Sons, New Jersey, USA. p. 675.
- Buys B.R., Mosquera-Corral A., Sánchez M., Méndez R. 2000. Development and application of a denitrification test based on gas production. *Water Science and Technology*, **41** (12), 113-120.
- Campos J.L., Arrojo B., Vázquez-Padín J.R., Mosquera-Corral A., Méndez R. 2009. N₂O production by nitrifying biomass under anoxic and aerobic conditions. *Appl Biochem Biotech.*, **152**, 189-198.
- Choi E. 2007. Piggery waste management: towards a sustainable future. Publishing IWA.
- Dapena-Mora A., Fernández I., Campos J.L., Mosquera-Corral A., Méndez R., Jetten M.S.M. 2007. Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme and Microbiol Technology*, **40**, 859-865.
- Hwang S., Jang K., Jang H., Song J., Bae W. 2006. Factors affecting nitrous oxide production: a comparison of biological nitrogen removal processes with partial and complete nitrification. *Biodegradation*, **17**; 19-29.
- Itokawa H., Hanaki K., Matsuo T. 2001. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition. *Water Science and Technology*, **35**, 657-664.
- Kampschreur M.J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M. 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, **43**, 4093-4103.
- Knowles R. 1982. Denitrification. *Microbiol. Science*, **46**, 43-70.
- Lee I.H., Kuan Y.-C., Chern J.-M. 2006. Factorial experimental design for recovering heavy metals from sludge with ion-exchange resin. *J Hazardous Materials*, **B138**, 549-559.



- Magrí A., Guivernau M., Baquerizo G., Viñas M., Prefafeta-Bordiu F., Flotats X. 2009. Batch treatment of liquid fraction of pig slurry by intermittent aeration: process simulation and microbial community analysis. *J. Chemical Technology Biotechnology*, **84**, 1202–1210.
- Rajagopal R., Béline F. 2011. Nitrogen removal via nitrite pathway and the related nitrous oxide emission during piggery wastewater treatment. *Bioresource Technology*, **102**, 4042-4046.
- Stüven R., Bock E. 2001. Nitrification and denitrification as a source for NO and NO₂ production in high-strength wastewater. *Water Research*, **35**, 1905-1914.
- Van Kempen R., Mulder J.W., Uijterlinde C.A., van Loosdrecht M.C.M. 2001. Overview full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Science and Technology*, **44**, 145–52.
- Zhou Y., Pijuan M., Zeng R.J., Yuan Z. 2008. Free nitrous acid inhibition on nitrous oxide reduction by a denitrifying enhanced biological phosphorus removal sludge. *Environmental Science Technology*, **42**, 8260-8265.
- Zhou Y., Oehmen A., Lim M., Vadivelu V., Ng W.J. 2011. The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants. *Water Research*, **45**, 4672-4682.

BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL
INNOVACIÓN
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN

3. RECUPERACION DE NUTRIENTES DESDE PURINES PORCINOS

OBTENCION DE ESTRUVITA A PARTIR DE UN EFLUENTE DE PURIN DE CERDO PRE-TRATADO ANAEROBICAMENTE





OBTENCION DE ESTRUVITA A PARTIR DE UN EFLUENTE DE PURIN DE CERDO PRE-TRATADO ANAEROBICAMENTE

Cindy Figueroa, Marisol Belmonte y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental,
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad
de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

1. INTRODUCCION

El proceso de digestión anaeróbica es utilizado comúnmente para biodegradar la materia orgánica (demanda química de oxígeno o DQO, demanda bioquímica de oxígeno o DBO₅) presente en purines de cerdo, siendo transformada principalmente en biogás y biomasa. Este proceso es ineficiente para eliminar el contenido de nutrientes, tales como nitrógeno (< 20%), y fósforo (< 10%), que causan diversos problemas ambientales, entre los cuales se destaca el fenómeno de la eutrofización (Choi, 2007). Estos elementos resultan esenciales para el desarrollo de la vida, siendo el fósforo uno de los más demandados y limitados, debido a la alteración en su ciclo biogeoquímico provocado por la acción humana (Choi, 2007). Un aumento en la demanda de fósforo en un 1,5%, ha permitido el desarrollo de alternativas de eliminación / recuperación del fósforo a partir de aguas residuales con un alto contenido de este elemento (Suzuki *et al.*, 2005). En este caso, de efluentes de purines de cerdo que provienen del proceso de digestión anaeróbica. La precipitación química del fósforo en forma de fosfato (P-PO₄³⁻) por cristalización de la estruvita (MgNH₄PO₄·6H₂O o fosfato amónico magnésico hexahidrato), es uno de los procesos más utilizados y económicos para eliminar/recuperar los nutrientes presentes en las aguas residuales (Crutchik y Garrido, 2010). La estruvita, es un cristal ortorrómbico formada por los iones Mg²⁺ (magnesio), NH₄⁺ (amonio), y PO₄³⁻ (fosfato) en relación molar de 1:1:1, cuya constante de solubilidad máxima es 7,08x10⁻¹⁴

(Choi, 2007). La reacción estequiométrica que caracteriza este proceso químico, se muestra en la siguiente expresión (1) (Choi, 2007):

Ecuación 1



Suzuki *et al.* (2002) señalan que la fracción líquida de purín de cerdo, se caracteriza por presentar fosfato, amonio y magnesio, que bajo condiciones de pH elevado (8-9) pueden precipitar formando la estruvita (Figura 1). Este efluente también contiene calcio (Ca⁺), que junto al fosfato, y bajo estas mismas condiciones de pH (8-9), puede precipitar de manera natural formando hidroxiapatita (Suzuki *et al.*, 2002). Para asegurar la formación de la estruvita bajo condiciones controladas, el proceso de precipitación está influenciado por varios factores, tales como: relación Ca/Mg (< 1,2), pH (8-9), temperatura (ambiente), agitación, y tiempo de retención hidráulico (TRH) (0,5–6 h) (Doyle y Parsons, 2002; Jaffer *et al.*, 2002; Suzuki *et al.*, 2002; Yoshino *et al.*, 2003). En efluentes de purines de cerdo la razón de PO₄³⁻:Mg²⁺:NH₄⁺, es de 1:0,81:16,4, siendo necesario adicionar una fuente de magnesio (Mg(OH)₂ o MgCl₂) para favorecer la formación de la estruvita (Suzuki *et al.*, 2002).

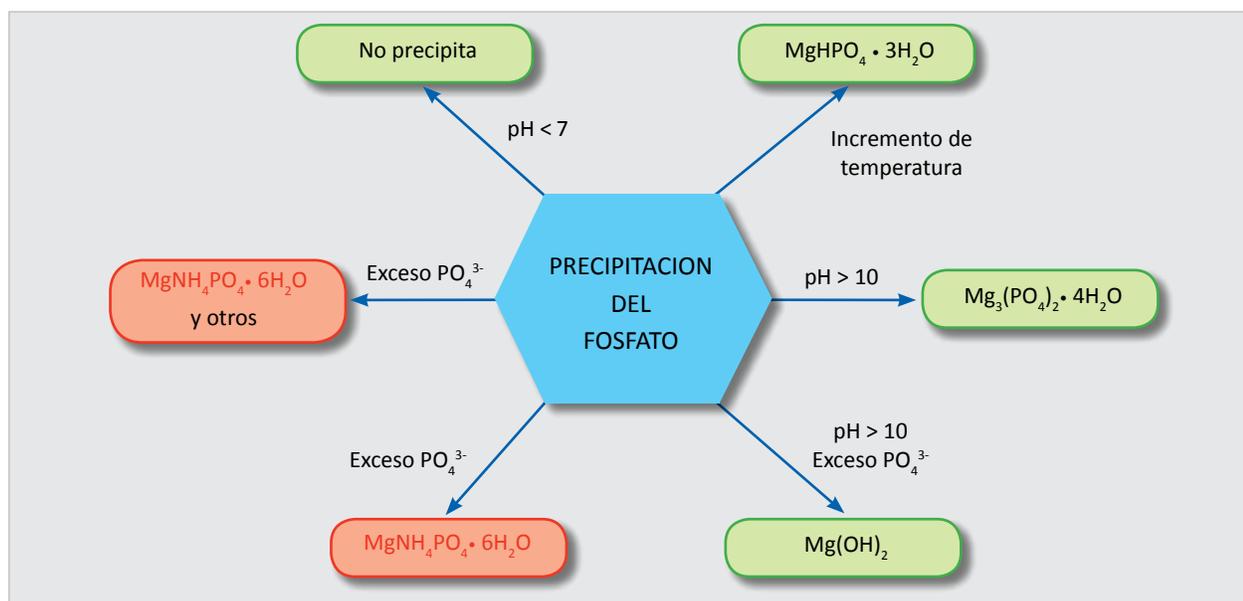


Figura 1. Condiciones de precipitación del fosfato (Modificado de: Choi, 2007)

De acuerdo a lo anterior, el objetivo del presente trabajo tiene relación a la obtención de estruvita mediante precipitación química, a partir de un efluente de purín de cerdo con tratamiento anaeróbico previo. Para ello, se considera la operación de un sistema UASB –tanque agitado para el tratamiento anaeróbico y posterior precipitación química de la fracción líquida de un purín de cerdo.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Efluente

El efluente utilizado, corresponde a la fase líquida de un purín de cerdo proveniente de un plantel de engorda de cerdos

(Rodríguez *et al.*, 2011). El efluente fue obtenido a la salida del tratamiento primario (separador de sólidos).

2.2. Inóculo

El inóculo utilizado en este estudio (lodo granular), provino de un sistema anaeróbico UASB empleado para el tratamiento de aguas residuales de la industria cervecera. La actividad metanogénica inicial del lodo (0,3 g DQO_{CH4}/g SSV-d), fue estimada según el protocolo descrito por Soto *et al.* (1993). La Figura 2, muestra una imagen de microscopía de epifluorescencia de la biomasa utilizada para este estudio, al aplicar la técnica molecular FISH según lo descrito por Amann (1995).

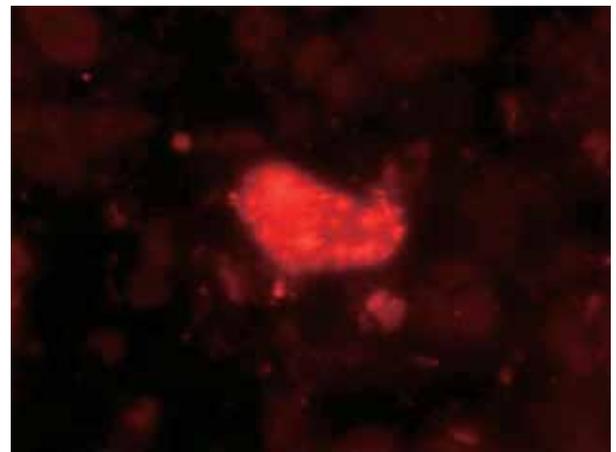
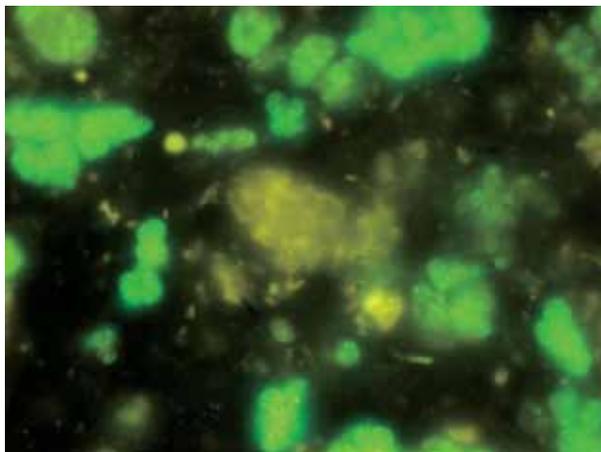
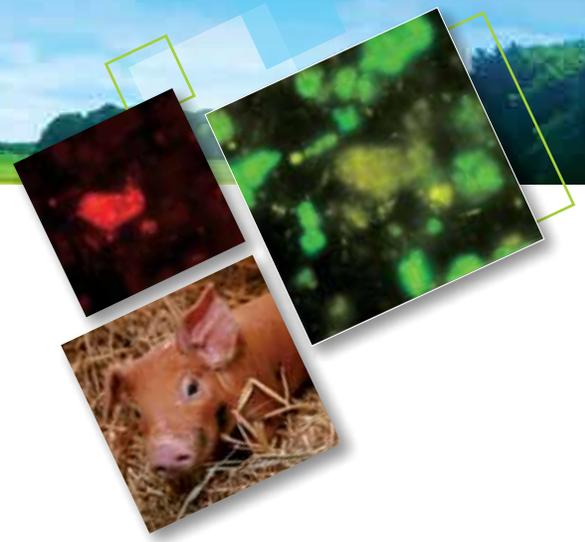


Figura 2. Imagen de microscopía (100x) de bacterias presentes en la biomasa anaeróbica, al utilizar diferentes sondas de marcaje: a) sonda MS821 (*Methanosarcina*), y b) MB1174 (Methanobacteriales menos *Methanodermus*).

2.3. Digestión anaeróbica-precipitación química

-*Sistema UASB* (Figura 3). Para llevar a cabo la digestión anaeróbica, fue instalado un reactor UASB de 2,5 L de volumen útil (relación altura/diámetro: 7), e inoculado con 5 g SSV/L de lodo anaeróbico. El reactor fue instalado en una cámara a temperatura controlada a 37 °C, y operado durante 450 d. La parte superior del reactor contiene un separador de tres fases (sólido-líquido-gas), que permite capturar el biogás generado en el proceso y medido a través de un contador de pasos (1= 41 mL biogás). El efluente obtenido del proceso anaeróbico, fue utilizado posteriormente en un tanque agitado. La velocidad de carga orgánica máxima (VCO_{max}) del lodo, fue determinada previamente en 1,5 g DQO/g SSV·d. La estrategia operacional del reactor, fue aumentar progresivamente la velocidad de carga orgánica (dilución: 1:10; 1:5; 1:2; sin dilución) en el sistema, para evitar la inhibición de las bacterias metanogénicas,

debido a una sobre carga orgánica, manteniendo un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 10 d.

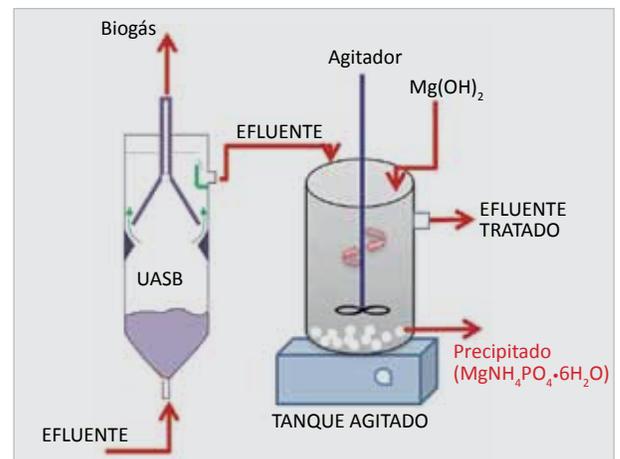


Figura 3. Combinación de reactor UASB-tanque agitado para la obtención de estruvita.

• *Tanque agitado*. El efluente generado durante el proceso de digestión anaeróbica contiene nitrógeno en forma de amonio, y fósforo, los cuales son recuperados mediante precipitación química de la estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). La aplicación de la precipitación química, para este estudio, fue realizado mediante la puesta en marcha de un tanque agitado (ver Figura 3) a escala laboratorio (volumen útil: 0,2 L, relación altura/diámetro: 6). Para este proceso, la formación de estruvita fue evaluada a dos diluciones (1:2,5 y sin dilución) del efluente de purín de cerdo, y a diferentes velocidades de agitación (rango entre 166 a 500 rpm). Durante cada experimento, la temperatura y el pH fueron mantenidas en $15 \pm 2^\circ C$, y 9, respectivamente. Como fuente de magnesio se adicionó cloruro de magnesio ($MgCl_2$), cuya dosis fue determinada después de establecer el contenido de Mg^{2+} y Ca^{2+} presente en el efluente tratado de purín de cerdo, mediante la técnica de absorción atómica. Todo esto, antes de realizar la precipitación química. Durante el proceso se determinó a la entrada y salida del tanque, las concentraciones de fosfato ($P-PO_4$), y sólidos (sólidos suspendidos totales o SST, sólidos suspendidos volátiles o SSV). El TRH, fue fijado en 4 h.

2.4. Métodos analíticos

Para el seguimiento del sistema UASB-tanque agitado, se analizaron muestras totales y soluble (sin filtrar y filtradas). Las muestras denominadas solubles, fueron filtradas mediante membranas Gelman de $0,45 \mu m$ de tamaño de poro. Los parámetros evaluados fueron: DQO, DBO_5 , SST, SSV, nitrógeno total (NT), $N-NH_4^+$, $P-PO_4$, de acuerdo a lo descrito en el *Standard Methods* (APHA, 2005). Parámetros como: pH, conductividad

eléctrica (CE) y potencial redox fueron medidos mediante electrodos (Oakton PC650). La alcalinidad fue determinada según lo descrito por Ripley (1986). La determinación de compuestos tales como: Mg^{2+} , Ca^{2+} , fueron realizados mediante espectroscopia de absorción atómica según el protocolo descrito en la NCh 2313/10 Of 96. La identificación del precipitado, fue mediante difracción de Rayos X (equipo: Rigaku II Rac-2-C). El porcentaje de formación de estruvita, fue determinado de manera indirecta mediante la técnica de vía húmeda (Balabanoff y Gamé, 1984).

2.5. Cálculos

-*Sistema UASB-Tanque agitado*. La eficiencia del sistema en la reducción del fósforo, fue estimada de acuerdo a la siguiente expresión (1):

$$\%E = \frac{(Q_e \cdot C_e - Q_s \cdot C_s)}{(Q_e \cdot C_e)} \cdot 100 \quad (1)$$

Donde: %E corresponde al porcentaje de eliminación; Q es el caudal (L/d); C es la concentración del compuesto; subíndices e y s, corresponden a la entrada y salida del sistema.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Digestión anaeróbica: comportamiento del fósforo

La Figura 4, muestra los resultados obtenidos en relación al comportamiento del fósforo presente en el efluente de purín de cerdo, durante las distintas etapas de operación del reactor UASB. Se observa que, la eficiencia de eliminación de fósforo en el sistema, fue inferior al 25% durante la mayor parte de la operación del reactor UASB. Dicha eficiencia, estaría asociada a la incorporación del fósforo por parte de las bacterias



anaeróbicas, ya que estos microorganismos son capaces incluso de utilizar ortofosfato inorgánico en el crecimiento celular (Chernicharo, 2007).

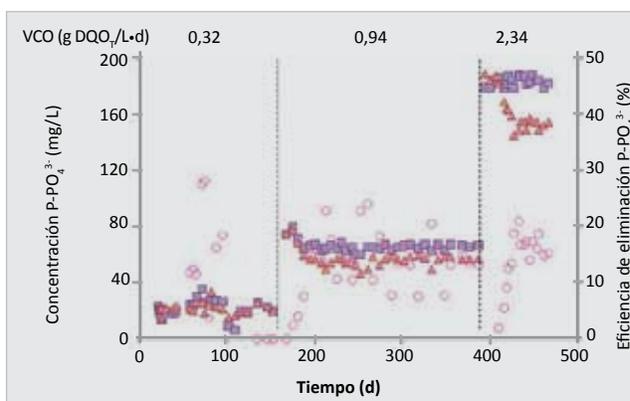


Figura 4. Evolución de la concentración de fósforo (P-PO₄³⁻) a la entrada (■) y salida (▲) del sistema, junto a la eficiencia de eliminación de fósforo (○) durante la operación del reactor UASB.

3.2. Precipitación química: recuperación de fósforo

La caracterización del efluente tratado de purín de cerdo, mediante la técnica de espectroscopia de absorción atómica, presentó una relación de PO₄³⁻:Mg²⁺:NH₄⁺:Ca²⁺ de 1:0,47:50,7:0,76. Estos resultados indican que el efluente tratado mediante digestión anaeróbica, presenta un elevado contenido de amonio (> 1,0 g/L) (Rodríguez *et al.*, 2011), característico de efluentes que provienen del proceso anaeróbico, donde el nitrógeno orgánico es transformado a su forma reducida (amonio). En base a estos resultados, se estimó la relación molar entre el reactante Mg²⁺/PO₄³⁻ (0,47), y de Ca²⁺/Mg²⁺ (1,6), siendo necesario la adición de una fuente de magnesio (para este estudio MgCl₂), para favorecer la precipitación de la estruvita, por sobre la precipitación de hidroxiapatita, como señala Suzuki *et al.* (2002).

La Figura 5, muestra los resultados obtenidos en el sistema de tanque agitado, al evaluar diferentes velocidades de agitación para favorecer la eliminación de fósforo mediante la precipitación química. Se observó que bajo condiciones de pH 9,0 y a baja temperatura (15 °C), al aumentar la velocidad de agitación (166 a 500 rpm) disminuye la eficiencia de eliminación de fósforo. No obstante, al aumentar el contenido de sólidos en el efluente tratado mediante digestión anaeróbica (VCO: 2,34 g DQO₇/L-d), provoca una disminución en la eliminación de fósforo mediante precipitación, ya que la presencia de sólidos impide la interacción entre los reactantes que forman la estruvita (Pastor *et al.*, 2008), como se observa en la Figura 5b.

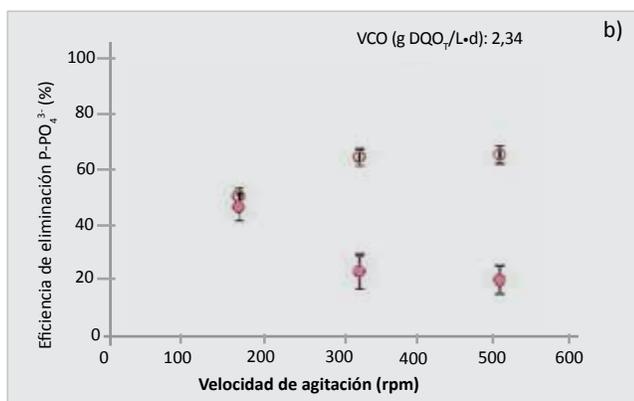
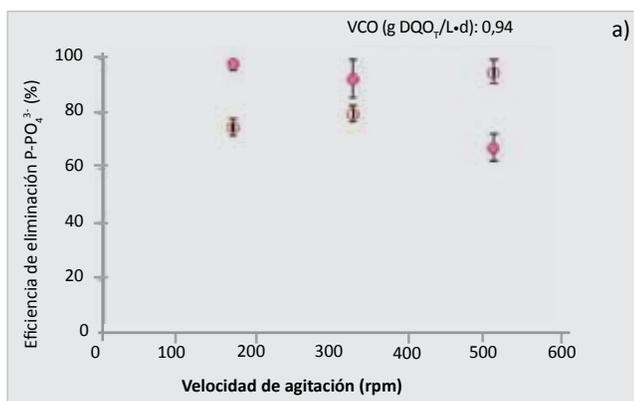
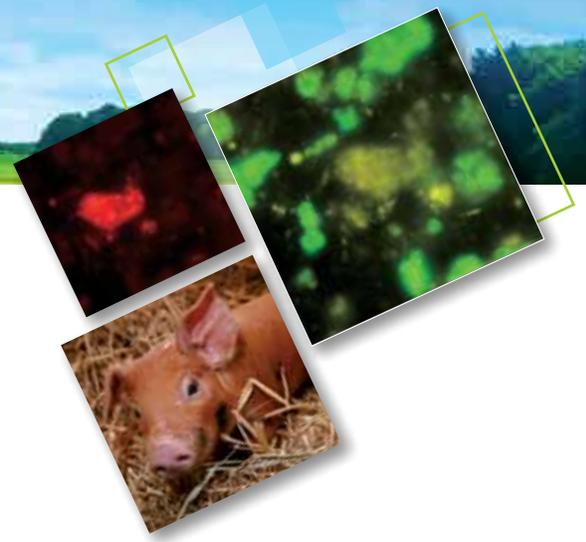


Figura 5. Evolución de la eficiencia de eliminación del fósforo (P-PO₄³⁻) (●) y sólidos suspendidos totales (○), de acuerdo a la velocidad de agitación en el tanque agitado.

El análisis de difracción de rayos X permitió identificar que el precipitado formado a partir del efluente de purín de cerdo, estaba constituido en un 33% de calcita (CaCO₃), y en un 49% de estruvita. Este valor fue inferior a lo indicado por Suzuki *et al.* (2007), cuyo porcentaje de pureza fue de un 95%. Por otra parte, las características en cuanto al contenido de fosfato (18%) que presentó el precipitado obtenido en el presente estudio, fue similar a los fertilizantes comerciales (15%) (Jaffer *et al.*, 2002). Mediante la extrapolación de estos datos, se pudo determinar que a partir de 1 m³ de la fracción líquida de purín de cerdo tratado mediante un sistema UASB-tanque agitado se pueden obtener 450 g de precipitado, de los cuales 218 g corresponden a estruvita.

4. CONCLUSIONES

La obtención de estruvita a partir de purines de cerdo con tratamiento anaeróbico previo, presentan una mayor eficiencia (> 49%), bajo condiciones controladas de agitación (166 rpm), y en efluentes cuyo sistemas UASB opera a VCO de 1 g DQO₇/L·d. Esto debido a la menor presencia en el efluente tratado, de componentes sólidos que interfieren en la precipitación química. El porcentaje de estruvita generado en el precipitado (18%), fue similar al contenido de fosfato de un fertilizante artificial.



5. REFERENCIAS

- Amann R.I. 1995. *In Situ* identification of micro-organisms by whole-cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In A.D.L.: Molecular microbiol ecology manual. Akkerman J.D., van Elsas F.J. de Bruijn (eds). Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, p. 1-15.
- APHA-AWWA-WPCF. 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21st ed., Washington.
- Balabanoff L., Gamé I. 1984. Análisis de minerales y productos industriales no metálicos. Editorial Universidad de Concepción. p. 336.
- Chernicharo C.A.de L. 2007. Biological wastewater treatment series: Anaerobic Reactors (Vol. 4). IWA Publishing, London, UK. p. 175.
- Choi E. 2007. Piggery waste management: towards a sustainable future. Publishing IWA.
- Crutchik D., Garrido J.M. 2010. Phosphorus removal processes. In: Innovative Technologies for Urban Wastewater Treatment Plants. Omil F.P. and Suárez S.M. (Eds.), Novedat Consolidat, Santiago de Compostela, Spain. 161-189.
- Doyle J., Parsons S. 2002. *Struvite formation, control and recovery*. *Water Research*, **36**, 3925-3940.
- Jaffer Y., Clark P., Pearce P., Parsons S. 2002. Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water Research*, **36**, 1834-1842.
- Pastor L., Mangin D., Barat R., Seco A. 2008. A pilot-scale study of struvite precipitation in stirred tank reactor: conditions influencing the process. *Bioresource Technology*, **99**, 6285-6291.
- Ripley L.E., Boyle W., Converse J. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, **58**, 406-411.
- Rodríguez D.C., Belmonte M., Peñuelas G., Campos J.L., Vidal G. 2011. Behavior of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. *Environmental Technology*, **32** (4), 419-425.
- Soto M., Méndez R., Lema J.M. 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity test. Theoretical basis and experimental set up. *Water Research*, **27** (8), 1361-1376.
- Suzuki K., Tanaka Y., Osada T., Waki M. 2002. Removal of phosphate, magnesium and calcium from swine wastewater through crystallization enhanced by aeration. *Water Research*, **36**, 2991-2998.
- Suzuki K., Tanaka Y., Kuroda K., Hanajima D., Fukumoto Y. 2005. Recovery of phosphorous from swine wastewater through crystallization. *Bioresource Technology*, **96**, 1544-1550.
- Suzuki K., Tanaka Y., Kuroda K., Hanajima D., Fukumoto Y., Yasuda T., Waki M. 2007. Removal and recovery of phosphorous from swine wastewater by demonstration crystallization reactor and struvite accumulation device. *Bioresource Technology*, **98**, 1573-1578.
- Yoshino M., Yao M., Tsuno H., Somiya I. 2003. Removal and recovery phosphate and ammonium as struvite from supernatant in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, **48**, 171-178.



LOGIA AMBIENTAL
ZACIÓN
SIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN
INNOVACIÓN

3. RECUPERACION DE NUTRIENTES DESDE PURINES PORCINOS

OPERACION Y CONSIDERACIONES DE DISEÑO DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO A ESCALA INDUSTRIAL PARA LA RECUPERACION DE NUTRIENTES DE PURINES DE CERDO MEDIANTE EL USO DE TYPHA ANGUSTIFOLIA L



OPERACION Y CONSIDERACIONES DE DISEÑO DE UN HUMEDAL CONSTRUIDO A ESCALA INDUSTRIAL PARA LA RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES DE PURINES DE CERDO MEDIANTE EL USO DE *TYPHA ANGUSTIFOLIA* L

Catalina Plaza de los Reyes, Guillermo Pozo, María Elisa Neubauer y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA,
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad
de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

1. INTRODUCCION

Los humedales construidos son sistemas de ingeniería diseñados para utilizar los procesos naturales para el tratamiento de aguas residuales (Vymazal, 2007). Sin embargo, información referente a la operación de estos sistemas para el tratamiento de purines de cerdo aún sigue siendo muy escasa. La configuración de humedal construido (HC) mayormente utilizado para el tratamiento de purines de cerdos, son los humedales de flujo superficial (HFS) (Hunt *et al.*, 2006; Poach *et al.*, 2007). Esta configuración presenta eficiencias de eliminación de un 60 – 80% para DQO y un 74 – 82% para DBO_5 , con cargas orgánicas de entrada de 0,4 – 2 kg DBO_5 /ha-d. Por otra parte, las cargas de nitrógeno total varían de 3 – 36 kg N/ha-d, con eliminaciones de un 70 – 95 %, en el tratamiento de purines de cerdo (Hunt *et al.*, 2006; Poach *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2009). La Figura 1, muestra los mecanismos de eliminación de nitrógeno que incluyen: la desnitrificación, asimilación en tejidos vegetales, la volatilización de amonio, la adsorción de amonio y la mineralización de nitrógeno orgánico (Lee *et al.*, 2009). Siendo la asimilación vía planta, la única vía disponible para la recuperación de nutrientes desde este tipo de sistemas mediante al retiro de la biomasa vegetal mediante la prácticas de podas anuales.

La asimilación de nitrógeno se refiere a una variedad de procesos biológicos que convierten formas de nitrógeno inorgánicas en compuestos orgánicos que sirven como componentes básicos

para células y tejidos. Las dos formas de nitrógeno más utilizadas en la asimilación son el nitrato y el amonio (Lee *et al.*, 2009). Sin embargo, en los procesos asimilativos, la fuente de nitrógeno con mayor uso es la de nitrógeno amoniacal, debido a su estado energético reducido. Estudios de Vymazal (2007), señala que la eliminación de nitrógeno vía incorporación por plantas en humedales construidos se halla en un rango de 100 – 200 g N / m^2 -año, con una máxima incorporación de 22.950 mg N/kg peso seco.

Estudios de Ennabili *et al.* (1998) encontraron que la asimilación de *Schoenoplectus sp.* y *Phragmites sp.* fue de 1,02 y 1,53 kg N/ha-d respectivamente, siendo estos valores menores (< 40%) a los incorporados por *Typha sp.* (2,52 kg N/ha-d) en condiciones naturales. Por otra parte, Szogi *et al.* (2002) reportaron valores entre 1,0 – 1,1 kg N/ha-d para *Typha sp.* en un humedal construido alimentado con purines de cerdo.

Las variaciones en la incorporación dependen principalmente de las condiciones de operación y a la estacionalidad (Kadlec and Reddy 2001; Vymazal, 2007; García-Lledó *et al.*, 2011). Hunt *et al.* (2002) señala que un sistema operado con bajas cargas (< 9 kg N/ha-d), la incorporación de nitrógeno vía planta corresponde alrededor de un 30%, el cual se ve reducido (< 3%) cuando las cargas aplicadas 10 kg N/ha-d, atribuibles a la elevada concentración de amonio ($N-NH_4^+$). Clarke and Baldwin (2002)

han indicado que concentraciones entre 200 – 400 mg N-NH₄⁺/L, pueden generar efectos de fitotoxicidad en especies macrófitas, expresadas en una inhibición del crecimiento y una disminución de la biomasa cercanas a un 80% para *Typha spp.* (de 9,1 a 1,5 ton peso seco/ha-año) (Reddy and DeBusk, 1987; Vymazal, 2007). Afectando directamente a los procesos de eliminación/recuperación de nutrientes, implicando esto además a un aumento en el área de emplazamiento requerida, generando un incremento en el costo de implementación y mantención del mismo.

En Chile el tratamiento de purines de cerdo mediante humedales construidos no ha sido estudiado en profundidad

durante periodos prolongados de tiempo, por lo que no es posible asegurar la eficiencia en la recuperación de nutrientes, considerando principalmente la realidad climática de nuestro país. Por lo antes mencionado, este trabajo tiene como objetivo, estudiar la recuperación de nutrientes mediante *Typha angustifolia* L en un HC entre los años 2008 y 2011, alimentado con purines porcinos con cargas entre 0,05 – 69,97 kg N/ha-d, además de la evaluación de la factibilidad de la utilización de este tipo de tecnología considerando parámetros de diseño en base al contenido de nitrógeno y a las implicancias relacionadas con los impactos ambientales generados mediante este tipo de sistema.

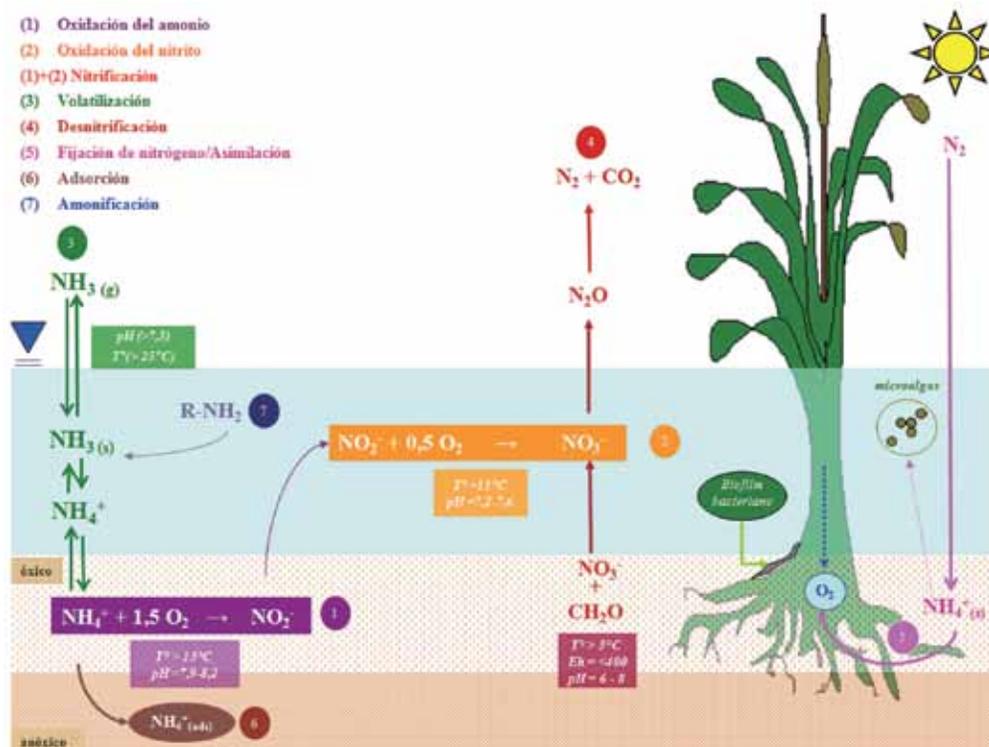


Figura 1. Procesos de eliminación y recuperación de nutrientes en un HC.



2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudio

El área de estudio, correspondió a un HC emplazado en un plantel de engorda de cerdos (> 8.000 animales), ubicado en la zona centro sur de Chile. La Figura 2 muestra el HC, que corresponde a un sistema del tipo flujo pistón correspondiente a 10 canales interconectados delimitados por pretilos, con una profundidad promedio de 0,5 m. El sistema presenta un área aproximada de 2.000 m² con un volumen útil de 2.000 m³; 25d. El sistema fue inoculado con *Typha angustifolia L* con una abundancia relativa promedio de 25 plantas/m² distribuidas uniformemente a lo largo del humedal identificándose 6 puntos de muestreo (M1 – M6). La alimentación del humedal se realizó mediante la incorporación de purín diluido proveniente de una laguna anaeróbica, coincidente el punto de alimentación con el punto de muestreo M1.



Figura 2. Imagen Satelital de los puntos de muestreo del HC.

Para el monitoreo de *Typha angustifolia L* en el humedal, se utilizó un cuadrante de material de PVC de 1,1 m², para la realización de muestreos aleatorios a lo largo del sistema (M1 – M6), con la finalidad de estimar parámetros de crecimiento, abundancia relativa e incorporación de nutrientes. El crecimiento fue evaluado por la medición de la altura (desde el extremo basal al apical) y el diámetro basal. La abundancia se realizó contabilizando el número de especies por m². En tanto la evaluación de la recuperación de nutrientes vía planta se realizó mediante a la realización de biomasa y análisis foliares en cada punto de muestreo.



Figura 3. Muestreo de crecimiento y estimación de abundancia para *Typha angustifolia L*.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Recuperación de nutrientes por *Typha angustifolia L*

La Figura 4 muestra la incorporación de nutrientes para las secciones foliares derivados del análisis proximal y biomasa para *Typha angustifolia L*. para el periodo 2009 – 2011.

El contenido de nitrógeno en la sección foliar permaneció constante durante los años 2009 – 2010 con valores entre 29,3 ± 11,2 g/m² y 27,4 ± 11,4 g/m² respectivamente, aumentando

este valor en un 33% ($40,8 \pm 8,5 \text{ g/m}^2$) en 2011. Estos valores de incorporación se encuentran estrechamente relacionados a la producción de biomasa durante el periodo analizado encontrándose que durante la primera temporada (2009), la biomasa foliar máxima fue de $1.507,6 \pm 120,2 \text{ g/m}^2$. En el último ciclo de crecimiento analizado (2011), la biomasa aumentó en un 39% respecto a los años anteriores, con valores de $2.874,0 \pm 160,0 \text{ g/m}^2$ para biomasa foliar $2.209,8 \pm 170,0 \text{ g/m}^2$. En este sentido, se pudo obtener en el sistema un aumento de 47,6% de la biomasa foliar para los dos últimos años analizados, siendo estos valores más altos a los reportados por Jinadasa *et al.* (2008) y Ennabili *et al.* (1998), quienes encontraron una variación en un rango de $790,0 \pm 250,0 - 2.158,0 \pm 252,0 \text{ g/m}^2$ para la biomasa foliar, en los sistemas operados a bajas cargas ($<1 \text{ kg N/ha-d}$).

La variación en la biomasa puede ser relacionada a un aumento progresivo de las cargas de nitrógeno aplicadas al sistema, con una carga promedio de $14,3 \text{ kg N/ha-d}$.

3.2. Estacionalidad

Poach *et al.* (2004), señalan que la estacionalidad, principalmente la temperatura y las precipitaciones, presentan efectos significativos en la eficiencia de eliminación de nutrientes ($R^2= 0,58$; $P < 0,0001$), encontrándose que las mayores incorporaciones de nutrientes ocurren durante el periodo de verano (53%), con el aumento de las temperaturas y con la disminución de las precipitaciones. La Figura 5, muestra la variación en el crecimiento expresado como diámetro y altura de *Typha angustifolia* durante los años analizados. Es posible apreciar una variación en el crecimiento diametral y longitudinal durante dichos periodos, evidenciándose un mayor crecimiento para el periodo de verano. Lo que es respaldado por el estudio

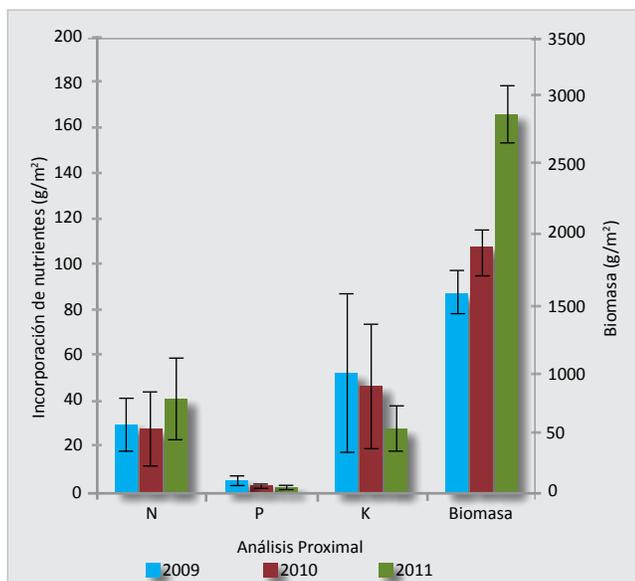


Figura 4. Análisis proximal de *Typha angustifolia L.*

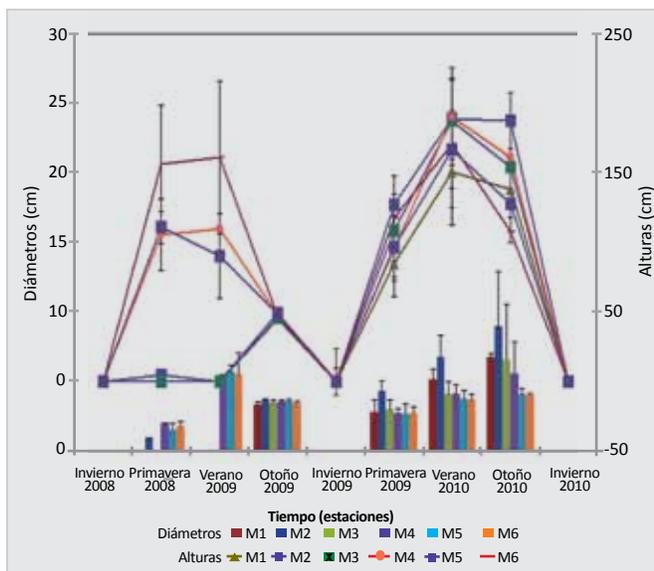


Figura 5. Comportamiento estacional de *Typha angustifolia L.* durante los periodos de invierno de 2008 e invierno de 2010.



de biomasa realizado para ambos periodos encontrándose que para invierno de 2009 la biomasa foliar presentó un rango de 1,5 – 3,69 kg/m², en tanto para el periodo de verano de 2010, esta aumento para la parte aérea de 1,6 a 2,3 kg/m².

3.3. Dimensiones de un humedal construido basado en el contenido de nitrógeno por el área

El dimensionamiento de humedales se basa en el contenido de nitrógeno total presente (Reed *et al.*, 1995), un exceso de nitrógeno en el sistema además de generar efectos de fitotoxicidad (Clarke and Baldwin 2002) afecta la eliminación/recuperación de los mismos, implicando esto un aumento en el área de emplazamiento requerida y consecuentemente un incremento en el costo de implementación y mantención del humedal. La generación y composición de los purines, suele estar influenciada por el estado fisiológico del animal (Moral *et al.*, 2005). La Tabla 1, muestra la composición promedio de las excretas según sea el estado fisiológico del animal, con la producción de nitrógeno diaria estimada.

Tabla 1. Composición promedio de las excretas según sea el estado fisiológico del animal (Babot *et al.*, 2004).

Etapa animal	Peso (kg)	Producción Excretas (L/animal-d)	Nitrógeno (gN/animal-d)	Nitrógeno (kg/m ³)
Cría	16	1,61	8,5	5,3
Recría	29	8,95	30,4	3,4
Maternidad	170	15,38	61,52	4,0
Gestación	125	11,41	43,35	3,8
Engorda	68	4,78	34,89	7,3

A partir de los datos entregados en la Tabla 1 y considerando un efluente proveniente de un tratamiento previo (tratamiento

primario y digestión anaeróbica) y una concentración de entrada de nitrógeno al humedal construido de 2,9 gN/L (Engorda) y una descarga propuesta para dar cumplimiento al DS 90 de 10 mgN/L, es posible obtener las distintas áreas requeridas para la implementación de humedales construidos según el estado fisiológico y el contenido de nitrógeno excretado por el animal.

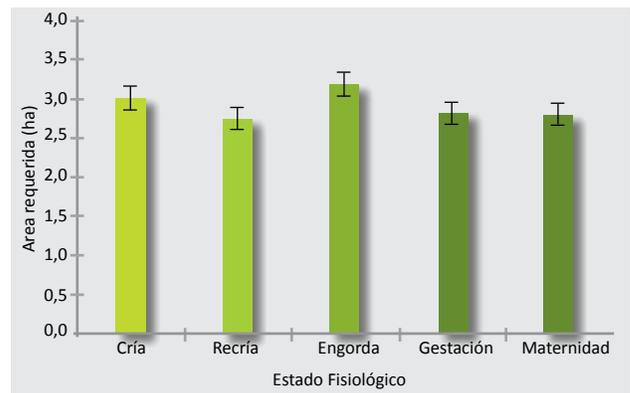


Figura 6. Estimación del área requerida según el contenido de nitrógeno excretado para cada estado fisiológico en la crianza de cerdos.

La Figura 6 muestra que las mayores áreas de emplazamiento son requeridas para las fases de engorda (3,19 ha), seguidos de la fase de cría (3,13 ha), con un área promedio total de 2,91 ± 0,18 ha.

Si bien, se ha considerado digestión anaeróbica como tratamiento secundario, es sabido que las proteínas de elevado peso molecular (sobre 100 Daltons) no son completamente biodegradables (Rodríguez *et al.*, 2011), es por esto que habrá materia orgánica residual contenida en la corriente de entrada del humedal que, debido a mecanismos combinados como fotólisis, entre otros se degradará, produciendo Gases de Efecto Invernadero (GEI). Más aún, esta alternativa de

tratamiento terciario requiere de un área extensa, con impactos ambientales, como los antes indicados y que se indican en el apartado 3.4 y otros de tipo social (apartado 3.5) que vulneran la sustentabilidad de este sector productivo.

3.4. Consideraciones ambientales asociadas al tratamiento de purines de cerdo por humedales construidos

El cálculo de diseño propuesto por Reed *et al.* (1995), se basa en la eliminación conjunta de materia orgánica y nitrógeno utilizando la mayor área obtenida. De esta forma, el dimensionamiento de los humedales construidos se encuentran limitados por el contenido de nitrógeno presente en el sistema y por factores climáticos. Dentro de los impactos ambientales asociados a la eliminación conjunta de materia orgánica/nitrógeno en humedales construidos, se encuentran la generación de olores y la probabilidad de generación de GEI. Dentro de los GEI se encuentra el óxido nitroso (N_2O), con un equivalente de CO_2 de 310 y el metano (CH_4), con un equivalente de 21 (IPCC, 2008). Sjøvik *et al.* (2006), estimaron que la producción N_2O y CH_4 en humedales varía entre 2,1 – 1.000 y 32,0 – 38.000 $mg/m^2 \cdot d$ respectivamente, con un valor CO_2 equivalente de 560 ± 200 para el N_2O y de 5.200 ± 2.300 para CH_4 . Los valores antes indicados son considerables, debido al cumplimiento de los acuerdos asumidos por Chile el año 2010 con el ingreso a la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). Más aún, Chile adquirió un compromiso voluntario de reducción de un 20% de emisiones de GEI al año 2020.

Por otra parte, Clarke and Baldwin (2002) han indicado que concentraciones entre 200 – 400 $mg\ N-NH_4^+/L$, generan efectos de fitotoxicidad en especies macrófitas, por lo que para un óptimo funcionamiento del sistema se requerirá la dilución del purín de entrada, ya que este presenta una concertación de 1,4 $g\ N-NH_4^+/L$, por lo que para lograr esta concentración se requerirá un volumen de agua 3,5 veces superior al caudal de entrada

de purín, bajo condiciones normales. Sin embargo, durante las estaciones de verano el consumo de agua puede aumentar al doble, dado a las altas tasas de evaporación ($20\ m^3/d$; $2.000\ m^2$) de acuerdo a las condiciones climáticas que se encuentra el humedal construido evaluado. Además, es importante indicar que los humedales construidos como alternativas tecnológica para el sector pecuario, no se encuentran consideradas dentro de la Mejores Tecnologías Disponibles (MTD) (o, BAT: Best Available Technologies), para países que integren los países de la OCDE, debido a las prácticas relacionadas a la gestión y al mejoramiento de la eficiencia del uso de agua en la agricultura (OCDE/CEPAL, 2005).

3.5. Consideraciones sociales asociadas al tratamiento de purines de cerdo por humedales construidos

Los sistemas de humedales son particularmente atractivos porque pueden integrarse con el paisaje circundante. Además, los humedales proveen hábitats para la fauna, pueden mejorar el entorno, e inclusive generan espacios recreacionales, que no entregan las estructuras de concreto (Greenway, 2005). Sin embargo, la utilización de humedales construidos con flujo superficial para el tratamiento de purines considera mantener el agua residual por sobre la superficie, aumentando el riesgo de contacto de vectores con humanos, y además, aumenta la aparición de mosquitos (García and Corzo, 2008).

Por otra lado, se ha evidenciado que sistemas superficiales generan un aumento en la producción de olores en comparación a la utilización de humedales construidos de flujo subsuperficial (Wood and Wheeler, 1999). Sin embargo, estos autores argumentan que la presencia de plantas en los humedales construidos reducen un 80 y 83% algunos compuestos odorantes presentes en los purines tales como disulfuro de dimetilo (DMDS) y el p-cresol, respectivamente, en comparación a humedales construidos sin plantas (Wood



et al., 2000). Es importante mencionar que una actividad de tipo intensiva como lo es la ganadería porcina, son muchas las fuentes que contribuyen a la generación de gases y de olores. Por esta razón se debe realizar una identificación de cada una de las posibles fuentes generadoras desde su origen, con el fin de evitar que la suma de todas ellas genere un problema mayor en etapas posteriores del proceso productivo y en los sistemas de tratamiento (Peralta, 2005).

4. CONCLUSIONES

La recuperación de nutrientes de purines porcinos por *Typha angustifolia L* en un humedales construidos de flujo superficial, varía espacial y temporalmente en el sistema. Mediante análisis proximales se determinó que esta especie macrófita permite la recuperación de un 29,6% del nitrógeno total incorporado al sistema, pudiendo eliminarse mediante esta sistema alrededor de un 40% del nitrógeno total incorporado.

De acuerdo a las cargas de nitrógeno generadas según el estado fisiológico de los animales, la utilización de humedales construidos para la eliminación de nutrientes en la zona centro sur de nuestro país, requieren áreas considerables (2,7 – 3,2 ha) para dar cumplimiento al DS 90, generándose además una baja rentabilidad de los suelos al mantener este tipo de tratamiento.

Finalmente, las consideraciones técnicas de diseño y de eliminación conjunta de materia orgánica y nitrógeno mediante humedales construidos, deben contemplar los impactos ambientales y sociales relacionados, que hacen que esta tecnología no sea sustentable y que su implementación para el tratamiento de purines de cerdo es contraria a los lineamientos establecidos para dar cumplimiento a los acuerdos internacionales ambientales y de sustentabilidad, ratificadas por Chile y recomendadas por la OCDE.

5. REFERENCIAS

- APHA. AWWA.WPCF. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 th. Washigton, DC.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1134p.
- Babot D., Andrés N., de la Peña L., Chávez, E. 2004. Técnicas de gestión medioambiental en producción porcina. Proyecto TRAMA (LIFE). Edición de la Fundación Catalana de Cooperación. 42 p.
- Clarke E., Baldwin A. 2002. Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, **18**(3), 257–264.
- Ennabili A., Ater M. 1998. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*, **62**(1), 45–56.
- García J., Corzo A. 2008. Depuración con Humedales Constructuidos: guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Editorial UPC, Barcelona, España, 108 pp.
- Greenway M. 2005. The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecological Engineering*, **25**(5), 501–509.
- Hunt P.G., Poach M.E., Matheny T.A., Reddy G.B., Stone K.C. 2006. Denitrification in Marsh-Pond-Marsh Constructed Wetlands Treating Swine Wastewater at Different Loading Rates. *Soil Science Society of America Journal*, **70**(2), 487–493.
- IPCC 2007. In: Pachauri, R.K., Reisinger, A. (Eds.), Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report (AR4). Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland, p. 104.
- Jinadasa K., Tanaka N., Sasikala S., Werellagama D., Mowjood M. 2008. Impact of harvesting on constructed wetlands performance - a comparison between *Scirpus grossus* and *Typha angustifolia*. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering*, **43**(6), 664–671.
- García-Lledó A., Ruiz-Rueda O., Vilar-Sanz A., Sala L., Bañeras L. 2011. Nitrogen removal efficiencies in a free water surface constructed wetland in relation to plant coverage. *Ecological Engineering*, **37**(5), 678–684.
- Kadlec R., Reddy K. 2001. Temperature effects in treatment wetland. *Water Environment Research*, **73**(5), 543–557.
- Lee C., Fletcher T.D., Sun G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, **9**(1), 11–22.
- Moral R., Perez-Murcia M.D., Perez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Paredes C., Rufete B. 2008. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Management*, **28**(2), 367–371.
- OCDE/CEPAL (2005). Evaluaciones del Desempeño Ambiental: Chile. ed. Naciones Unidas, CEPAL. 246 p.
- Peralta J.M. 2005. Recomendaciones técnicas para la gestión ambiental en el manejo de purines de la explotación porcina Colección Libros INIA No. 18, 206 p.
- Poach M., Hunt P., Reddy G., Stone K., Johnson M., Grubbs A. 2004. Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecological Engineering*, **23**(3), 165–175.
- Poach M.E., Hunt P.G., Reddy G.B., Stone K.C., Johnson M.H., Grubbs A. 2007. Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands. *Ecological Engineering*, **30**(1), 43–50.
- Reddy K.R., DeBusk W.F. 1987. Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. In: Reddy K. R, Smith W. H, editors. Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Orlando, Florida: Magnolia Publishing. p. 337–357.
- Reed S.C., Crites R.W., Middlebrooks E.J. 1995. Natural System for Wastewater Management and Treatment, 2nd ed. McGraw- Hill Inc., New York, NY.



- Rodríguez, D.C., Belmonte, M., Peñuelas, G., Campos, J.L. and Vidal, G. 2011. Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. *Environmental Technology*, **32**(4), 419.
- Szogi A.A., Hunt P.G., Humenik F.J. 2002. Nitrogen Distribution in Soils of Constructed Wetlands Treating Lagoon Wastewater. *Soil Science Society of America*, **67**(1), 1943–1951.
- Vymazal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, **380**(1–3), 48–65.
- Wood S., Wheeler E., Berghage R. 2000. Removal of dimethyl disulfide and p-cresol from swine facility wastewater using constructed subsurface-flow wetlands. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, **43**(4), 973–979.
- Wood S., Wheeler E. 1999. Removal of malodorous compounds from liquid swine manure by subsurface constructed wetlands in a greenhouse. ASAE/CSAE SCGR Annual International Meeting, Toronto, Ontario, Canada, 18–21 July, 1999 1–12.
- Sjøvik A.K., Augustin J., Heikkinen K., Huttunen J.T., Necki J.M., Karjalainen S.M., Kløve B., Liikanen A., Mander U., Puustinen M., Teiter S., Wachniew P. (2006). Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. *Journal of environmental Quality*, **35**(1), 2360–2373.



LOGIA AMBIENTAL
ZACIÓN
SISTEMAS DE INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN
INNOVACIÓN

3. RECUPERACION DE NUTRIENTES DESDE PURINES PORCINOS

RECUPERACION DE NUTRIENTES POR
SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS (C.A.
MEYER) SOJAK EN UN HUMEDAL CONSTRUIDO
ALIMENTADOS CON PURIN DE CERDO



RECUPERACION DE NUTRIENTES POR *SCHOENOPLECTUS CALIFORNICUS* (C.A. MEYER) SOJAK EN UN HUMEDAL CONSTRUIDO ALIMENTADOS CON PURIN DE CERDO

María Elisa Neubauer, Guillermo Pozo, C. Alejandra Villamar, Catalina Plaza de los Reyes y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental,
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad
de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

1. INTRODUCCION

Los humedales construidos, son tecnologías diseñadas, para la reutilización y reciclaje de nutrientes, a partir de la interacción de plantas, suelo y bacterias (Brix, 1997). En el tratamiento de purines porcinos, existe un desconocimiento de la operación de estos sistemas. Sin embargo, algunos autores describen que los Humedales Flujo Superficial (HFS) son la tecnología más utilizada, logrando obtener altas eficiencias de eliminación de fósforo (18 – 80 %) y nitrógeno (16 - 95%) (Lee *et al.*, 2009). Dentro de los humedales construidos, las plantas acuáticas, tienen una influencia directa e indirecta en la disminución de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante asimilación, establecimiento de biomasa bacteriana, dosificación de oxígeno, estabilización del sustrato, filtración, prevención de enlodamiento y aislamiento térmico (Brix, 1997). Dentro de las especies de plantas vasculares acuáticas que se utilizan para la recuperación de nutrientes desde purines porcinos se encuentra las de la Familia Cyperaceas, debido a su capacidad de dosificación de oxígeno (0,5 – 3,1 mg O₂/L) (Gebremariam y Beutel, 2008) lo que favorece un micro ambiente aerobio (> 200 mV) en su zona radicular (Bezbaruah y Zhang, 2004) y con ello, los procesos nitrificantes (Vymazal *et al.*, 2010). La Figura 1 muestra la floración de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak, de la Familia Cyperaceae. Esta especie de planta vascular acuática

perenne de tallo trígono, que presenta flores en los extremos terminales, y puede alcanzar hasta 3 (m) de altura. En Chile, su distribución cubre todo el territorio continental e Isla de Pascua (Catálogo de Plantas Vasculares, 2009). Esta especie, además de vivir en sustratos permanentemente húmedos, es tolerante a altas cargas de nutrientes, alta concentración de materia orgánica con valores de DQO de 435 ± 125 (mg/L) (Zhang *et al.*, 2010), y rangos de pH entre 6 y 9, (Fernández *et al.*, 2008; Kadlec y Wallace, 2008). Estimaciones indican que el aporte de oxígeno por parte de *Schoenoplectus californicus* es de 0,3 a 2,3 (mgO₂/g (peso seco) d). Estas características, posibilitan su uso en humedales construidos para tratamiento de residuos líquidos. Por lo antes mencionado, este trabajo tiene como objetivo, estudiar el crecimiento, abundancia y capacidad de recuperación de nutrientes por la Cyperaceae *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak, en un humedal construido alimentado con purines porcinos.



Figura 1. Floración de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer), Sójak en estación de verano en un humedal construido alimentado con purines porcinos.

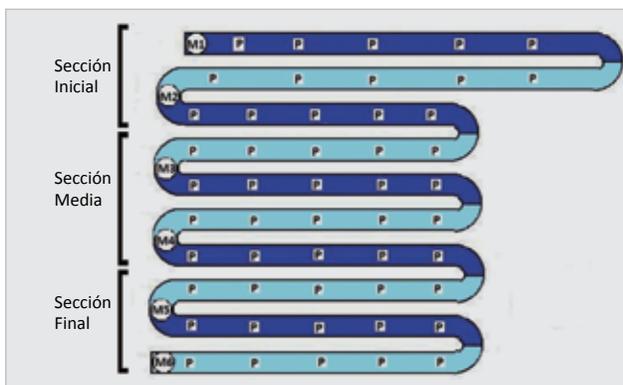


Figura 2. Esquema del humedal construido para el tratamiento de purines, donde se muestran los 10 canales interconectados, las plantas seleccionadas y marcadas para ser medidas ("P"), los 6 sectores de extracción de fase líquida ("M") y la zonación en sección inicial (SI), media (SM) y final (SF) usada para los análisis de datos.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudio

La Figura 2 esquematiza el área de estudio, que correspondió a un humedal construido (0,30 ha), emplazado en un plantel de engorda de cerdos. Se caracteriza por ser de flujo superficial (0,7 m profundidad) y tipo pistón (10 canales con 6 zonas en forma de serpentin), operado a una velocidad de carga superficial entre 0,05 – 0,20 kg N/ ha·d. A lo largo de este humedal, se encuentra distribuida la especie *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak, con una abundancia relativa del orden de 18 – 108 individuos/m².

2.2. Muestreo de plantas vasculares acuáticas

En terreno, se seleccionaron 10 plantas al azar en cada canal ("P"). A cada uno de las plantas etiquetadas, se les midió la altura (desde el extremo basal al apical) y el diámetro basal. Además, se extrajeron individuos para realizar análisis proximales y de determinación de biomasa.

El análisis proximal es usado para determinar concentraciones de nitrógeno, fósforo y carbono, entre otros elementos, presentes en los tejidos de las plantas, permite confirmar síntomas visuales de malnutrición o toxicidad y conocer el



Figura 3. Muestreo en terreno de *Schoenoplectus californicus*.

estado nutricional de dichas plantas (INIA, 2009). Los individuos recolectados fueron separados en sección radicular y foliar (Matsui y Tsuchiya, 2010), se pesaron y luego se dejaron en la estufa a 75° C durante 24 horas, tiempo necesario para alcanzar peso constante. De esta manera, se obtuvo el porcentaje de materia seca de las plantas. Para el análisis de los datos obtenidos a través de las mediciones realizadas a las plantas en terreno, se dividió el humedal en tres secciones: la sección inicial (SI), correspondiente a los puntos de muestreo M1 y M2, la sección media (SM), que comprende los puntos M3 y M4, y la sección final (SF), que incluye los puntos M5 y M6. La recolección de muestras y toma de datos se realizó a través de monitoreos en terreno mes por medio, con el objetivo de lograr un seguimiento detallado de las plantas.



3. RESULTADOS Y DISCUSION

La Figura 4 muestra el crecimiento alométrico (altura/diámetro) de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak, respecto al contenido de nutrientes presente en el purín porcino, en función de la estacionalidad y a lo largo del humedal. Al comparar anualmente, el crecimiento alométrico de *Schoenoplectus californicus* respecto al contenido de nutrientes, se pudo observar, que en primavera existió un mayor crecimiento alométrico durante el periodo 2010 (86,8), respecto al 2009 (39,2), lo que además se relacionó con una disminución del nitrógeno, varió de 0,16 kg N/ha-d (2009) a 0,05 kg N/ha-d (2010). Estacionalmente, *Schoenoplectus californicus*, tanto para invierno como verano, no mostró crecimiento alométrico, esto relacionado con los periodos de poda (invierno) y maduración (verano), dentro del humedal. El mayor crecimiento alométrico de *Schoenoplectus californicus*, se registró para otoño del 2010 (77,5 – 98,5), en donde además existió un incremento en el P (40 mg/L), debido al proceso de acresión vegetal y disminución del nitrógeno, respecto al periodo 2009. Finalmente, *Schoenoplectus californicus* no mostró diferencias importantes, en cuanto al crecimiento alométrico, en las distintas zona donde se distribuyó.

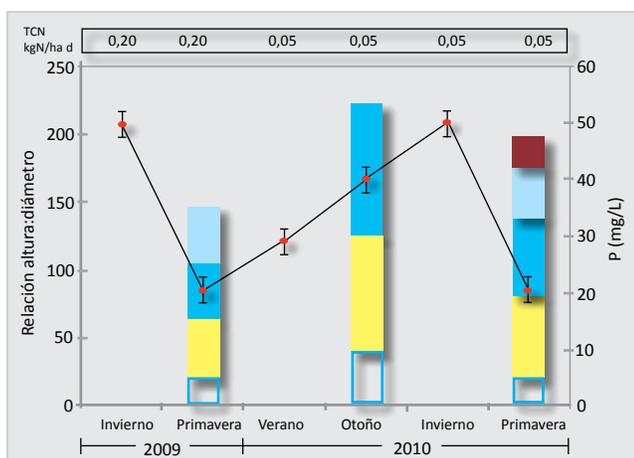


Figura 4. Crecimiento de *Schoenoplectus californicus* durante las estaciones del año.
 M1 □ M2 ■ M3 ■ M4 ■ M5 ■ M6 □

En la Figura 5, se describe el comportamiento estacional de la abundancia relativa (individuos/m) de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak, respecto al contenido de nutrientes presente en el purín porcino y en función de la estacionalidad. Al respecto, se pudo observar, que *Schoenoplectus californicus* fue más abundante, en la primavera del 2010 (108 individuos/m²), respecto a la primavera del 2009 (21 individuos/m²). En el periodo de primavera se registró un mayor incremento en el contenido de nitrógeno (0,16 kgN/ha-d), lo que pudo haber incidido en la inhibición de la abundancia de esta especie a lo largo del humedal. La abundancia relativa, fue menor en invierno - verano (12 individuos/m²) del 2010, relacionado con la poda (invierno) y sensibilidad de esta especie a incrementos en la temperatura (verano). Los resultados obtenidos, son similares a los reportados por Debing *et al.* (2010) para *Schoenoplectus tabernaemontani*, quienes

registraron una abundancia del orden de 112 individuos/m², para una carga de nitrógeno entre 0,2 – 0,4 kg N/ha-d. Existe relación entre *Schoenoplectus californicus* y la concentración de fósforo dentro del humedal, debido a que el aumento de éste (40 - 50 mg P/L) estuvo relacionado con los periodos de senescencia (otoño-invierno) en la planta, y su disminución (20 – 30 mg P/L), con el crecimiento y maduración (primavera-verano).

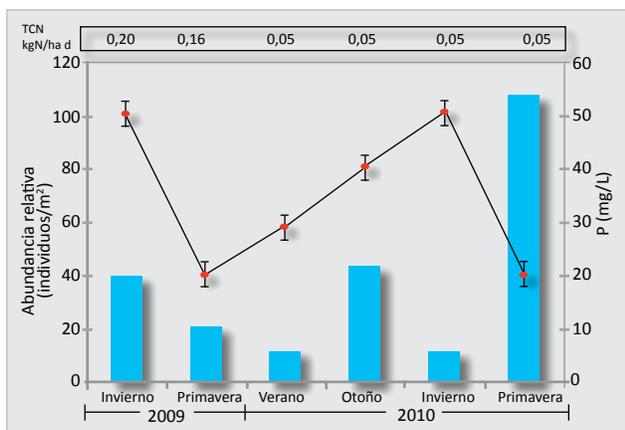


Figura 5. Relación entre la abundancia relativa de *Schoenoplectus californicus*, concentración de fósforo y carga de nitrógeno.

En la Tabla 1, se describe estacionalmente, el contenido en biomasa y nutrientes de *Schoenoplectus californicus*. Los resultados, indican que esta especie tuvo menor crecimiento corporal (biomasa) en el periodo 2009 (522 g/m²), respecto al 2010 (729 g/m²), debido, probablemente, a un incremento del nitrógeno en la alimentación (0,16 – 0,2 kg N/ha-d), durante ese periodo (2009). Por su parte, Zhang *et al.* (2008), muestra que *Schoenoplectus validus*, a cargas entre 0,1 – 1,0 kg N/ha-d, presenta valores de crecimiento similares (108 – 581 g/m²). Por otro



lado, la biomasa foliar, siempre fue mayor (96 - 99%) que la biomasa radicular, lo que sugiere que el nitrógeno presente, pudo influenciar un mayor desarrollo foliar en la planta. El análisis proximal, evidenció un 42% de carbono presente en la planta, y tan sólo un 3% como N, P y K. La relación N:P en la planta, durante el periodo 2009 fue 8,6, menor que para el periodo 2010 (N:P=16), lo que puede estar relacionado con una disminución en la carga de nitrógeno en la alimentación (0,16 – 0,2 kg N/ha·d), durante el periodo 2010.

Tabla 1. Análisis proximal de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak

Componente g/m ²	Foliar		Rizomal	
	2009	2010	2009	2010
Biomasa	500,0 ± 25,0	724,2 ± 36,0	22,7 ± 1,1	4,8 ± 0,2
Carbono	212,5 ± 10,0	304,2 ± 15	9,8 ± 0,4	2,1 ± 0,1
Nitrógeno	13,1 ± 0,6	11,2 ± 0,5	0,7 ± 0,0	0,1 ± 0,0
Fósforo	1,4 ± 0,0	0,72 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,01 ± 0,0
Potasio	15,1 ± 0,6	7,1 ± 0,3	0,4 ± 0,0	0,03 ± 0,0

Valores corresponden a 12 determinaciones

En la Tabla 2, se describe estacionalmente, el contenido en biomasa y nutrientes de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak. Los resultados, demostraron que *Schoenoplectus californicus* tuvo menor crecimiento corporal (biomasa), en el periodo 2009 (522 g/m²), respecto al 2010 (729 g/m²), esto además relacionado con un incremento del nitrógeno (0,16 – 0,2 kg N/ha d), durante ese periodo (2009). Zhang *et al.* (2008), con *Schoenoplectus validus* a una carga entre 0,1 – 1,0 kg N/ha d, reportaron valores similares de crecimiento (108 – 581 g/m²). Por otro lado, la biomasa foliar en *Schoenoplectus californicus*, siempre fue mayor (96 - 99 %) que la biomasa radicular, lo que

sugiere que el nitrógeno presente, pudo influenciar un mayor desarrollo foliar en la planta. El análisis proximal, evidenció un 42% de carbono presente en la planta, y tan sólo un 3% como N, P y K. La relación N:P en la planta, durante el periodo 2009 (8,6) fue menor que para el periodo 2010 (16), lo que puede estar relacionado con una disminución del nitrógeno (0,16 – 0,2 kg N/ha d), durante el periodo 2010. Valores inferiores (0,5 – 8,0), han sido reportados por Zhang *et al.* (2008).

Tabla 2. Crecimiento y comportamiento de la Familia Cyperaceae en humedales construidos

Especie	Tipo Humedal	Tipo Efluente	VCN KgN/ha d	Biomasa g/m ²	Relación N:P	Abundancia (Individuos/m ²)	Referencias
Sc	FWS	Purines	0,05 – 0,2	522 – 729	8,6 – 16,0	12 – 108	Este trabajo
St	HFS	Carne productos lácteos	32 – 185	1316 – 2023	-	-	Kadlec <i>et al.</i> (2005)
Sg	HFVSS	Doméstico	0,1	750 - 2000	-	38 – 175	Jinadasa <i>et al.</i> (2006)
Sv	HFVSS	Doméstico	0,1 – 1,0	108 – 581	0,5 – 8,0	48 - 64	Zhang <i>et al.</i> (2008)
Sv	HFVSS	Doméstico	0,2 – 0,4	-	0,9	112	Debing <i>et al.</i> (2010)
Sv	HFHSS	Lechería	22,0 – 89,0	-	-	147 - 344	Ghosh y Gopal (2010)

Cp: *Cyperus papyrus*; Sc: *Schoenoplectus californicus*; Sg: *Scirpus grossus*;

Sv: *Scirpus validus*; St: *Schoenoplectus tabernaemontani*;

TCS: Tasa de carga superficial; HFHS: Humedal de flujo horizontal superficial; HFHSS: Humedal de flujo horizontal superficial; HFVSS: Humedal de flujo horizontal subsuperficial; HFS: Humedal de flujo horizontal

4 CONCLUSIONES

Schoenoplectus californicus (C.A. Méyer) Soják en un humedal construido alimentado con purines de cerdo, puede crecer alométricamente entre 31,2 y 98,4, y presentar una abundancia relativa entre 21 y 108 individuos/m², durante otoño y primavera. Este crecimiento fue influenciado por el contenido de nitrógeno (entre 0,05 – 2,0 kg N/ha d) presente en el humedal construido. El contenido de fósforo dentro del humedal aumentó, probablemente, por los procesos de acresión y senescencia de las plantas durante el invierno. *Schoenoplectus californicus* puede crecer entre 522 y 729 g/m², y es potenciado por el contenido de nitrógeno (entre 0,05 – 2,0

kg N/ha d) durante el 2010 e inhibido por éste, en el 2009. La predominancia del crecimiento foliar por sobre el radicular, como también la relación N:P entre 8 y 16, sugiere la influencia del nitrógeno presente en el humedal sobre la biomasa aérea, más que sobre la radicular.



5. REFERENCIAS

- Bezbaruah A., Zhang T. 2004. pH, redox and oxygen micro-profile in rhizosphere of bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology Bioengineering*, **88**, 60-70.
- Brix H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*, **35**, 11-17.
- Debing J., Baoqing S., Hong Z., Juanming H. 2010. Chemical oxygen demand, nitrogen and phosphorus removal by sub-surface wetlands with Phragmites vegetation in different models. *Engineering Life Science*, **2**, 177-183.
- Fernández J., Beascochea E., Muñoz J., Curt M. 2008. Manual de Fitodepuración. Universidad Politécnica de Madrid. 115 pp.
- Gebremariam S., Beutel M. 2008. Nitrate removal and DO levels in batch wetland mesocosms: Cattail (*Typha spp.*) versus bulrush (*Scirpus spp.*). *Ecological Engineering*, **34**, 1-6.
- Kadlec R., Wallace S. 2008. Treatment Wetlands. 2° Edition. Boca Raton, Taylor & Francis Group. 1016 pp.
- Lee C., Fletcher T., Sun G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering of Life Science*, **9**, 11-22.
- Matsui T., Tsuchiya T. 2010. Interspecific differences in radial oxygen loss from the roots of three *Typha* species. *Limnology*, **9**, 207-211.
- Vymazal J., Kropfelova L., Jaroslav J., Stichovac, J. 2010. Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage?. *Ecological Engineering*, **36**, 939-945.
- Zhang Z., Rengel Z., Meney K. 2008. Interactive effects of nitrogen and phosphorus loadings on nutrient removal from simulated wastewater using *Schoenoplectus validus* in wetland microcosms. *Chemosphere*, **72**, 1823-1828.
- Zhan C., Wang J., Liu W., Zhu S., Liu D., Chang S., Chang J., Ge Y. 2010. Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full-scale constructed wetland. *Biore-source Technology*, **101**, 1686-1692.

Páginas web

- Catálogo de Plantas Vasculares, Instituto de Botánica Darwinion. 2009. www2.darwin.edu.ar



TECNOLOGIA AMBIENTAL
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN

4. USO AGRICOLA DE PURINES

INFLUENCIA DE LA TECNOLOGIA ANAEROBICA EN LA BIOFERTIRRIGACION CON PURIN DE CERDO EN UN SUELO LIMOSO



INFLUENCIA DE LA TECNOLOGIA ANAEROBICA EN LA BIOFERTIRRIGACION CON PURIN DE CERDO EN UN SUELO LIMOSO

Constanza Chartier, Daniela López y Gladys Vidal

Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental,
Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile,
Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción,
Chile.

1. INTRODUCCION

El purín de cerdo crudo ha sido empleado tradicionalmente como abono agrícola (Sánchez and González, 2005) debido a su alto contenido en materia orgánica (20-110 g DQO_r/L) (Montoya and Martin, 2005) y nitrógeno (0,5-4,0 g/L) (Fischer and Whalen, 2005). Sin embargo, las características antes indicadas y el alto recuento de coliformes fecales 10^3 - 10^8 UFC/mL (Rufete *et al.*, 2006) puede constituir un riesgo para los ecosistemas y la salud de las personas (Venglovsky *et al.*, 2009).

Por otro lado, la toxicidad aguda (Villamar *et al.*, 2012) y metanogénica del purín porcino debido a la concentración de amonio y metales pesados, entre otros, muestran que a concentraciones superiores a 40 mg N-NH₃/L pueden causar la inhibición en la actividad del 50% de la comunidad de bacterias metanogénicas (Belmonte *et al.*, 2011). Debido a la características de los sustratos, es que las estrategias de pretratamiento y operación de los sistemas de tratamiento son esenciales (Navia *et al.*, 2003; Vidal and Diez, 2003). Así, velocidades de carga crecientes en tratamientos anaeróbicos (1,73 – 2,48 g DQO/L-d), pueden producir adaptación del consorcio bacteriano y aumentar la eficiencia de conversión de materia orgánica a metano de 55 a 85% (Rodríguez *et al.*, 2011) y eliminación de coliformes fecales en 1-2 unidades logarítmicas (Sobsey *et al.*, 2006) presentes en este tipo de residuos.

La disposición de sustratos en suelos debe considerar la vulnerabilidad de éste, así como las propiedades del sustrato a disponer. Provolto (2005) establece que para un suelo vulnerable a la lixiviación de nitratos, la aplicación de purín debería considerar una tasa de aplicación de 170 a 340 kg N/ha-año

para suelos no vulnerables. Por otra parte, otras aplicaciones consideran fertirriego con purín a razón de 1:5 o 1:4 con agua de riego, lo que se traduce en aplicaciones de 700 kg N/ha-año (Chartier, 2011).

Es posible establecer que las propiedades texturales de los suelos ejercen efectos sobre las características de los sustratos que son aplicados, definiendo valores específicos de retención de compuestos y permeabilidad. Es así como un suelo de textura fina (arcillas), tiene la capacidad de retener más compuestos y agua que un suelo de textura gruesa, mientras que un suelo medio (limos) presenta mayor equilibrio en sus propiedades físico-químicas (Navia *et al.*, 2003).

A la hora de evaluar la potencialidad de utilizar estos sustratos en fertirriego, no solo se deben considerar las características del suelo y sus necesidades de fertilizantes, sino que también se debe considerar la carga microbiológica. Esto debido principalmente a que la concentración presente de microorganismos bacterianos fecales, tales como coliformes fecales 10^3 - 10^8 UFC/mL, los cuales pueden limitar las potencialidades de reuso de estos purines (Rufete *et al.*, 2006).

Dentro de las bacterias que se pueden encontrar en los purines porcinos, enterobacterias, son un grupo de bacterias Gram negativas que se encuentran en el ambiente y en el tracto digestivo de humanos y animales. Algunas son potencialmente patogénicas para el humano, mientras que algunos géneros (*Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Hafnia* y *Serratia*)

causan infecciones oportunistas. *Escherichia coli* es una bacteria bacilar, Gram negativa y fermentadora de lactosa, siendo el organismo de mayor predominancia dentro de los coliformes fecales (Madigan *et al.*, 2004). Estas bacterias son utilizadas como indicadores de contaminación fecal (APHA–AWWA–WPCF, 1998).

Existen pocos estudios que evalúen los efectos de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo y su relación con el transporte y sobrevivencia de patógenos contenidos en sustratos que son utilizados como fuentes alternativas de riego (Venglovsky *et al.*, 2009). Se han realizado algunos estudios preliminares a escala de laboratorio, utilizando el modelo experimental de columnas con suelo inmovilizado evaluando el comportamiento del lixiviado generado (Unc and Goss, 2004; Guber *et al.*, 2005)

Por lo antes indicado el objetivo de este trabajo es evaluar la influencia de la tecnología anaeróbica en la biofertilización de purín de cerdo en suelo limoso, considerando como indicador las bacterias entéricas lactosa (+).

2. MATERIALES Y METODOS

2.1 Muestras

Las muestras utilizadas corresponden a muestras de purín de cerdo proveniente de un plantel de engorda de 8.000 cerdos. Se trabajó con dos tipos de purín, el primero corresponde a un purín crudo de cerdo, que fue extraído posterior al tratamiento primario de la planta y el segundo correspondió a un purín extraído después de un tratamiento anaeróbico (Rodríguez *et al.*, 2011).

Las características físico-químicas del purín se determinaron de acuerdo a pH, potencial redox y conductividad eléctrica. Además, se determinó la materia orgánica como Demanda Química de Oxígeno Total (DQO_T), nitrógeno (N-NH₄⁺) y

coliformes fecales (APHA–AWWA–WPCF, 1998).

Las muestras de suelo fueron obtenidas de un predio agrícola aledaño al plantel de cerdo y correspondió a la fracción orgánica y horizonte A (30 cm de profundidad) de un suelo limoso. El suelo fue caracterizado, donde se midió humedad, materia orgánica y granulometría (Lewis and Sjöstrom, 2010).



Figura 1. Muestreo de suelo y tamizado de muestras



2.2 Ensayos con columnas de suelo

Los ensayos en las columnas de suelo, se realizaron en columnas de PVC de 7,2 cm de diámetro y 25 cm de longitud (Lewis and Sjöström, 2010). Los puntos de muestreo en las columnas, correspondieron a tres perforaciones realizadas a diferentes alturas: A1 (8 cm), A2 (16 cm) y A3 (23 cm), en donde se realizó la extracción de las muestras. Las columnas utilizadas presentaron una altura de suelo de 23 cm, con un rango de porosidad de suelo entre 36-38%.

Las columnas fueron alimentadas por única vez con ambos tipos de purín de acuerdo a dos parámetros de riego. La primera carga basada en la aplicación de purín en terrenos agrícolas chilenos sin control de nutrientes (700 kg N/ha-año). La segunda carga, basada en normativas y recomendaciones internacionales (350 kg N/ha-año). Como sistema control, se alimentaron columnas con agua destilada.

En total, cinco sistemas fueron implementados: sistema con purín crudo de 700 kg N/ha-año (PC1), sistema con efluente anaeróbico de 700 kg N/ha-año (EA1), sistema con purín crudo de 350 kg N/ha-año (PC2), sistema con efluente anaeróbico de 350 kg N/ha-año (EA2) y sistema control. Cada sistema alimentado con purín consistió en 7 columnas de suelo. Para cada medición, se analizó una columna por tipo de sistema, las cuales fueron posteriormente desechadas.

2.3 Balance de materia orgánica y nitrógeno

Se determinó la concentración de nitrógeno como amonio ($N-NH_4^+$) en la entrada (E) y en los lixiviados o salida (S) de las columnas de suelo (día 15). La materia orgánica como DQO_T se determinó en el día 1, en muestras de alimentación y lixiviados.

La retención (R) de estos componentes en el suelo se determinó con la ecuación:

$$R = E - S \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde: R: retención; E: entrada; S: salida

El valor de la DQO_T determinada en el lixiviado del sistema control, fue utilizado para determinar la diferencia entre el control y los otros sistemas. Con los valores obtenidos, se determinó la retención de DQO_T .

2.4 Recuento de bacterias entéricas lactosa (+)

Se determinaron bacterias bacilares entéricas lac (+) en las muestras de entrada (E) y en el lixiviado, en los 4 sistemas utilizados (PC1, PC2, EA1 Y EA2). Las mediciones se realizaron el día 1, tras la aplicación y luego se midieron cada 48 h

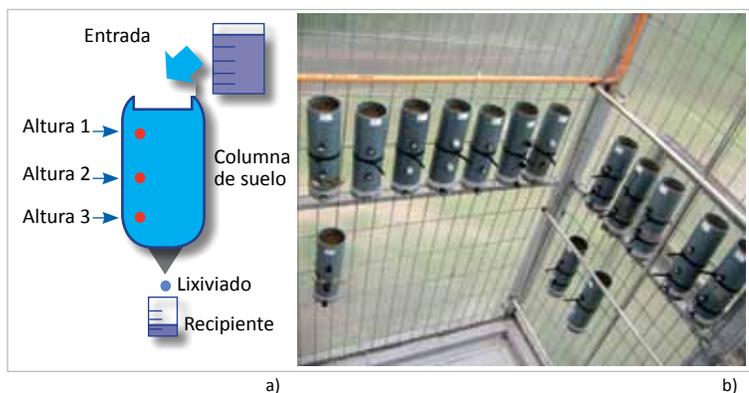


Figura 2. Columnas de suelo. a) Esquema del funcionamiento de una columna de suelo. b) Fotografía de columnas de suelo instaladas.

en un periodo de 15 d. El recuento se realizó mediante la técnica recuento viable en placa, utilizando placas de agar MacConkey (Merck), el que permite seleccionar y cuantificar organismos que corresponderían a *Escherichia coli*, *Klebsiella* y *Enterobacter*. Las placas fueron incubadas a $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ por 48 h (APHA–AWWA–WPCF, 1998).



Figura 3. Placas positivas para bacterias entéricas lac (+)

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1 Retención de materia orgánica y nitrógeno

La materia orgánica alimentada y retenida por el suelo en los cinco sistemas, se presenta en el Tabla 1. Se observa una relación positiva entre la retención de DQO_T y la alimentación de ésta, en los diferentes sistemas. La concentración de materia orgánica presente en el lixiviado de los sistemas que utilizan purín crudo, presentaron mayor retención, debido probablemente al efecto generado por las partículas de materia, las que obstruyen los poros del suelo y aumentan la capacidad de adhesión entre partículas de suelo (Crist *et al.*, 2005).

El nitrógeno en el purín está presente principalmente como amonio (70%), este al ser aplicado en las columnas de suelo fue retenido casi en su totalidad (99%), tanto para purín crudo como tratado anaeróbicamente (Tabla 1). Estos altos rangos en la eficiencia en la retención de amonio, están dados tanto por características granulométricas del suelo, como por la disponibilidad de materia orgánica, la cual optimiza la retención (58%) de nitrógeno en el suelo (Barret and Burke, 2000).

Tabla 1. Retención de materia orgánica (DQO_T) y nitrógeno (N-NH_4^+) en las columnas de suelo.

Parámetros		Unidad	PC1	EA1	PC2	EA2
Materia orgánica	Lixiviado	mg/ L	289,1±9,8	213,5±48,8	266,8±56,2	226,4±9,8
(DQO_T)	Retención	%	96	88	92	56
Nitrógeno	Lixiviado	mg/ L	3	9,7	3,2	3,4
(N-NH_4^+)	Retención	%	99,46	99,35	99,51	99,29

PC: purín crudo; EA: efluente anaeróbico; 1: 700 kg N ha⁻¹año⁻¹; 2: 350 kg N ha⁻¹ año⁻¹



3.2 Retención de bacterias entéricas lac (+) en el suelo

La Figura 4 muestra la materia orgánica que se aplicaría a una hectárea de suelo y la retención de bacterias entéricas lac (+) por unidad de superficie, en los días 1 y 15. Se observa que, la mayor retención de materia orgánica (99,9%) se presentó el día 1, utilizando purín crudo con una dosis de 700 kg N/ ha año, tipo de purín con concentración de 4801 ± 85 kg DQO_T/ha año. La menor retención (86,2%), se presentó el día 15, utilizando efluente anaeróbico de 350 kg N/ha año, con una concentración de 287 ± 12 kg DQO_T/ha año. Se puede observar que la retención bacteriana, resulta menos eficiente utilizando purín tratado anaeróbicamente, en el que la materia orgánica se ve reducida. Indicando que a menor carga de materia orgánica, existe una relación directa sobre la retención bacteriana.

El aumento en la eficiencia de retención de bacterias en las columnas de suelo con aplicaciones de purín crudo, se podría

deber al efecto físico (adsorción) ejercido por las partículas orgánicas sobre el suelo. Este efecto generaría condiciones de saturación de los espacios del suelo, lo que conllevaría a una disminución en la movilidad de las bacterias (Rufete *et al.*, 2006).

Por otro lado, considerando que el recuento de bacterias bacilares entéricas lac (+), que incluye especialmente a *Escherichia coli*, puede sugerir la presencia de contaminación fecal, pues este organismo es el indicador de contaminación fecal más utilizado y a su vez, es el mayor exponente de este grupo indicador de patógenos (representa más del 94% del grupo de coliformes fecales).

De esta manera, es indispensable a la hora de aplicar purines como biofertilizante, un estudio de flujo, saturación hídrica y de las características de los suelos regados, con el fin de evitar la lixiviación de estas bacterias hacia las napas freáticas.

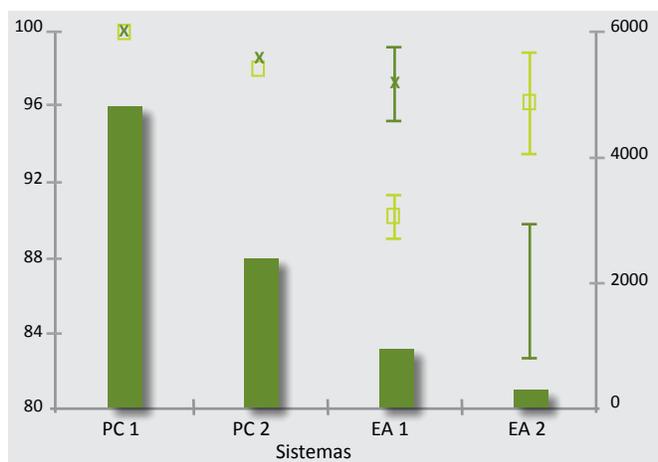


Figura 4. DQO_T aplicada y retención de bacterias entéricas lac (+) por hectárea de suelo con diferentes cargas de purín, en los días 1 (□) y 15 (x) (PC: purín crudo; EA: efluente anaeróbico; 1: 700 kg N ha/año; 2: 350 kg N ha/año).

4. CONCLUSIONES

El N-NH_4^+ alimentado en las columnas fue retenido en el suelo en más de 99% en todos los sistemas. La retención de la DQO_T aumentó con el aumento de DQO_T alimentada en los diferentes sistemas. Además, se encontró una relación directa entre la retención de bacterias entéricas lac (+) y la DQO_T aplicada. Un 99% de retención de bacterias se observó en el sistema alimentado con 700 kg N/ha año.

5. REFERENCIAS

- APHA–AWWA–WPCF. 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. 19va ed. Washington, D.C: American Public Health Association.
- Barrett J., Burke I. 2000. Potential nitrogen immobilization in grassland soils across a soil organic matter gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 1707-1716.
- Belmonte M., Hsieh C.-F., Figueroa C., Campos J.L., Vidal G. 2011. Effect of free ammonia nitrogen on the methanogenic activity of the swine wastewater. *Electronic Journal of Biotechnology*, **14** (3), <http://dx.doi.org/10.2225/vol14-issue3-fulltext-11>.
- Chartier E., C. 2011. Evaluación de la retención de bacterias Gram negativas entéricas lactosa positivo en columnas de suelo franco limoso, tras aplicación de purín de cerdo tratado anaeróbicamente y sin tratamiento. Tesis para optar al título de de Bioingeniero. Universidad de Concepción, 83 p.
- Crist J., Zevy Y., MacCarthy J., Throop J., Steenhuis T. 2005. Transport and retention mechanisms of colloids in partially saturated porous media. *Vadose Zone Journal*, **4**, 184-195.
- Fischer E., Whalen S. 2005. Rates and controls on denitrification in an agricultural soil fertilized with liquid lagoon swine waste. *Nutrient Cycle Agroecosystem*, **71**, 271-287.
- Guber A., Shelton D., Pachepsky Y. 2005. Transport and retention of manure-borne coliforms in soil. *Vadose Zone Journal*, **4**, 828-837.
- Lewis J., Sjöström J. 2010. Optimizing the experimental design of soil columns in saturated and unsaturated transport experiments. *Journal of Contaminant Hydrology*, **115**, 1-13.
- Madigan M., Martinko J., Parker J. 2004. Brock, biology of microorganisms, 10th ed. *Pearson Educación*, 1011 pp.
- Navia R., Levet L., Mora M.L., Vidal G., Diez M.C. 2003. Allophanic soil adsorption system as a bleached kraft mill aerobic effluent post-treatment. *Water, Air and Soil Pollutant*, **148**, 323-333.



- Provolo G. 2005. Manure management practices in Lombardy (Italy). *Bioresource Technology*, **96**, 145-152.
- Rodríguez D., Belmonte M., Peñuelas G., Campos J.L, Vidal G. 2011. Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. *Environmental Technology*, **32**, 419-425.
- Rufete B., Perez-Murcia M., Perez-Espinoza A., Moral R., Moreno-Caselles J., Paredes C. 2006. Total and faecal coliform bacteria persistence in a pig slurry amended soil. *Livestock Science*, **102**, 211-215.
- Sánchez M., González J.L. 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technology*, **96**, 1117-1123.
- Sobsey M., Khatib L., Hill V., Alocilja E., Pillai V. 2006. Pathogens in animals waste and the impact of waste management practices on their survival, transport and fate. In: Rice J., Caldwell D., Humenik F. (ed). *Animal Agriculture and the Environment: National Center for Manure and Animal Waste Management*. St. Joseph, Michigan. pp. 609-666.
- Unc A., Goss M. 2004. Transport of bacteria from manure and protection of water resources. *Applied Soil Ecology*, **25**, 1-18.
- Venglovsky J., Sasakova N., Placha I. 2009. Pathogens and antibiotic residues in animal manures and hygienic and ecological risks related to subsequent land application. *Bioresource Technology*, **100**, 5386-5391.
- Vidal G., Diez M.C. 2003. Influence of feedstock and bleaching technologies on methanogenic toxicity of kraft mill wastewater. *Water Science and Technology*, **48** (6), 149-155.
- Villamar C. A., Cañuta T., Belmonte M., Vidal G. 2012. Characterization of swine wastewater by Toxicity Identification Evaluation Methodology (TIE). *Water Air and Soil Pollution*, **223**, 363-369



TECNOLOGIA AMBIENTAL
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN

4. USO AGRICOLA DE PURINES
SISTEMA DE GESTION DE PURINES COMO
FERTILIZANTE



(SGPF) SISTEMA DE GESTION DE PURINES COMO FERTILIZANTE

Héctor Flores, Diego Rivera y José Luis Arumí

Departamento de Recursos Hídricos,
Facultad de Ingeniería Agrícola,
Universidad de Concepción, Campus Chillán.
Casilla 535-C, Chillán, Chile.

1. INTRODUCCION

Este trabajo presenta el desarrollo de una herramienta que permite planificar y ejecutar acciones que promuevan el buen uso de los purines generados en la producción agropecuaria intensiva. Por ello se propone generar un soporte de decisión, que es una herramienta técnica cooperativa sobre la gestión y el desarrollo de un sector agropecuario amigable, cambiando la forma de mirar sus residuos desde una perspectiva problemática hacia una concepción de oportunidad de cooperación e integración con los agricultores que se encuentran en sus inmediaciones. El sistema de gestión propuesto cumplirá dos funciones fundamentales: (1) proporcionar información y conocimiento para la gestión, ya no de un desecho si no mas bien de un recurso (Purín), y (2) servir de base para las instituciones fiscalizadoras permitiendo generar propuestas y supervisar la disposición de los recursos.

El sistema de Gestión de Purines como Fertilizante (SGPF), se desarrolló considerando la relación suelo-planta-agua y las condiciones climáticas que imperan sobre los predios donde se dispondrán los purines. Este sistema de gestión permite calcular las tasas de purín que pueden ser aplicadas al suelo, bajo condiciones específicas del área y cultivos. Para determinar la tasa de aplicación del purín es importante contar con información tal como las concentraciones de nitrógeno y fósforo orgánico e inorgánico presente en el purín, el estado nutricional del suelo y contenido de materia orgánica presente, además de las recomendaciones nutricionales para

un rendimiento de producción determinada según cultivo. La cantidad de purín posible de aplicar esta condicionada por la volatilización, mineralización de materia orgánica, desnitrificación e inmovilización, procesos que son influidos por la actividad microbológica, textura del suelo, temperatura, entre otros.

El sistema de soporte de decisión para la aplicación de purín, integra modelos relacionando los ciclos de nutrientes con los procesos de (Riego, precipitación)-escorrentía, erosión y transporte disuelto y adsorción de los elementos nitrógeno y fósforo. Este sistema de soporte de decisión, resta o suma las pérdidas y transformaciones potenciales de los nutrientes en el balance general, con lo cual se puede conocer la cantidad de nutriente disponible que queda para el cultivo en suelo. Además el usuario será capaz de generar rápidamente varios escenarios de aplicaciones de purines futuras, optimizando la utilización de nutrientes y disminuyendo las pérdidas. Este Sistema de soporte de decisión fue desarrollado usando las ecuaciones relacionadas con las transformaciones y movimientos de nutrientes presentes en los modelos SWAT (Neitsch et al., 2005) y APEX (Williams and Izaurralde, 2007) cuyos resultados son presentados a través de una interfaz gráfica realizada con el programa Matlab.

2. METODOLOGIA

La aplicación de un sistema de balances como un instrumento para una mayor sustentabilidad de las prácticas de manejo nutricionales requiere ser establecido, con objetivos ambientales y agronómicos (Oborn *et al.*, 2003; Hedlund *et al.*, 2003). En este caso es importante determinar el balance de dos nutrientes, concretamente N, P (Nkonya *et al.*, 2005). Un balance de nutrientes estima la diferencia entre la cantidad de nutrientes que entran y la que salen de un sistema en particular en una escala espacio y tiempo definida (IN-OUT). Estos balances en la agricultura consideran la capa de suelo explorada por las raíces como el estanque donde los nutrientes son agregados, transformados y adsorbidos. En general el balance describe el ciclo de los nutrientes en el suelo basados con las relaciones descritas en literatura (Buyse *et al.*, 2005).

La cantidad de nutrientes a reponer es calculado como la diferencia entre la necesidad de N, P del cultivo, disponibilidad en el suelo, características del purín y las transformaciones propias de ellos que tienen lugar bajo ciertas condiciones propias de la zona, según Oborn *et al.* (2003). El manejo sustentable de nutrientes dependerá de como son manejados estos a nivel de campo, siendo los principales focos de atención, la sincronización y localización de la demanda de nutrientes del cultivo. Para desarrollar el sistema de soporte de decisión, el primer paso es la construcción de un modelo conceptual donde se representan las condiciones locales del área de estudio, identificando y jerarquizando las variables claves que pueden afectar directa o indirectamente las condiciones medio ambientales relacionadas con la lixiviación y arrastres de nutrientes, que están asociados a la degradación de los cuerpos de aguas. Para este caso se usará el mismo modelo conceptual descrito en el punto anterior. Se advierte que los factores claves a considerar para conseguir un manejo ambientalmente sustentable, minimizando las pérdidas de nutrientes, están

asociados tanto a las buenas prácticas de fertilización, ya sea artificial y natural, como el manejo del riego.

Una vez definidas las ecuaciones del Modelo SWAT y APEX, que permiten representar las relaciones e interacciones del sistema de interés, mediante Matlab se generó un sistema de soporte de decisión relacionando cada uno de los procesos involucrados en la gestión predial del purín (Figura 1a), para posteriormente integrar todo a una interfaz gráfica de Usuario. Los datos necesarios para correr el programa hacen referencia a las características físico químicas del suelo y del purín (Figura 1b) y (Figura 1c), las características climáticas del predio, necesidades nutricionales y hídricas del cultivo, como la variación de la temperatura del suelo para las diferentes estratos y los parámetros hidrológicos son obtenidos de la (Figura 1d).

Con el propósito de evaluar la metodología, esta se aplicó en el predio de San Guillermo, ubicado a 22 km al noreste de la ciudad de Chillán, Comuna de Coihueco, provincia de Ñuble, región del Bío-Bío, Chile.

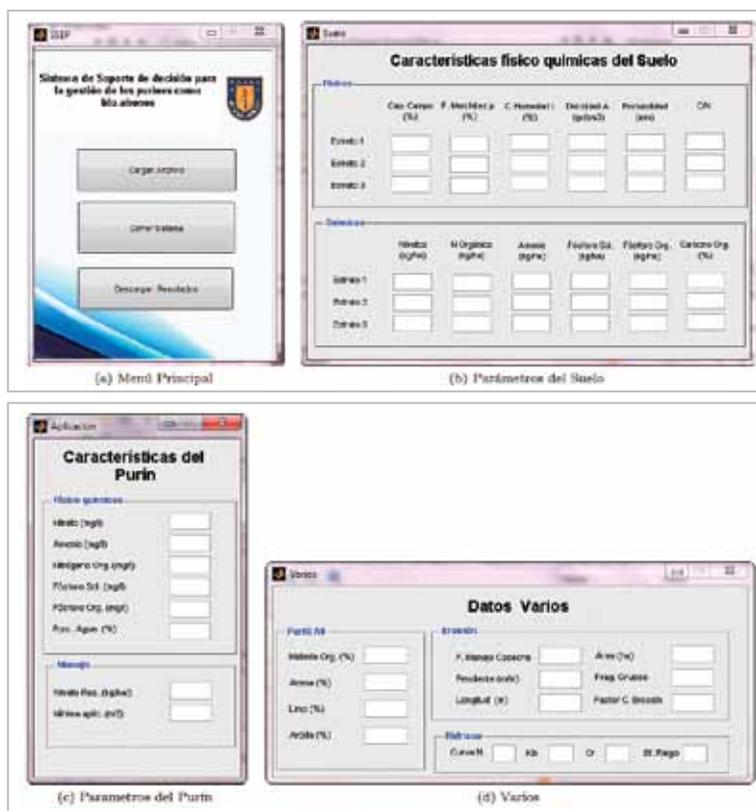


Figura 1. Interfaz gráfica.

3. RESULTADOS

3.1 Sistema de soporte de decisión

Para este caso se contempla el cultivo de Maíz forrajero (*Zea mays*), el cual tiene una importancia relevante en la zona centro sur de Chile y es en gran medida utilizado para disponer de los purines. Este sistema de soporte de decisión permitir al usuario evaluar cualquier cultivo, debiendo tener claridad de la necesidad nutricional de este a diferentes estados fenológicos, para el caso de estudio la información del requerimiento nutricional se obtuvo de Hirzel and Best (2002), los coeficientes de cultivos para diferentes estados fenológicos fueron recabados de Ferreyra et al. (2005). Los datos meteorológicos fueron recolectados por la estación meteorológica de la Universidad de Concepción Ubicada en la comuna de Chillán, región del Bio-Bio, Latitud 36 34' Sur y Longitud 72 06' Oeste. Para este ejemplo se utilizó el sector A del predio, cuyas características de suelo se muestran en las Tablas 1 y 2. Las características físicoquímicas del purín a ser utilizado es determinado por múltiples factores desde el tipo de alimentación, sistema de operación del plantel, estado de desarrollo de cerdo, sistemas de tratamientos, entre otros. A continuación se muestra en la Tabla 3 las concentraciones de salida de los purines después del sistema de tratamiento.

Los antecedentes necesarios para calcular la pérdida de suelo por erosión se entregan en la Tabla 4, que tienen relación a la condición del perfil superior (A0) del suelo.

La Curva Número (CN) de escorrentía para tierra cultivada con maíz, con un suelo poco profundo areno-arcilloso se estimó como CN = 78, el criterio de riego utilizado ser el 50 % del almacenamiento máximo del suelo, el Coeficiente de bandeja de 0,85 y la eficiencia de aplicación de riego de 75%.

Tabla 1. Contenido nutricional del suelo.

	Nitrato (kg/ha)	Amonio (kg/ha)	N Org. (kg/ha)	Fósforo Sol. (kg/ha)	Fósforo Org. (kg/ha)	Carbono Org. (%)
Estrato 1	35	20	50	20	22	9,2
Estrato 2	30	20	50	20	20	6,7
Estrato 3	20	20	50	20	18	4,8

Org.: Orgánico Sol.: Solución

Tabla 2. Características físicas del suelo.

	Capacidad de Campo (%)	PMP (%)	Humedad Inicial (%)	Prof. (mm)	Densidad Aparente (gr/cm ³)	Relación C/N
Estrato 1	64.7	33.7	49	170	0,8	33
Estrato 2	65.4	36.3	50	400	0,9	33
Estrato 3	64.2	36.5	50	600	0,9	31

PMP: Punto de Marchitez Permanente

Prof.: Profundidad del estrato del suelo

Tabla 3. Características fisicoquímicas del purín.

Parámetro	Valor
Nitrato (mg/L)	21,8
Amonio (mg/L)	10
Nitrógeno Orgánico (mg/L)	1000
Fósforo Soluble (mg/L)	30
Fósforo (mg/L)	40
Contenido de Agua (%)	90

Tabla 4. Característica física del perfil superficial y factores de cálculo de la erosión.

Característica física del perfil	Factores de cálculo
Factor Manejo de Cosecha	0,7
Factor Practicas de Control de la Erosión	1
Factor de longitud y pendiente	
Longitud (m)	1000
Pendiente (m/m)	0,03
Factor de Fragmento Grueso	0,2
Factor de Erodabilidad del suelo	
Arena (%)	40
Limo (%)	35
Arcilla (%)	25
Materia Orgánica (%)	15,8



3.2 Resultados entregados por el SGPF

Para la aplicación del purín se entregaron como variables de decisión la cantidad de nitrógeno residual en el suelo (Nitrógeno disponible menor que 10 KgN/ha), para un tasa de aplicación de 50 m3/ha, lo que tiene estrecha relación con los costos asociados en la gestión del recurso. En la Figura 2 se puede observar que no es posible con la aplicación solo de purín cumplir con el requerimiento del cultivo. Esto está relacionado con la capacidad de retención de agua del suelo, dado que el purín es principalmente agua: una mayor aplicación puede causar la pérdida de nitratos por lixiviación y por ende no se está realizando una gestión ambiental amigable con el medio. En la figura 2 se puede observar que existe mayor número de eventos de pérdida de nitrógeno por lixiviación que por lavado, esto se debe a que las lluvias fueron leves por lo que el volumen de agua aportado no es suficiente para producir escorrentías. Sin embargo, las condiciones de humedad del suelo favorecen la percolación y por ende la pérdida de nitrógeno por lixiviación.

De la Figura 3 se desprende que el requerimiento de fósforo del cultivo es posible cubrirlo con la aplicación de purín. Esto se debe principalmente al alto contenido de fósforo orgánico y mineral presente en el. Se observa que la pérdida de fósforo se produce cuando existe escorrentía superficial, esto se debe a que el fósforo es poco móvil y se encuentra principalmente adherido a los coloides del suelo.

La Figura 4, muestra como se comportan las curvas de demanda y oferta del Nitrógeno a diferentes concentraciones de nitratos presente en el purín al momento de la aplicación. Se desprende que aun cuando el purín presente altas concentraciones de nitrógeno mineral, este no es capaz de satisfacer la demanda del cultivo en el periodo de mayor necesidad, dado principalmente a que la relación carbono nitrógeno favorece la conversión microbiana del nitrógeno inorgánico a nitrógeno orgánico.

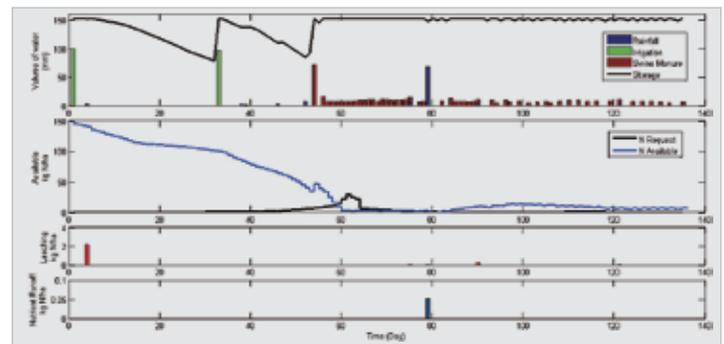


Figura 2. Evolución temporal del Nitrógeno asociado al manejo del purín.

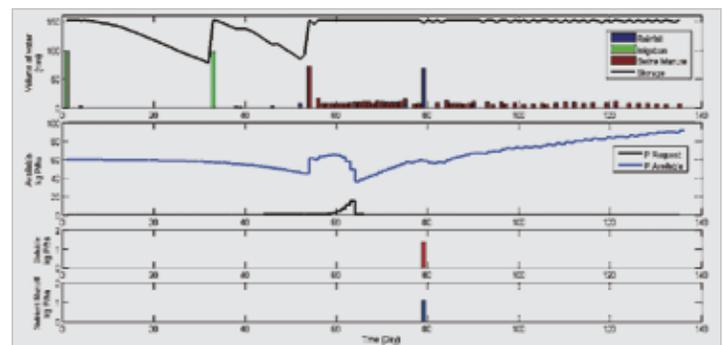


Figura 3. Evolución temporal del fósforo asociado al manejo del purín.

Un dato importante que es posible observar tiene relación con momento de la aplicación ya que al aplicar purín antes del periodo de máxima demanda se obtendría una acumulación que permitiría disminuir la brecha entre oferta y demanda, pero se corre el riesgo de generar las condiciones ideales y latentes para una mayor pérdida al momento de eventos extremos de precipitaciones.

La Figura 5, muestra una fuerte relación de concentración de fósforo en el purín respecto a la concentración acumulada de fósforo en el suelo, esto se debe en primera medida a la baja necesidad del cultivo en relación al nitrato y a la poca movilidad y reacción de él con el medio.

Al simular dos pulsos de lluvia de 100 mm para los días 10 y 11, es posible observar en la Figura 6, que existe un descenso importante tanto del nitrógeno disponible como del fósforo soluble en el suelo, esto se debe a que las condiciones de humedad presentes en el suelo antes de las lluvias, facilitan e influyen fuertemente en la pérdida de los nutrientes ya sea por lixiviación y/o lavado. Lo anterior implica que la aplicación de purín se adelanta alrededor de días en comparación con la

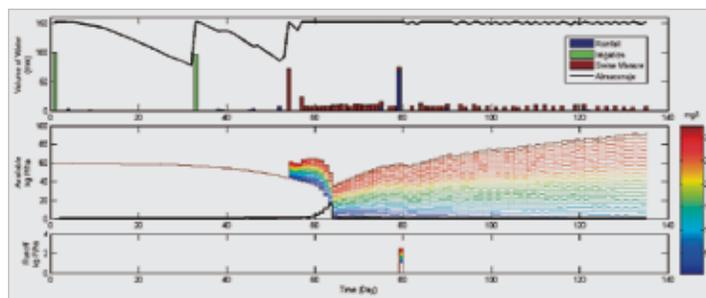


Figura 5. Variación de la concentración P disponible en el suelo.

condición base (Figura 6). De lo anterior se desprende que un buen manejo de la fertilización en el ciclo del cultivo, evitando una acumulación excesiva de nutrientes en el suelo, permite disponer en forma segura de un mayor volumen de purín en el predio y disminuyendo el riesgo de pérdidas importantes de estos nutrientes a cursos de aguas u otros sectores adyacentes al predio.

3.3 Recomendaciones

- En primer lugar es de suma importancia crear un plan de manejo y caracterización de los residuos, que permita conocer la cantidad y concentraciones de los purines en diferentes tiempos.
- Implementar una metodología de ordenamiento territorial que permita identificar zonas susceptibles a las pérdidas de nutrientes, asociadas a la aplicación de purines de cerdo como bio-abono, la que permitirá conocer los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales en cada sector de los predios.
- Reducción de Residuos en el Origen: (CPL, 2007) La reducción en el origen elimina o disminuye la necesidad de tratamiento

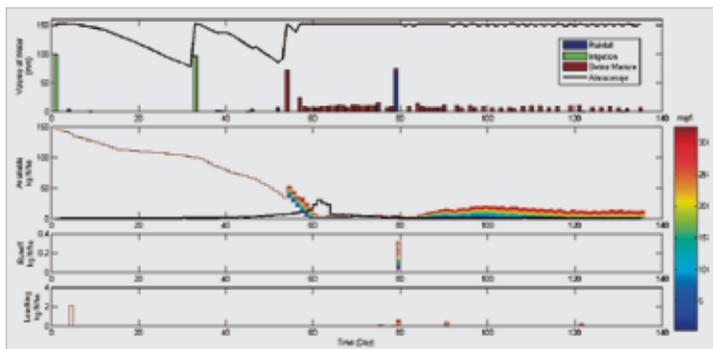


Figura 4. Variación de la concentración N disponible en el suelo.

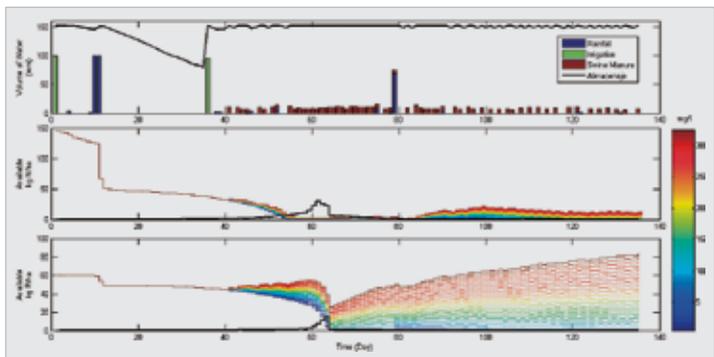


Figura 6. Variación de la concentración de N y P disponible en el suelo tras dos eventos de lluvia.

Tabla 5. Cantidad de Purín y día de aplicación entregado por SGPF

Día	m ³ /ha								
54	713,9	66	112,5	78	752	94	60,9	114	79,5
56	159,9	67	109,3	79	55,9	96	102,7	116	85,3
57	81,3	68	74,3	82	86,6	97	71,7	119	93,0
58	78,9	69	119,5	84	130,1	99	85,3	121	81,3
59	76,8	70	111,4	85	82,8	101	62,0	124	74,6
60	75,9	71	96,4	86	79,0	103	63,6	126	79,5
61	78,5	72	94,4	87	76,8	105	74,0	128	81,2
62	80,9	73	101,4	88	72,1	106	57,4	130	66,2
63	89,6	74	106,6	89	79,5	108	86,7	132	56,6
64	95,8	75	87,3	90	62,0	110	96,5	135	71,9
65	99,1	77	72,7	93	102,2	112	94,3		

y disposición de los residuos. Incluye el uso racional de los recursos, materias primas, insumos y energía, y el uso de materiales menos nocivos para el medio ambiente. Para alcanzar este punto destacan:

a) Cambios en las materias primas o insumos: Corresponde al uso de materias primas e insumos que no generen o

que generen un nivel inferior de residuos indeseables o peligrosos;

b) Cambios de tecnología: Esto significa modificar sistemas obsoletos o costosos por tecnologías adecuadas donde la inversión es recuperada en el corto plazo, por el ahorro

de materias primas e insumos y/o mejoramiento de la productividad;

c) Cambios en las prácticas de operación: La aplicación de buenas prácticas de gestión de operaciones en la empresa se basa en la aplicación de una serie de procedimientos y/o políticas organizacionales y administrativas destinadas a mejorar y optimizar los procesos productivos y a promover la participación del personal en actividades destinadas a lograr la minimización de los residuos.

- Mantener un sistema de rotación de cultivos que permita aprovechar una mayor cantidad de fertilizantes derivados de purines. Esto implica considerar “cultivos limpiadores o de alto requerimiento nutricional”, a través del cual se permita reducir la acumulación de nutrientes en el suelo (Raps, Maravilla, entre otros).
- Cuando sectores de manejo presenten napas freáticas someras, deberán establecerse cultivos cuya profundidad radicular efectiva se encuentre sobre este nivel, además se debe evitar aplicar purín en periodo invernal, y época de riego se deberán manejar criterios de riego más estrictos, siendo los riegos realizados por personal capacitado.
- Las aplicaciones en el otoño o invierno están expuestas a un alto riesgo de lixiviación. Esto implica que las aplicaciones que se realicen en dicha época deberán ser cuidadosamente controladas. Es preferible realizar las mayores aportaciones en primavera cuando las necesidades del cultivo son más elevadas y el riesgo es menor.
- Definir áreas amortiguadoras (Filter Strip) en los potreros con pendientes media o mayores, con especies preferentemente nativas. Estas zonas filtran el flujo superficial y subterráneo,

mientras que las raíces captan y transforman los contaminantes y nutrientes en el agua subterránea poco profunda.

4. CONCLUSIONES

Sería de gran utilidad para el sector agropecuario Chileno validar este sistema de soporte de decisión en diferentes condiciones, para quedado que SGPF les permitirá estimar las posibles pérdidas de los nutrientes lo que les posibilitará realizar un plan de manejo de residuos adecuado, basado en una carga máxima de aplicación de purín. Estandarizar los elementos del balance de nutrientes a nivel de predio puede ser simple y robusto a la vez, esto significa que ellos podrían ser basados en datos de buena calidad fácilmente disponibles y referencias científicamente aceptadas. Esta investigación presenta una importante herramienta de soporte de decisión para la gestión de los purines basado en un conjunto de pantallas amigables para el usuario, este sistema de soporte de decisión es flexible y amigable en cuanto a que puede ser utilizado en áreas con diferentes características tanto de suelo como climáticas, además puede ser utilizado con diferentes fuentes de purín y usuarios. El beneficio económico de utilizar el purín (Costo-beneficio) como fuentes de nutrientes para los cultivos es de gran importancia para los productores y el cambio de mentalidad de la comunidad que puede verse beneficiada por la utilización de este. Esta herramienta viene hacer de gran ayuda para la toma de decisiones, para un rendimiento efectivo de los cultivos y una sustentabilidad ambiental del medio.



5. BIBLIOGRAFIA

- Buysse J., Van Huylenbroeck G., Vanslembrouck I., Vanrollegheem P. 2005. Simulating the influence of management decisions on the nutrient balance of dairy farms. *Agricultural Systems*, **86** (3), 333-348.
- Consejo Nacional de Producción Limpia (CPL), Ministerio de Economía, C. 2007. Acuerdo de producción limpia sector productores de cerdos.
- Ferreyra R., Sellés G., Ahumada R., Maldonado P., Gil P., Barrera C. 2005. Manejo del Riego Localizado y Fertirrigación. Numero 126. Quillota.
- Hedlund A., Witter E., Xuan A 2003. Assessment of N, P and K management by nutrient balances on peri-urban smallholder farms in southern Vietnam. *European Journal of Agronomy*, **20** (1-2), 71-87.
- Hirzel J., Best S. 2002. Necesidad nutricional del cultivo del maíz en el valle regado de la VIII Región. Technical Report **15** (3) Pag. 49-51, *Instituto de Investigación Agropecuarias (INIA)*.
- Neitsch S., Arnold J., Kiniry J., Williams J. 2005. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Grassland, Soil and Water Research Laboratory O Agricultural Research Service, 808 East Blackland, Road O Temple, Texas 76502
- Nkonya E., Kaizzi C., Pender J. 2005. Determinants of nutrient balances in a maize farming system in eastern Uganda. *Agricultural Systems*, **85** (2), 155-182.
- Oborn I., Edwards A., Witter E., Oenema O., Ivarsson K., Withers P., Nilsson S., Richert Stinzing, A. 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy*, **20** (1-2), 211-225.
- Williams J., Izaurralde R. 2007. Agricultural Policy/Environmental extender Model. Texas Agricultural Experiment Station.



TECNOLOGIA AMBIENTAL
SOSTENIBILIDAD INVESTIGACIÓN
INNOVACIÓN

4. USO AGRICOLA DE PURINES

MODELO PARA LA EVALUACION DE RIESGOS AMBIENTALES EN PREDIOS AGRICOLAS CON PLANTEL PORCINO



MODELO PARA LA EVALUACION DE RIESGOS AMBIENTALES EN PREDIOS AGRICOLAS CON PLANTEL PORCINO

Héctor Flores, Diego Rivera y José Luis Arumí

Departamento de Recursos Hídricos,
Facultad de Ingeniería Agrícola,
Universidad de Concepción, Campus Chillán.
Casilla 535-C, Chillán, Chile.

1. INTRODUCCION

Cualquier actividad humana está asociada a ciertos niveles de riesgos, entendiéndose este como la eventualidad o probabilidad de que ocurra un hecho capaz de producir un efecto adverso, daño o perjuicio sobre el sistema en estudio (Pruzzo, 2006; Gómez, 2001), por lo que es necesario que estos riesgos sean identificados y jerarquizados, de tal manera que se pueda determinar si son aceptables o deben ser reducidos.

El punto de partida para hacer frente a estos riesgos, recaen sobre el conocimiento de las amenazas/peligros entendiéndose este como eventos, situaciones, agente o elementos que tiene el potencial de producir efectos adversos o son consecuencias indeseadas sobre el sistema y las vulnerabilidades “disposiciones de ser afectados por estos peligros físicos, sociales, económicos y medioambientales a los desastres que se podrían confrontan, las maneras en las cuales los peligros y las vulnerabilidades cambian en un breve o largo período de tiempo y las acciones asumidas con base a este conocimiento (Naciones Unidas, 2005; Gómez, 2001; Omar, 2001).

Un análisis de vulnerabilidad y riesgo no se limita solo a aproximaciones cuantitativas, sino que engloba aspectos cualitativos (Birkmann and Nishara, 2008) y debe entenderse como es un proceso dinámico, afectado por las combinaciones antrópicas y eventos naturales extremos, determinadas por el grado de exposición o grado al cual el ecosistema entra en contacto con una amenaza en particular, la sensibilidad o grado de afectación a esté y la capacidad de adaptación (Gómez, 2001; Birkmann

and Nishara, 2008), no se puede ser vulnerable si no se está amenazado y no existe una condición de amenaza para un sistema si no está expuesto y es vulnerable a la acción potencial que representa dicha amenaza (Omar, 2001). Esto se refiere, aunque distintos sistemas puedan enfrentar a la misma amenaza, ello no significa que sean igualmente vulnerables, es importante reconocer también que la vulnerabilidad es una propiedad dependiente de la escala espacio temporal (Birkmann and Nishara, 2008), esto quiere decir que situaciones de baja vulnerabilidad a escala de cuenca pueden estar enmascarando situaciones de alta vulnerabilidad a escala predial.

2. METODOLOGIA

Para enfrentar un análisis de vulnerabilidad y riesgo la metodología debe adaptarse a las necesidades específicas de cada caso, así como las combinaciones de información cuantitativa, cualitativa, además de la escala del sistema en estudio, en otras palabras se recomienda el diseño de una metodología específica, que, en función de la información disponible y de las características del área de estudio, se ajuste al problema y la escala de análisis (Birkmann and Wisner, 2006). Una forma de hacer frente y verbalizar el análisis de vulnerabilidad y riesgo es la utilización de la Inferencia difusa la que es fácil de interpretar ya que se basan en lenguaje natural por lo que se proporciona una mejor comunicación entre el experto y el productor (Llano *et al.*, 2007).

2.1 Inferencia Difusa

Los seres humanos interpretan, toman decisiones y obtienen conclusiones con una cantidad significativa de información imprecisa e incorrecta, es por esto que la teoría de lógica difusa en conjuntos difusos es una herramienta importante para modelar incerteza y para procesar información vaga o subjetivas en modelos matemáticos, (Llano *et al.*, 2007; Arumí and Jones, 2001), entendiéndose que la mayoría de los fenómenos con los que nos encontramos diariamente son imprecisos, es decir tiene cierto grado de difusidad en su naturaleza (Serna *et al.*, 2008) Los conjuntos difusos, son construidos con funciones de pertenencia, las cuales pueden ser lineales o lineales por tramos y expresan el grado de pertenencia de un elemento a un conjunto (Llano *et al.*, 2007; Arumí and Jones, 2001), esta técnica, posee la habilidad de procesar simultáneamente la información subjetiva proveniente del equipo de expertos y la información objetiva recopilada mediante datos del sistema en estudio (Medellín *et al.*, 2004). Se basa en un conjunto de reglas expresadas por relaciones lingüísticas de tipo Si (X es A) y (X2 es A2) entonces (Xn es An) donde Xi son las variables de estado del sistema, y Ai son etiquetas lingüísticas. Este tipo de lógica toma valores aleatorios, pero contextualizados y referidos entre sí.

2.2 Análisis del sistema

Para desarrollar esta metodología, el primer paso se basa en la construcción de un modelo conceptual donde se representen las condiciones locales del área de estudio, identificando y jerarquizando las variables claves que pueden afectar directa o indirectamente las condiciones medio ambientales relacionadas con la lixiviación y arrastres de nutrientes, que están asociados a la degradación de los cuerpos de aguas. En la Figura 1 se observa un modelo conceptual para un predio tipo del Valle central de Chile donde se utilizan purines como un complemento

en la fertilización y el riego, en ella se advierte que los factores claves para conseguir un manejo ambientalmente sustentable, minimizando las pérdidas de nutrientes, están asociados a las buenas prácticas de fertilización, ya sea artificial y natural como el manejo del riego. Una vez elaborado el modelo conceptual e identificado los procesos implicados en la problemática en estudio, se deben valorar cada uno de los fenómenos asociados a estos procesos.

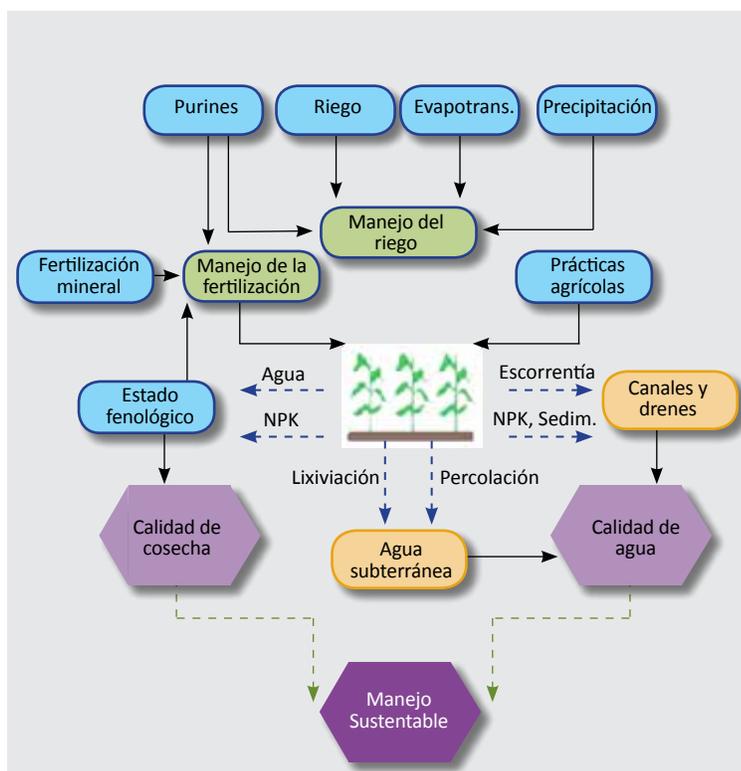


Figura 1. Modelo conceptual de gestión ambiental.



2.3 Elaboración del índice de riesgo

Para desarrollar estos indicadores es importante reconocer los factores intrínsecos y antropogénicos que influyen en estos fenómenos. Varios estudios se han realizado sobre la erosión hídrica (Morgan, 1997; Morin and Rey, 2009; Montuchio, 2008; Espinosa, 2007) y lixiviación (Martínez *et al.*, 1998; Monari, 2004) en donde se establecen las variables que afectan en los procesos y su grado de participación en este. Es importante, no parametrizar innecesariamente los índices, ya que un elevado número de estos dificultaría la implementación de la metodología, encareciendo y desmotivando su utilización por parte de los productores, siendo recomendable valerse de información disponible y proveniente de una fuente confiable. Con este propósito se recurrirá a la información incorporada en los mapas de suelos del Centro de Información de recursos naturales (CI-REN), perteneciente al gobierno de Chile, donde se encuentran las diferencias intraprediales en cuanto a los tipo de suelos, clases de drenaje, capacidad de campo, entre otros, siendo esta información complementada con el conocimiento en terreno del área en estudio. Para determinar la influencia de cada parámetro se empleó un método heurístico en el cual a partir de la información recabada, la bibliografía existente y un comité de expertos, permitió establecer 4 niveles, que valorizan su grado de participación en los proceso de lixiviación y lavado por escorrentía (Tabla 1 y 2), estos niveles se encuentran entre 2 y 5, no utilizando el valor 1, por ser el elemento neutro del producto, y el cual no permitiría representar de buena forma dentro del índice de riesgo, el peso de los parámetros que poseen dicho valor, luego se asignaron valores a cada rango de los parámetros, de acuerdo a las tablas en Anexo, respetando su progresión natural, siendo el valor 1 el rango con menos peso o participación en el proceso particular en que participa.

Tabla 1. Ponderación para las variables en relación a su importancia relativa sobre la lixiviación.

Variables	Ponderación
Altura N.F	5
Clase Drenaje	5
Capacidad de Campo Efectiva	4
Textura de suelo	3
Prof. Horizonte superior	3
Aplicación Riego y Purín	2

Tabla 2. Ponderación para las variables en relación a su importancia relativa sobre el lavado de nutrientes por escorrentía.

Variables	Ponderación
Cubierta de suelo	5
Capacidad de Campo Efectiva	4
Clase Drenaje	4
Textura de suelo	3
Aplicación Riego y Purín	3
Pendientes	2
Practicas conservación	2

2.4 Escala cualitativa de números difusos

Para obtener los riesgo en el predio asociados a la aplicación de purines, se desarrollaran dos mapas temáticos, uno correspondiente a los resultados obtenidos para la lixiviación de nutrientes en cada subunidad del predio y el otro a los resultados para el lavado de nutrientes de acuerdo a la Tabla 3, una vez obtenidos estos se interceptarán y valorizarán sus resultados en razón de la vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas, para cada subunidad del predio.

L_i y Lv_i son las ponderaciones de la variables i -ésima asociada a la lixiviación y lavado de nutrientes (Tablas 1 y 2), luego P_i y Pv_i son los valores asignados al rango en que se encuentran dichas variables, según las tablas en anexo. Lo anterior permite establecer un mapa de riesgo, sujeto a índices cualitativos (definidos en la Tabla 3), donde en cada subunidad de un predio, se identifican los niveles de riesgo de contaminación de los cursos de agua al utilizar purines de cerdo, como alternativa de fertilización y riego.

Cada nivel de riesgo se puede clasificar en una escala cualitativa, definida como Bajo-Bajo Moderado-Medio-Alto Moderado-Alto-Extremo, si tenemos los valores extremos para cada una de los análisis de riesgo es posible asignar un valor difuso para cada uno de los niveles definidos

Para obtener el indicador final se suma el índice obtenido por el método y manejo del riego al Índice correspondiente al método de aplicación del purín, luego se divide por 2 y se aproxima al entero superior, los valores van desde 17 el cual refleja un bajo impacto hasta 118, que se refiere a un impacto extremo.

Tabla 3. Valores Cualitativos para cada indicador de riesgo sobre la lixiviación y lavado de nutrientes y definición de la escala cualitativa.

Valor cualitativo	Ranking lixiviación	Ranking Lavado	Observaciones
Bajo	19-38	15-37	Zona con bajo riesgo de lixiviación y lavado de nutrientes, donde las operaciones desarrolladas no han causado mayor impacto en el ecosistema.
Bajo moderado	39-57	38-58	La aplicación de purines tiene bajo impacto en la contaminación de las aguas
Medio	58-76	59-79	Tolera fallas ocasionales en el manejo, deben realizarse las operaciones de manejo con cuidado moderado
Alto moderado	77-95	80-100	Zona sensible a errores en el manejo ya que cualquier falla producirá una pérdida de nutrientes hacia los cursos de agua
Alto	96-114	101-122	No se recomienda la aplicación de purines de cerdo y o fertilización mineral, Cualquiera sea el caso habrá una pérdida inminente de los nutrientes
Extremo	No Aplica	No Aplica	En esta zona, no se debe aplicar purines, bajo ninguna circunstancia de manejo.



2.5 Tablas para evaluar las variables utilizadas en los índices de riesgo

Tabla 4. Valores para cada rango de pendientes según el impacto sobre el lavado de nutrientes del suelo.

Grado de pendiente	Pendiente (%)	Valor
Plano	0-1	1
Suavemente Inclinado	1-3	2
Moderadamente Inclinado	3-8	3
Fuertemente Inclinado	8-15	N.apli

(Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), 1999)

Tabla 5. Valores para cada rango de uso de suelo, según el grado de protección, contra las pérdidas de nutrientes por lavado.

Cultivo y plantación	Valor
Bosque	1
Praderas	2
Cereales	3
Hortalizas	4
Pradera natural	4
Barbecho	5

(Peralta 1976; Centro de Ciencias Ambientales, (EULA), 2002)

Tabla 6. Valores para cada rango de textura, según el impacto sobre el lavado de nutrientes y la lixiviación.

Textura	Lavado	Lixiviación
Arenosa, Arenosa gruesa	1	6
Areno Franco Fina, Areno Francosa	2	5
Franco Arenosa, Franco Arenosa Fina	3	4
Franco Limosa, Franca,	4	3
Franco Arenosa muy Fina		
Franco Arcillosa, Franco Arcillo Limosa,	5	2
Franco Arcillo Arenosa		
Arcillosa, Arcillo Limosa, Arcillo Arenosa	6	1

(Elizondo and Casanova, 1994; Espinosa, 2007; Peralta, 1976)

Tabla 7. Valores para cada rango de profundidad del suelo según su impacto en el lavado de nutrientes.

Grado de Profundidad	Profundidad (cm)	Valor
Profundo	>100	1
Moderadamente Profundo	75-100	2
Ligeramente Profundo	50-75	3
Delgado	25-50	4
Muy Delgado	< 25	N.apli

(Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), 1999)

Tabla 8. Valores para cada rango de la altura del nivel freático según su impacto en la lixiviación.

Grado Altura	Profundidad (m)	Valor
Nivel Freático		
Superficial	0-0.5	N.apli
Alto	0,51-0,8	5
Medio	0,81-2,0	3
Profundo	2,1-6	2
Muy profundo	>6	1

Tabla 9. Valores para cada rango del Método de riego, manejo y aplicación del purín según su impacto en el lavado y lixiviación de nutrientes.

Método de riego	Operación	Valor
Pivote o Cobertura total	Con asesor de riego	1
	Sin asesoría, pero con programación	2
	Sin apoyo técnico	3
Cañón	Con asesor de riego	2
	Sin asesoría, pero con programación	3
	Sin apoyo técnico	4
Surco	Con algún nivel de tecnificación	4
Tendido	Operación Básica	5

Tabla 10. Valores de para cada rango de las practicas de conservación según su impacto en el lavado de nutrientes del suelo.

Prácticas de conservación	Actividad	Valor
Aplicaciones purín	Sept.-Marzo	1
	Abril	2
	Mayo-Agosto	3
	Indiferente	3
Filter Strip	Si	-1
	No	1
Balances en aplicación	Si	-1
	No	1
Aplicación según Estado fenológico	Si	-1
	No	1
Curso aguas abajo	Si	1
	No	-1

Tabla 11. Valores para cada rango de la capacidad de campo efectivo (CCE) del suelo hasta 1 m de profundidad según su impacto en el lavado y lixiviación de nutrientes.

CCE (mm)	hasta	1,0	m	Valor
>250				1
200-249				2
140-199				3
90-139				4
50-89				5
<49				6

(Monari, 2004)

Tabla 12. Valores para cada rango de las clases de drenajes del suelo según su impacto en la lixiviación y lavado de nutrientes.

Denominación	Valor Lavado	Valor Lixiviado
Excesivo	1	N.apl
Bueno	2	5
Moderado	3	4
Imperfecto	4	3
Pobre	5	2
Muy Pobre	N.apl	1

(Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN)., 1999)

3. RESULTADOS

La metodología se aplicó en el Fundo San Guillermo, cuya principal actividad es la agricultura, con una superficie aproximada de 459 km², representando un 10% de la provincia de Ñuble. El área de riego alcanza un 24,7%, es decir, 10.151 ha, y la agricultura de secano un 65,7% equivalente a 19.448 ha. Al aplicar la metodología en el Fundo San Guillermo, es posible observar en las Figuras 2 y 3, que predomina un riesgo medio en cuanto a la lixiviación y lavado de nutrientes, lo que representa un 68 % y 58 % de la superficie total, existiendo sectores de gran superficie, colindantes al río Cato y predios vecinos donde el riesgo es alto moderado, es en estas zonas donde se recomienda monitorear la calidad de las aguas en los puntos inmediatos superior e inferior de los cursos, lo que permitirá evaluar las prácticas de manejo recomendadas, como la aplicaciones tecnificadas del purín, balances nutricionales, entre otras, todo con el claro fin de optimizar la aplicación del purín, minimizando la posibilidad de daños al medio ambiente. Es posible observar entre las Figuras 2 y 3 zonas en las cuales



se produce disimilitudes, esto es de esperar ya que las ponderaciones de los parámetros que influyen en el proceso de lavado de nutrientes por escorrentía son opuestas respecto a las de lixiviación, luego estas disimilitudes indican que la metodología propuesta, es capaz de diferenciar los procesos en el predio, todo esto fue corroborado en terreno por lo que se validaron los índices de riesgo ambiental asociados a la aplicación de purines. Las zonas que presentan un mayor riesgo de contaminación de los cursos de agua por la aplicación de purines se encuentran en la periferia del predio representando un 41,24 % del área total. La zona que se encuentra al sur del predio y colinda con el río Cato presenta un riesgo alto moderado de lavado de nutrientes por escorrentía, los que irían a dar a las aguas del río Cato. Por otro lado, en el sector norte es posible inferir que la contaminación se produciría por lixiviación de nutrientes, y conociendo el movimiento de las aguas subterráneas, estos irían a dar de igual manera al río Cato, multiplicando el problema de eutrofización aguas abajo de él, por último es posible observar en el sector ubicado al

noreste del fundo emplazado en la terraza inmediata superior de los huertos orgánicos, existe una zona que presenta un riesgo alto moderado de lavado por escorrentía, los que serían amortiguados por la abundante vegetación aguas abajo, pero esto no asegura que los huertos orgánicos se encuentren protegidos, por lo que es recomendable no aplicar purín en él. Queda en evidencia que, en una misma unidad de manejo del predio pueden existir más de un índice de riesgo, debido a la heterogeneidad de los suelos en Chile, todo ello acarrea un problema de gestión no menor a la hora de disponer los purines, ya que cada sub sector de una unidad debería contar con su propio plan de manejo entregado por los balances de nutrientes, capacidad de retención de agua, entre otros. Una alternativa para superar este inconveniente sería el re-diseño de las unidades, respetando su geomorfología, lo que en sí es poco práctico de implementar. Otra alternativa sería aplicar los purines con respecto al suelo limitante, lo que no garantiza una óptima utilización de su riqueza nutricional y homogeneidad del cultivo.

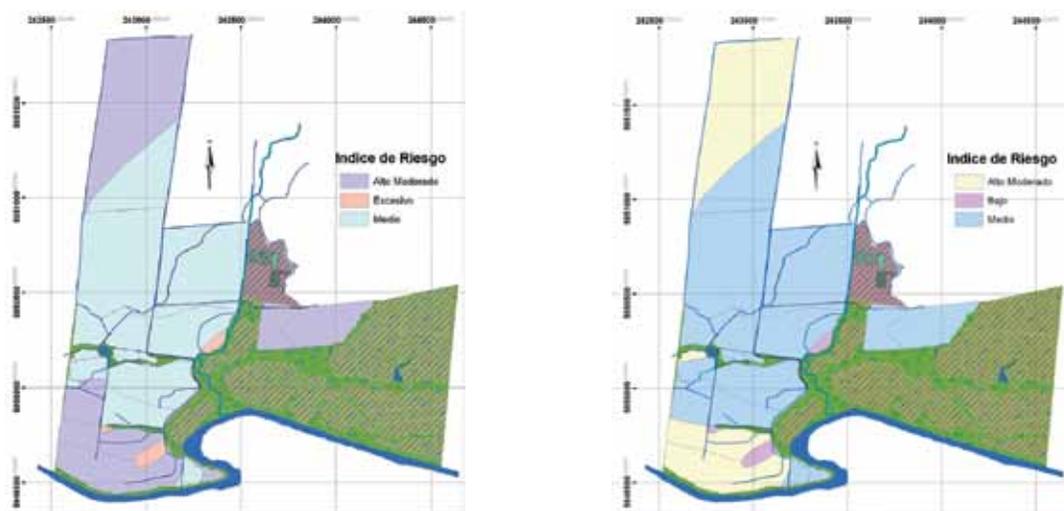


Figura 2. Índice de riesgo de lavado de nutrientes por escorrentía (izquierda) y lixiviado de nutrientes (derecha).

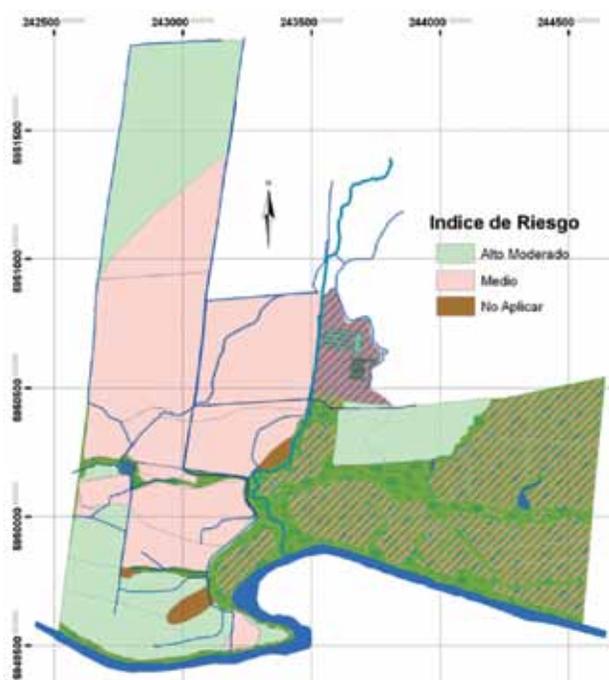


Figura 3. Índice de riesgo de contaminación de los cursos de agua por la aplicación de purines de cerdo.

4. CONCLUSIONES

Frecuentemente los planes de manejo predial consideran los suelos como unidades homogéneas, lo que provoca problemas de degradación y contaminación de las aguas. Esto se produce por que la cantidad de agua y fertilización aplicada es mayor que la capacidad de retención del suelo y las necesidades del cultivo, por ende el agua infiltra hacia zonas en las que las raíces del cultivo no pueden acceder, arrastrando consigo los nutrientes, además de producir escorrentías superficiales lo que provocará pérdida de suelo y arrastre de contaminantes. Conocer la textura, profundidad del suelo, entre otras, además de contar con una adecuada conceptualización del área de interés y sus posibles amenazas es una información valiosa y necesaria para caracterización del riesgo ambiental en un predio agrícola lo que permitiría planificar la aplicación de purín, minimizando la lixiviación y el lavado del suelo, por ende un menor impacto en el ecosistema.

Una de las grandes ventajas de la metodología propuesta, es que utiliza combinaciones de aproximaciones cualitativas y cuantitativas, de manera que las particularidades de cada caso pueden ser introducidas a través de interpretaciones valóricas que realice un panel de expertos. En consecuencia, se trata de una metodología sencilla, flexible que resulta fácilmente extrapolable a la realidad de otros predios. La inclusión del factor temporal, en relación a las labores de gestión y manejo predial, deslumbra como una interesante herramienta para la evaluación y planificación predial, posibilitando una rápida interpretación de la naturaleza del riesgo.

La información base necesaria para el análisis de riesgo y vulnerabilidad con la metodología propuesta, existe y se encuentra al alcance de los productores, con lo cual se supera uno de los principales problemas al momento de planificar y gestionar el uso de las tierras, para la disposición de purines. La información por ser proporcionada por el gobierno de



Chile, es válida para los organismos fiscalizadores, esto es de gran importancia y hace posible adjuntar y o anexas dicha metodología dentro de los informes ambientales que pudiesen solicitar los estamentos evaluadores de gestión ambiental, como el Servicio de Evaluación Ambiental, Servicio Nacional de Salud (SNS) y Servicio Agrícola y Ganadero (SAG).

5. BIBLIOGRAFIA

- Arumí J. L., Jones D. 2001. Metodología para el análisis de riesgo en estructuras de riego. *Ingeniería hidráulica en México*, **16** (3), 67-74.
- Birkmann J., Nishara F. 2008. Measuring revealed and emergent vulnerabilities of coastal communities to tsunami in sri lanka. *Disasters*, **32** (1), 82—105.
- Espinosa M. 2007. Determinación de un Índice potencial de erosión para ser utilizado en un sistema de información geográfico. Master's thesis, Universidad de Concepción, Chillan-Chile.
- Gómez J. 2001. Vulnerabilidad y medio ambiente. Seminario "Las diferentes expresiones de la vulnerabilidad social en América Latina y el Caribe", Santiago, Chile. Naciones Unidas.
- Llano L., Zapata C., Ovalle D. 2007. Sistema de Inferencia Difuso para Identificar Eventos de Falla en Tiempo Real del STE usando Registros SOE Fuzzy Inference System to Identify Faults Events in Real Time using SOE Registries. *Revista Avances en Sistemas e Informática*, **4** (2), 125-134.
- Martínez M., Delgado P., Fabregat V. 1998. Aplicación del método DRASTIC para la evaluación del riesgo de afección a las aguas subterráneas por una obra lineal. *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. Valencia, AIHGE, 413-420.
- Medellín F., Ramirez M., Rincón M. 2004. Trichoptera del santuario de iguaque (Boyacá, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Revista Colombiana de Entomología*, **30** (2), 197-203.
- Monari A. 2004. Manual para la aplicación del concepto de vulnerabilidad de acuíferos establecido en la norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas. Technical report, DGA, Director General de Aguas, Depto. de Conservación y Protec. de Rec. Hídricos. S.D.T.; N° 170.
- Morgan R. 1997. *Erosión y conservación del suelo*. Mundi-Prensa Libros.
- Morin L., Rey J. 2009. Evaluación de la vulnerabilidad a la degradación agroambiental a través del uso del sistema microleis en los suelos de los llanos centrales de Venezuela. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, **25** (I), 43-60.
- Naciones Unidas 2005. Conferencia mundial sobre la reducción de los desastres. *In Marco de Acción de Hyogo para 2005-2015: Aumento de la resiliencia de las naciones y las comunidades ante los desastres*.
- Ornar C. 2001. La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo. una crítica y una revisión necesaria para la gestión. *Centro de Estudios sobre Desastres y Riesgos, Universidad Nacional de Los Andes, Bogotá, Colombia*.
- Pruzzo L. 2006. Introducción al análisis de riesgo ambiental. Technical report, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Serna M., Serna C., Ortega, G. 2008. Aplicaciones de lógica difusa a las cadenas de suministro Applicability of fuzzy logic to supply chains. *Revista Avances en Sistemas e Informática*, **5** (3), 117—130.



5. ANEXO

GENERACION DE INFORMACION Y
TRANSFERENCIA AL SECTOR PUBLICO Y
PRIVADO AGROPECUARIO



GENERACION DE INFORMACION Y TRANSFERENCIA AL SECTOR PUBLICO Y PRIVADO AGROPECUARIO

En el marco del Proyecto INNOVA Bio Bio 07-PC S1-198 “Generación de información para el diseño y operación de sistemas de tratamiento de bajo costo y ambientalmente sustentable para plantales porcinos” (ejecutado entre 2009 y 2012) cofinanciado por el Fondo de Innovación Tecnológica de la Región del Bío Bío, se cumplieron los objetivos del Proyecto, generando diferentes productos debido a su ejecución.

A continuación se entrega una referencia de: a) Formación de capital humano, b) Generación de redes nacionales e internacionales, c) Capacitación al sector productivo, d) Generación de información científica y técnica y e) Distinciones, obtenidas a lo largo de la ejecución del Proyecto.

A1. FORMACION DE CAPITAL HUMANO

Tesis de doctorados

- “Reducción de materia orgánica y nutrientes contenidos en purín de cerdo a través de tecnologías combinadas y su efecto en bioindicadores acuáticos”. Tesis de Marisol Belmonte, Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, 2007 - 2012 (Prof. Guía: Dra. Gladys Vidal, Co-dirigida con Dra. Anuska Mosquera, U. de Santiago de Compostela-España).
- “Herramientas de gestión ambiental para la utilización de purines como bio-fertilizantes”. Tesis de Héctor Flores, Programa de Doctorado en Ingeniería Agrícola, mención Recursos Hídricos en la Agricultura, Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Concepción 2007-2012. (Prof. Guía: José Luis Arumí y Diego Rivera).

- “Eliminación de contaminantes orgánicos derivados de la industria porcina por medio de la implementación de humedales artificiales de flujo superficial” Tesis de Catalina Plaza de los Reyes, Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales, en realización Centro EULA-Chile. Inicio 2008 - en curso (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).
- “Incidencia del tratamiento anaeróbico sobre la eficiencia de la eliminación de nutrientes y metales contenidos en purines de porcinos en humedales construidos”, Proyecto de Tesis de Alejandra C. Alejandra Villamar, Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales, en realización Centro EULA-Chile. Inicio 2011 - en curso (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).

Tesis de Pregrado

- “Toxicidad metanogénica de purín de cerdo mediante ensayos discontinuos”. Tesis para obtener el título de Ingeniero Civil Industrial por la alumna Chia-Fang Hsieh, Facultad de Ingeniería, Universidad de La Serena, 2008 –2009 (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).
- “Comportamiento de *Typha angustifolia* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A.) Soják en un humedal construido para el tratamiento de purines de cerdo”. Seminario para optar al Título de Biólogo, alumna María Elisa Neubauer R., Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, 2008-2010 (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal, Co-dirigida Dr. Roberto Rodríguez).
- “Análisis de la toxicidad aguda de efluentes a través de la metodología de Identificación y Evaluación de Toxicidad (TIE) mediante *Daphnia magna*”. Seminario de Título de Biólogo,

alumna Teresa Cañuta Flores, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, 2009-2010 (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).

- “Disposición de aguas verdes en el suelo mediante sistema de riego por compuertas fundo el Risquillo. San Carlos Purén. Proyecto para optar al Título de Ingeniero Civil Agrícola de Oscar San Martín. 2009-2010. (Prof. Guía. Dr. José Luis Arumí).
- “Análisis del establecimiento de *Typha* y *Phragmites* en humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial. Proyecto para optar al Título de Ingeniero Civil Agrícola de Mario Pérez. 2009-2010. (Prof. Guía. Dr. José Luis Arumí).
- “Aspectos ingenieriles en el diseño y construcción de un humedal superficial para el tratamiento de riles. Proyecto para optar al Título de Ingeniero Civil Agrícola de Pamela Fernández. 2009-2010. (Prof. Guía. Dr. José Luis Arumí)
- “Obtención de biogás a partir de purín de cerdo y recuperación de nutrientes mediante métodos químicos”. Tesis de Bioingeniero de Cindy Rallen Figueroa Alee, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Concepción, 2009-2011 (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).
- “Comportamiento de la actividad microbiana heterótrofa y nitrificante en un humedal artificial de flujo superficial para el tratamiento de purín de cerdo”. Tesis de Bioingeniero de Rodrigo Badillo Navarrete, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Concepción, 2009-2011 (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).
- “Reducción de coliformes fecales en columnas de suelo, tras aplicación de diferentes cargas de purín de cerdo crudo y tratado anaeróbicamente”. Tesis de Bioingeniero de Constanza Chartier Espinoza, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Concepción, 2009-2011 (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).
- “Evaluación y gestión de olores en la producción porcina de la Región del Bio Bio”. Tesis de Ingeniero Ambiental de Gerardo Ortiz Burgos, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile,

Universidad de Concepción, 2011- 2012 (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal).

Estadías de Investigación

- “Caracterización físico-química y de biodegradabilidad continua anaerobia de un efluente de purín de cerdo”. Estadía de investigación en el Centro EULA-Chile de Diana Catalina Rodríguez Loaiza, de la Universidad de Antioquia Medellín – Colombia), en el marco del proyecto Alfa II-0543-FI-FA-FCD, “TECSPAR - Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de aguas residuales” (7 de Abril – 5 de Septiembre 2008).
- “Eliminación de nutrientes contenidos en aguas residuales a través de wetland construidos”. Estadía de investigación en el Centro EULA-Chile de Michela Salvato del Programa de Doctorado en Ciencias Agronómicas de la Università degli studi di Padova (Padova – Italia), en el marco del proyecto Alfa II-0543-FI-FA-FCD, “TECSPAR - Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de aguas residuales” (6 Marzo – 6 Mayo 2009).
- “Diseño y balances aplicados a humedales construidos”. Estadía de investigación en el Centro EULA-Chile de Sandra R. Campanella, estudiante de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral (Argentina). (1 Octubre - 20 Diciembre 2010).

A2. GENERACION DE REDES NACIONALES E INTERNACIONALES

Participación en la organización y/o Comité científicos de reuniones internacionales

- **2008**, Participación en el Comité Científico del “IX Taller y Simposio Latinoamericano sobre Digestión Anaeróbica”. Isla de Pascua (Chile) 19-23 de Octubre de 2008.



- **2008**, Participación en el Comité Científico del Congreso Internacional “Gestión sostenible del agua: Nuevas tendencias de reutilización, tratamiento y evaluación de la calidad”, Medellín, 16-18 de Julio de 2008.
- **2010**, Participación en el Comité Científico del II Congreso español de Gestión de Deyecciones Ganaderas, 9-11 de Junio del 2010, Barcelona, España.
- **2010-2011**, Participación en el Comité Científico del II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management (SIGERA II), Foz de Iguazú, 15-17 de Marzo de 2011. (Brasil).
- **2011**, Participación en el Comité Organizador del I Congreso Interamericano de Educación en Ingeniería Ambiental, Valparaíso, 21-23 de Noviembre de 2011. (Chile). Congreso de la Asociación de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- **2012**, Participación en el Comité Científico del Congreso “Ecotechnologies for Wastewater Treatment. Technical, Environmental and Economic Challenges (EcoSTP)”, Santiago de Compostela on the 25th -27th of June 2012 (España). Congreso de la International Water Association.
- **2012**, Participación en el Comité Científico del Congreso “Conferencia Panamericana en sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua” Febrero 26 - Marzo 1 de 2012. Pereira (Colombia).

Otros

- Participación en Expobioresiduos: 10 años de gestión de residuos- Región del Biobío, con la ponencia “Residuos sólidos: proyecciones de su valorización y relación con el medioambiente” y con el poster “Revalorización de residuos a través de energías renovables no convencionales: caso de la industria porcina”. Organizado por CONAMA Biobío, 14-16 de octubre de 2009, Concepción, Chile.

- Visita a las instalaciones de la empresa AGROSUPER con la finalidad de compartir experiencias en tratamiento de purines, 12 de Agosto de 2010, Rancagua, Chile.

A3. CAPACITACION AL SECTOR PRODUCTIVO

Cursos

- **2008**, Curso de especialización “Wetland Naturales y Construidos: Bases y Aplicaciones”, dictado por Dr. Robert Evans, Dr. Michael Burchell (North Carolina State University), Dr. Carlos Ramírez (U. Austral de Chile) y Profs. de la Universidad de Concepción, 17 – 28 de Marzo de 2008.
- **2009**, Curso de capacitación “Efectos ambientales de plantales porcinos” para funcionarios de la Superintendencia de servicio sanitario (SISS) provenientes de Santiago, Talca, Rancagua y Concepción, dictados por profesores expertos del Centro EULA - Chile, del Departamento de Recursos Hídricos de la Facultad de Ingeniería Agrícola y del Departamento de Suelos de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Concepción, 26-28 de Mayo de 2009.
- **2010**, Curso de capacitación “Alternativas de obtención de biogás y abono orgánico a través de digestión anaeróbica a partir de residuos agropecuarios: Conceptos fundamentales y aplicaciones”, dictado por Dr. Xavier Flotats i Ripoll (Centro GIRO, Barcelona, España), Dra. Lorna Guerrero Saldes (Universidad Técnico Federico Santa María, Valparaíso Chile) y Dr. David Jeison (Universidad de La Frontera, Temuco), 11 - 20 de Enero de 2010.
- **2010**, Curso de especialización “Aplicación de biopelículas en el tratamiento de aguas residuales” dictado por Dr. José Luis Campos (Universidad de Santiago de Compostela, España) 16 a 20 de Agosto de 2010.
- **2012**, Curso de capacitación “Sustentabilidad de la Producción Agropecuaria” dictado por Dr. Xavier Flotats (Departamento

de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España), Dra. Patricia Matus (Departamento de Salud Pública, Universidad de los Andes) y de la Universidad de Concepción Dra. Nicole Usler (Departamento de Recursos Hídricos, Gladys Vidal, Carolina Baeza, Claudia Ulloa (Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile), 19-20, 23 de Julio de 2010.

Seminarios

- **2008**, Seminario en conjunto con CONAMA Bio Bio y el Consejo de Producción Limpia Bio Bio: “Información relativa a gestión de residuos porcinos y conformación de una mesa de diálogo público-privada para el sector porcino de la VIII región”, dictado por varios especialistas, entre ellos Dra. Reyes Sierra-Alvarez, financiada por el Programa Fulbright Senior Specialits postulado por G. Vidal. Realizado en dependencia de CONAMA Bio Bio (VIII Región), 17 de Octubre (2008).
- **2009**, Taller “Abriendo oportunidades de proyectos de Mecanismo de Desarrollo Limpio en la Región del Bío-Bío”, en conjunto con la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Actividad realizada en EMPREUDEEC - Universidad de Concepción el 27 de Agosto 2009.
- **2010**, Seminario de capacitación “Hacia un desarrollo bioenergético del sector agropecuario: oportunidades y desafíos”, contó con la participación del Dr. Xavier Flotats i Ripoll (Centro GIRO, Barcelona, España), Dra. Lorna Guerrero Saldes (Universidad Técnico Federico Santa María, Valparaíso Chile), 15 de Enero de 2010.
- **2011**, Seminario de capacitación “Revalorización de subproductos del sector agropecuario: oportunidades y desafíos”. Contó con la participación del Dr. José Luis Campos, realizado con el patrocinio de CONAMA Bio Bio, Consejo de Producción Limpia y Red de Biogás, Universidad de Concepción, 15 de Julio de 2011.

- **2012**, Seminario de capacitación “Innovación para los desafíos ambientales de la industria pecuaria a escala local y global: pequeña, mediana y gran empresa” dictado por Sr. Carlos Vives (Agrosuper), Dra. Patricia Matus (Departamento de Salud Pública, Universidad de los Andes) y Dres. Marisol Belmonte, Gladys Vidal y José Luis Arumí (Universidad de Concepción), 19 de Abril de 2012.
- **2012**, Seminario de capacitación “Sustentabilidad de la Producción Agropecuaria” dictado por Dr. Xavier Flotats (Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España), Dra. Patricia Matus (Departamento de Salud Pública, Universidad de los Andes) y Dr. Francisco Salazar (INIA Remehue), 19 de Julio de 2012.

A4. GENERACION DE INFORMACION CIENTIFICA Y TECNICA

Publicaciones científicas

- Belmonte, M., Hsieh, C.F., Figueroa, C. Campos J.L. and Vidal, G. 2011. Influence of solids contained into piggery wastewater on the methanogenic toxicity. *Electronic Journal of Biotechnology* 14(3), 11.
- Flores, H., Arumí, J.L., Rivera, D. and Lagos, O. 2011. A simple method to identify areas of environmental risk due to manure application. *Environmental Monitoring and Assessment Journal* DOI 10.1007/s10661-011-2233-1.
- Villamar, C.A., Cañuta, T., Belmonte, M. and Vidal, G. 2012. Characterization of swine wastewater by Toxicity Identification Evaluation Methodology (TIE). *Water Air and Soil Pollution* 223, 363-369.
- Belmonte, M. Vázquez-Padín, J.R. Figueroa, M. Campos, J.L. Méndez, R. Vidal, G. and Mosquera-Corral, A. 2012. Denitrifying activity and N₂O production via nitrite using acetate and swine wastewater as carbon source. *Process Biochemistry* 47(7), 1202-1206.



- Neubauer, M.E. Plaza de los Reyes, C. Pozo, G. Villamar C.A. and Vidal, G. 2012. Behaviour of *Schoenoplectus californicus* (C.A. Méyer) Sójak in a constructed wetland fed with swine slurry. *Soil Science and Plant Nutrition* (Accepted).

Congresos

- Villamar, C., Plaza de los Reyes, C., Neubauer, M., Ortiz, G. Vidal, G. Fate of the nutrients and metals contained in swine slurry treated by a constructed wetland. IWA International Conference "Ecotechnologies for wastewater treatment (EcoSTP)", Santiago de Compostella, España, 25-27 June 2012.
- Ortiz, G. Villamar, C., Vidal, G. The effect of pH and temperature in the generation of odour from swine slurry. IWA International Conference "Ecotechnologies for wastewater treatment (EcoSTP)", Santiago de Compostella, España, 25-27 June 2012.
- Belmonte, M., Hsieh, C.F., Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Vidal, G. Nitrogen removal from swine wastewater by partial nitrification-denitrification at low C/N relationship. IWA International Conference "Ecotechnologies for wastewater treatment (EcoSTP)", Santiago de Compostella, España, 25-27 June 2012.
- Plaza de los Reyes, C., Neubauer, M., Belmonte, M., Vera, L., Decap, J. Vidal, G. Nitrogen behaviour contained in swine wastewater during a start-up of constructed wetland in the spring-summer season. Symposium on Dynamics and Control of Pollutants in Wetlands (WETPOL), Barcelona, 20 al 24 de Septiembre 2009.
- Villamar, C., Plaza de los Reyes, C., Belmonte, M., Valenzuela, M., Pozo, G., Vidal, G. Factores condicionantes de producción y características físico-químicas de purines en plantales porcinos. XVIII Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS. Pucón, Chile, 23-25 Noviembre 2009.
- Belmonte, M., Rodríguez, D. C., Campos, J. L., Vidal, G. Producción de biogás a partir de la fracción líquida de un purín de cerdo: análisis de la fracción no biodegradable. XVIII Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS. Pucón, Chile, 23-25 Noviembre 2009.
- Rodríguez, D.C., Belmonte, M., Peñuela, G y Vidal, G. Aplicación de un sistema UASB a escala de laboratorio para la remoción de materia orgánica en purines de cerdo. III Simposio Colombiano sobre biotecnología ambiental y III Simposio Colombiano sobre Digestión anaerobia, Bogota , Colombia, 28 - 30 de Octubre 2009.
- Flores, H., Arumí, J.L., Rivera, D. and Lagos, O., Saleh, A., Lewis, D. Conceptualización de la gestión ambiental de una explotación agropecuaria en el Valle Central de Chile. VI Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola. Chillán, Chile. Enero 2010.
- Flores, H., Arumí, J.L., Rivera, D. and Lagos, O., Saleh, A., Lewis, D. Develop of the conceptual modeling of the environmental management of a complex swine farm in the Central Valley of Chile. 21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment Conference American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE) Universidad EARTH, Costa Rica. 21-24 February 2010.
- Belmonte, M., Vázquez-Padín, J., Figueroa, M., Campos, J. L., Méndez, R., Mosquera-Corral, A., Vidal, G. Producción de óxido nitroso en ensayos desnitrificantes via nitrito utilizando efluente de purín de cerdo. II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management (SIGERA II), Foz de Iguazú, Brasil 15-17 de Marzo 2010.
- Belmonte, M., Figueroa, C., Vidal, G. Producción de biogás, como subproducto de digestión anaeróbica y recuperación de nutrientes mediante método químico. II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management (SIGERA II), Foz de Iguazú, Brasil 15-17 de Marzo de 2010.

- Plaza de los Reyes, C., Pozo, G., Neubauer, M., Vidal, G. Evaluación temporal del comportamiento de *Typha latifolia* L. en un humedal artificial para el tratamiento terciario de purines de cerdo. II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management (SIGERA II), Foz de Iguazú, Brasil 15-17 de Marzo de 2010.
- Pozo, G., López, D., Campos, J.L., Vidal, G. Consideraciones para la reactivación de una laguna de estabilización anaeróbica para el tratamiento de purines, bajo condiciones climáticas mediterráneas extremas. II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management (SIGERA II), Foz de Iguazú, Brasil 15-17 de Marzo de 2010.
- Villamar, C.A., Vera, L., López, D., Vidal G. Estrategias para evaluar el tipo de tratamiento y la aplicación de purines porcinos a partir de su caracterización físico-química. II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management (SIGERA II), Foz de Iguazú, Brasil 15-17 de Marzo de 2010.
- Rivera, D., De la Hoz, F., Arumí, J.L. 2010. Wastewater reuse in agriculture: Methodological issues. International Conference: Arid and Semi Arid Development Through Water Augmentation 13 to 16 december 2010, Valparaíso, Chile.
- Flores, H., Arumí, J.L., Rivera, D., Sandoval, M., Lagos O, 2010. Methodology for the analysis of environmental risk of irrigation with treated waters from a swine farm. Development through Water Augmentation 13 to 16 December 2010, Valparaíso, Chile.
- Villamar, C.A., Cañuta, T., Belmonte, M., Vidal, G. Evaluación de las características ecotoxicológicas de purines porcinos. XIX Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS, Concepción, Chile 28 – 30 Noviembre, 2011.
- Plaza de los Reyes, C., Pozo, G., Vidal, G. Sistema integrado de eliminación de macrocontaminantes derivados de la industria porcina mediante sistemas combinados. XIX Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS, Concepción, Chile 28 – 30 Noviembre, 2011.
- Chartier C., López, D., Vidal, G. Evaluación de la retención de coliformes fecales en columnas de suelo franco limoso, tras aplicación de purín de cerdo crudo y tratado anaeróbicamente. XIX Congreso Chileno de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS, Concepción, Chile 28 – 30 Noviembre, 2011.
- Villamar, C.A. Plaza de los Reyes, C. Neubauer, M.E. Ortiz, G., Vidal, G. Acumulación de Cu y Zn en un humedal construido alimentado con purines porcinos. Conferencia Panamericana en sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua, Pereira, Colombia 26 Febrero - 1 Marzo 2012.

A5. DISTINCIONES

- **2008**, Primer Premio del Concurso “Tesis sobre Producción Limpia en la Región del Bío-Bío 2008”, a la Srta Chia-Fang Ssieh Chen Alumna de Ing. Civil Ambiental con la tesis titulada “Toxicidad metanogénica de purín de cerdo mediante ensayos discontinuos”. Premio otorgado por el Consejo Nacional de Producción Limpia y la Universidad de Concepción. Octubre 2007. (Prof. Guía: Dra. Gladys Vidal).
- **2009**, Segundo Premio del concurso “Tesis sobre Producción Limpia en la Región del Bío-Bío 2009”, a la Srta. Cindy Figueroa de la carrera de Bioingeniería, con la tesis titulada “Recuperación de nutrientes de efluente tratado anaeróbicamente mediante obtención de estruvita”. Premio otorgado por el Consejo Nacional de Producción Limpia y la Universidad de Concepción. Noviembre 2009. (Prof. Guía: Dra. Gladys Vidal).
- **2009**, Mención Honrosa Concurso “Tesis sobre Producción Limpia en la Región del Bío-Bío 2009”, al Sr. Rodrigo Badillo de la carrera de Bioingeniería, con la tesis titulada “Comportamiento de la actividad microbiana heterótrofa y nitrificante en un humedal artificial de flujo superficial para el tratamiento de purín de cerdo”. Premio otorgado por el Consejo Na-



cional de Producción Limpia y la Universidad de Concepción. Noviembre 2009. (Prof. Guía: Dra. Gladys Vidal).

- **2011**, Primer en el concurso “Tesis sobre Producción Limpia en la Región del Bío-Bío 2011”, al Sr. Gerardo Ortiz de la carrera de Ingeniería Ambiental para realizar el trabajo de tesis “Evaluación y Gestión de olores en la producción porcina de la Región del Bio Bio”. (Prof. Guía Dra. Gladys Vidal y co-dirigida por Alejandra Villamar).
- **2011**, El trabajo “Producción de oxido nitroso en ensayos desnitrificantes vía nitrito utilizando efluente de purín de cerdo” de los autores Marisol Belmonte, José Ramón Vázquez-Padín, Mónica Figueroa, José Luis Campos, Ramón Méndez, Anuska Mosquera-Corral y Gladys Vidal, fue distinguido como el mejor trabajo científico en el área pecuaria en el II International Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management (SIGERA II), Foz de Iguazú, 15-17 de Marzo de 2010.

A6. GALERIA FOTOGRAFICA: Seminario de difusión para productores de cerdo



Lanzamiento Proyecto Innova Bío Bío 07-PC S1-198 (Empreudec, Concepción, Abril 2009)



Prof. Gladys Vidal, Lanzamiento Proyecto Innova (Empreudec, Concepción, Abril 2009)



APORTES A LA GESTION Y OPTIMIZACION DE LA TECNOLOGIA AMBIENTAL DEL SECTOR PORCINO



Curso Capacitación Prof. Xavier Flotats.
(Centro EULA-Chile, Concepción, Enero 2010)



Carlos Vives, Seminario de Capacitación
(Centro EULA-Chile, Concepción, Julio 2010)



Asistentes Seminario de Capacitación
(Centro EULA-Chile, Concepción, Julio 2010)



Bolívar Ruíz, Seminario de Capacitación
(Centro EULA-Chile, Concepción, Julio 2010)



Mesa redonda Seminario de Capacitación
(Centro EULA-Chile, Concepción, Abril 2012)



Prof. José Luis Arumí, Seminario
(Centro EULA-Chile, Concepción, Abril 2012)



Participantes Sigera II (Simposio Internacional sobre manejo de residuos agroindustriales (Foz de Iguazú, Brasil, Marzo 2011)



Dra. Marisol Belmonte, Congreso Sigera II



Seminario de capacitación
(Auditorio Educación, UdeC, Concepción, Enero 2009)



Curso de especialización (Constructed Wetland)
(Centro EULA-Chile, Concepción, Marzo 2008)



Andrea Catalán, Seminario Sustentabilidad de la Producción Agropecuaria
(Centro EULA-Chile, Concepción, Julio 2012)



Público asistente, Seminario Sustentabilidad de la Producción Agropecuaria
(Centro EULA-Chile, Concepción, Julio 2012)



A6. GALERIA FOTOGRAFICA: Actividades en Terreno



Visita a las instalaciones de la empresa AGROSUPER
(Rancagua, Agosto 2010)



Plantel engorda de cerdos Fundo San Guillermo
(Cato, Chillán, Abril 2010)



Grupo de Investigación
(Cato, Chillán, Enero 2009)



Muestreo Laguna Anaeróbica
(Cato, Chillán, Enero 2010)



Catalina Plaza de los Reyes, Monitoreo humedal
(Cato, Chillán, Enero 2010)



Alejandra Villamar, Proceso Productivo, Abril, 2009
(Cato, Chillán, Abril 2009)



Dres. M. Belmonte y J.L Campos
(Planta piloto Grupo GIBA, Concepción, Mayo 2009)



Daniela Lopez, Muestreo, Junio, 2011
(Cato, Chillán, Junio 2011)



Gerardo Ortiz, Muestreo humedal construido
(Cato, Chillán, Septiembre 2011)



María Elisa Neubauer, Muestreo, Agosto, 2010
(Cato, Chillán, Septiembre 2011)



Alejandra Villamar y Catalina Plaza de los Reyes, muestreo de humedal artificial (Cato, Chillán, Agosto 2011)



Constanza Chartier, Muestreo de suelo
(Cato, Chillán, Enero 2010)



Alimentación humedal construido
(Cato, Chillán, Enero 2010)



Cindy Figueroa y Rodrigo Badillo, Operación de reactores anaeróbicos Planta piloto Grupo GIBA, Concepción, Julio 2009)



Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA, Marzo, 2011



Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental GIBA, Abril, 2012

APORTES A LA GESTION Y OPTIMIZACION
DE LA TECNOLOGIA AMBIENTAL
DEL SECTOR PORCINO

CENTRO DE CIENCIAS AMBIENTALES EULA-CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION

EDITORES: GLADYS VIDAL | GUILLERMO POZO | JOSE LUIS ARUMI

