

**UNIVERSIDAD DE COSTA RICA  
FACULTAD DE CIENCIAS AGROALIMENTARIAS  
Escuela de Zootecnia**

**Criterios bioeconómicos y de diseño, involucrados en la implementación de sistemas de tratamiento de excretas, en fincas lecheras de la zona de Alfaro Ruiz, Alajuela, Costa Rica.**

**Jorge Trejos Soto**

**Práctica Dirigida para optar por el título de Licenciatura en Ingeniería Agronómica con énfasis en Zootecnia.**

**Ciudad Universitaria Rodrigo Facio**

**2011**

## **Tribunal Examinador**

---

**M.Sc. Augusto Rojas Bourillon**

**Director de práctica**

---

**Ing. Michael López Herrera**

**Miembro del tribunal**

---

**M. Sc. Rebeca Zamora Sanabria**

**Miembro del tribunal**

---

**Ing. Ronald Murillo Quesada**

**Miembro del tribunal**

---

**M.Sc Carlos Arroyo Oquendo**

**Director de Escuela**

---

**Jorge Trejos Soto**

**Sustentante**

## INTRODUCCION

La producción de leche bovina en Costa Rica trae consigo muchos beneficios, tanto en el ámbito social como económico facilitando el crecimiento socioeconómico de forma directa e indirecta a los involucrados en la actividad y también generando productos de alto valor nutricional para los cultivos tales como: compost, lombricompost, bokashi entre otros, sin embargo es muy importante buscar alternativas que permitan que esta actividad se realice de forma sostenible y responsable.

La razón primordial de este trabajo es concientizar a los productores de leche de la gran importancia que tiene la excreta bovina en la sostenibilidad y manejo responsable de sus fincas, para lo cual se diseñan y proponen alternativas de manejo de excreta para cada finca, que persiguen maximizar los beneficios en la utilización de la boñiga y a la vez reducir al máximo el riesgo de contaminación que un manejo inadecuado significa, respetando la legislación existente.

Jiménez *et al.* (2001) definen agricultura sostenible como un modo de producción agrícola que intenta obtener producciones sostenidas en el largo plazo. Los mismos autores comentan que uno de los grandes desafíos, que se enfrentan al establecer sistemas de producción sostenible es alcanzar una utilización eficiente de los recursos propios de las fincas. Es por esta razón que el adecuado tratamiento y utilización de las excretas constituye un factor de alto impacto en la sostenibilidad de las lecherías, ya que su manejo inadecuado significa una fuga importante de recursos en forma de nutrientes, elementos mejoradores del suelo y energía.

Además del desperdicio que representa para las fincas un manejo deficiente de las excretas, también puede representar un elemento de alto potencial contaminante de fuentes de agua y de la atmósfera, lo que en algunos casos puede generar problemas sociales como demandas, protestas y acciones legales en contra de las unidades productivas. Esta situación pone en riesgo la continuidad del funcionamiento en todas las fincas que no cumplan

con las regulaciones establecidas en la ley para la disposición de las excretas en las lecherías.

Las principales instituciones que fiscalizan el manejo de excretas en la producción pecuaria, específicamente en las lecherías son: las Municipalidades, el Ministerio de Salud, el MAG, el SETENA, el SENARA, el AyA, el MINAE, el ICE y el Tribunal ambiental, entre otras. La forma en que estas instituciones intervienen en la prevención y resolución de conflictos de índole ambiental, depende de las características particulares de cada caso.

Algunas leyes y reglamentos existentes para el control en el manejo de las excretas en Costa Rica son: la Ley orgánica del ambiente, la Ley de aguas, la Ley forestal, el Canon para el aprovechamiento del recurso hídrico, el Canon por vertidos, el permiso de vertidos, las Normas de ubicación para tratamiento de aguas residuales, el Reglamento de aprobación y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales, el Reglamento sobre procedimientos de SETENA, el Reglamento para visado de planos para construcción, la Ley de construcciones, el Reglamento sanitario para otorgamiento de permisos sanitarios de funcionamiento del Ministerio de Salud, la Ley SENASA, la Ley de protección fitosanitaria, el Reglamento a la ley de uso, manejo y conservación de suelos, la ley de biodiversidad, el Reglamento canon ambiental, el Reglamento de vertido y re-uso de Aguas Residuales, y el Reglamento de sistemas de aguas residuales, entre otros. Algunos de estos reglamentos están orientados principalmente hacia sistemas donde se utiliza agua para la limpieza de la excreta, no obstante, existe un vacío legal para la regulación de sistemas donde no se utiliza agua en el tratamiento de desechos orgánicos.

Como una alternativa legalmente viable pero de reciente incorporación al panorama legal, el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG), a través de la Secretaria Nacional de Salud Animal (SENASA) emitió una resolución para el rehúso de purines en pasturas DG-D-003-2010. Esta posibilidad de re-uso de las excretas en las lecherías no se

analizará a fondo en este documento, ya que no constituye una forma de tratamiento a las excretas, sino solo un método de reutilización de purines normado por el gobierno.

En este trabajo se proponen dos alternativas para el tratamiento y aprovechamiento de las excretas bovinas en las fincas, basados en aspectos legales, ambientales y agronómicos. De esta manera el productor puede elegir entre dos sistemas de tratamiento; ya sea en seco o sistemas de tratamiento para purines (estiércol + orina + agua) cuando se realizan lavados para la limpieza y remoción de las excretas en las lecherías.

El diseño y dimensiones de cada sistema también varía de finca a finca según las condiciones de manejo y características de cada una. Algunos de los aspectos más relevantes que se consideran para el diseño de los sistemas propuestos son: disponibilidad y uso del agua, cercanía de cuerpos de agua, topografía, disponibilidad de materias primas para elaboración de abonos orgánicos, cantidad de excreta generada, eficiencia y principios de funcionamiento de las posibles tecnologías a aplicar, entre otras.

Al momento de realización de esta práctica, el panorama legal solo permitió proponer e implementar alternativas de manejo totalmente en seco o de descontaminación de purines, no obstante una vez terminado el proyecto, el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG), a través de la Secretaria Nacional de Salud Animal (SENASA) emitió una resolución para el rehúso de purines en pasturas DG-D-003-2010. Esta alternativa no se analizará a fondo en este documento ya que no constituía una alternativa legalmente viable al momento de conclusión de este trabajo.

## **OBJETIVOS**

### **a. General:**

Desarrollar una metodología para el diseño de sistemas de tratamiento de excretas en lecherías que considere los factores físicos, químicos, biológicos, sociales (aspectos legales que pueden poner en riesgo la continuidad en el funcionamiento de las lecherías) y económicos que involucra a esta actividad.

### **b. Específicos:**

1. Conocer los conceptos e información científica y legal necesaria para diseñar alternativas de tratamiento y aprovechamiento de excretas en lecherías.
2. Establecer la metodología y los criterios de diseño al proponer sistemas de tratamiento de excretas bovinas en lecherías.
3. Definir las dimensiones de sistemas de tratamiento y aprovechamiento de excretas de acuerdo a las características intrínsecas de los sistemas propuestos y de las fincas.
4. Determinar la viabilidad económica para una propuesta de manejo de excretas de una finca promedio de la zona.

## **Problemática de contaminación por manejo deficiente de excretas bovinas en Costa Rica**

Una de las prácticas más comunes en el manejo de excretas en lecherías especializadas es la utilización de grandes cantidades de agua en el lavado de los galrones, patios de espera y salas de ordeño. Estas aguas, mezcladas con estiércol y orina, en muchas ocasiones salen de la lechería sin ningún tratamiento y pueden contaminar fuentes de agua, ya sea por vertido directo o por infiltración de nutrientes a mantos acuíferos subterráneos.

Cuando esta agua cargada de nutrientes y materia orgánica llega a ríos, quebradas u otros cuerpos de agua, puede presentarse un crecimiento masivo de cianobacterias, las cuáles puede matar animales y exponer a los seres humanos a problemas de salud, este fenómeno se conoce como eutrofización y se ha convertido en un problema grave en muchas áreas del mundo donde se da una producción animal intensiva, por lo que para proteger y preservar la calidad de los recursos acuáticos, es importante regular el ingreso de este tipo de aguas a los mismos (Elizondo, 2009).

A nivel nacional el efecto de un manejo inadecuado de desechos sobre los recursos hídricos ya es un problema preocupante. De acuerdo a un estudio realizado en el 2006 titulado “Calidad de agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón”, se determinó que las condiciones de las cuencas estudiadas son despreciables y aunque esta contaminación es superficial, terminará afectando paulatinamente los cuerpos subterráneos usados en el suministro de agua para consumo humano, debido a la relación intrínseca que existe entre ambos (Viquez, 2009a).

En el caso de la contaminación por infiltración o lixiviación de nutrientes, aumenta el riesgo cuando las descargas de aguas verdes se hacen repetidamente en áreas pequeñas y se incrementa aún más si la precipitación es alta y el tipo de suelo tiende a tener una proporción grande de arenas (Viquez, 2009d). Una de las formas más comunes es la contaminación por nitratos ya que estos tienen poca retención en el suelo, sin embargo es difícil

cuantificar este tipo de contaminación, ya que se requiere de estudios más complejos que consideren las condiciones de cada zona (Viquez, 2009d).

Además de la contaminación también existe otro agravante, el crecimiento urbano y la cercanía de los asentamientos a las unidades de producción lechera, han generado un aumento de demandas, protestas y acciones legales en contra de explotaciones con manejos que generen malos olores y contaminación directa a cuerpos de agua (Viquez, 2009d). Esta situación pone en riesgo la continuidad del funcionamiento en todas las fincas que no cumplan con las regulaciones establecidas en la ley para la disposición de las excretas en las lecherías, generando un problema de índole social. En un artículo publicado por Oviedo y Barquero (2007) en el periódico La Nación donde se denuncia la necesidad de que las entidades públicas a cargo de la cuenca Arenal-Tempisque eviten la contaminación del agua del lago Arenal, principalmente en la zona de Tilarán. Se menciona que en una revisión hecha a 17 lecherías de la zona por parte del Ministerio de Salud, fue necesario girar órdenes sanitarias a cuatro de ellas para que mejoraran el manejo del excremento.

En vista de esta situación, SENARA, el ICE, el MINAE, el Ministerio de Salud y los ayuntamientos de Tilarán y Cañas solicitaron que las lecherías traten sus desechos.

En otro caso publicado por Rivera (2008) en el periódico La Nación se da a conocer que La Fiscalía Ambiental cerró la lechería Finca La Guacamaya S.A. en Cascajal de Coronado, por arrojar los excrementos de los animales a la cuenca del río Macho. Estudios del Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento (SENARA) indicaron, que el terreno en el que funcionaba esta lechería es un área de recarga acuífera, con un promedio de precipitaciones pluviales de 2.660 milímetros al año (43% más que el promedio de las precipitaciones que tiene San José). Además el AyA recoge el agua que se distribuye a 60.000 personas de Moravia y Tibás, por lo que el mal manejo de las excretas constituía un riesgo importante para el deterioro de la salud pública (Rivera, 2008).



## CAPITULO I Marco Teórico

### 1.1 Requisitos de los sistemas de tratamiento

Ortuño (2004) señalan que cualquier sistema de tratamiento necesita ser capaz tanto de reducir y/o modificar los siguientes parámetros: sólidos totales suspendidos (SST), demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nutrientes, generación potencial de olor y patógenos.

En el Cuadro 1 se muestra los niveles permitidos por la legislación costarricense para la reutilización de aguas residuales (en este caso aguas verdes) si se aplican a cultivos que no sean de consumo directo para humanos (forrajes para consumo de bovinos).

**Cuadro 1.** Límites máximos permisibles para el reuso de aguas residuales de lecherías en pasturas.

Parámetro	Límite máximo permisible
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	400
Demanda Química de Oxígeno ( mg/L)	1000
Sólidos suspendidos Totales (mg/L)	400
Potencial hidrógeno (pH)	5 a 9
Grasas y aceites (mg/L)	30
Sólidos sedimentables (mL/L)	1
Temperatura (°C)	$15 \leq T \leq 40$
Nitrógeno total (mg/L)	50
Fosfatos (mg/L)	25
Coliformes fecales	---- (1)
Nematodos Intestinales( Huevos/L)	1

Fuente: "Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales, Decreto N° 33601-MINAE-S, Alcance N° 8 a La Gaceta N° 55".

(1) Debe evitarse el pastoreo de ganado durante los quince días siguientes a la finalización del riego. Si no se respeta este período, la concentración de coliformes fecales no deberá exceder 1000 numero más probable (NMP)/100 mL.

En el caso de que los productores de leche no deseen optar por las tecnologías de manejo de líquidos residuales, que pretenden que el agua

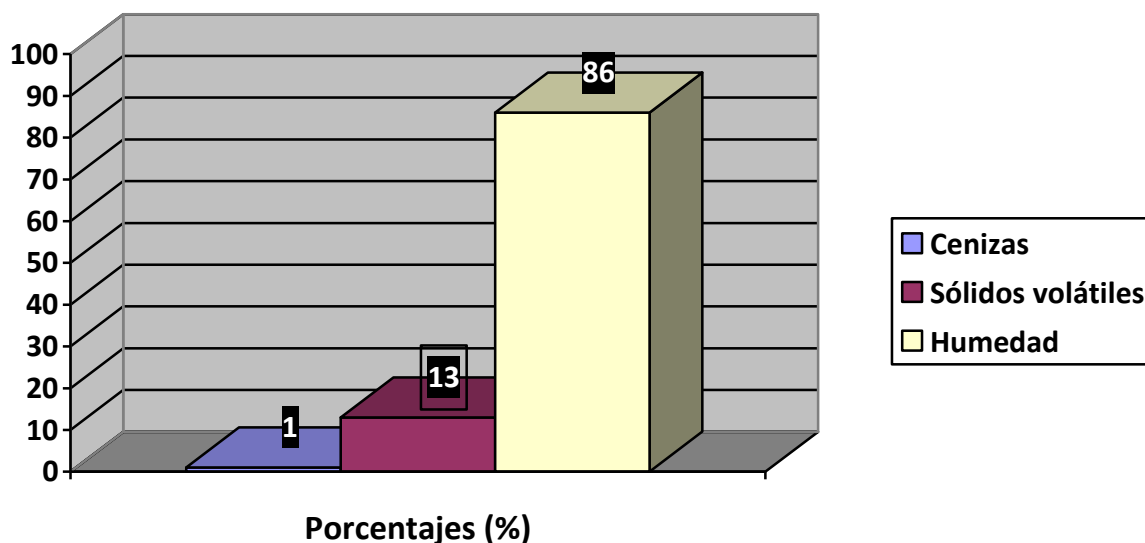
cumpla con los parámetros mostrados en el Cuadro 1, también existe la posibilidad de implementar un sistema de manejo en seco, de manera tal que no se genere agua residual y además se garantice la reducción los potenciales riegos sanitarios y la inocuidad del proceso. Otra posibilidad consiste en establecer un programa de aplicación de aguas verdes crudas, es decir sin ningún tratamiento previo, según lo establece el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG), a través de la Secretaria Nacional de Salud Animal (SENASA) según la resolución para el rehúso de purines en pasturas DG-D-003-2010, sin embargo esta última alternativa no se considera dentro de este trabajo dado que no constituye un sistema de tratamiento de excretas y por tanto no pretende la transformación de los purines; en su lugar constituye un método de reutilización de los mismos en finca, normado por el gobierno según criterios para reducir los riesgos de contaminación y conflictos sociales.

## **1.2 Características de la excreta**

Para definir cuales sistemas de tratamiento son adecuados, primero se requiere conocer el material al que se pretende dar tratamiento.

Viquez (2009a) define la excreta como una mezcla de agua, minerales y compuestos orgánicos. También se debe de considerar que existen variaciones en las proporciones y características de estos componentes. Estas diferencias pueden estar en función de la especie, raza, tipo de alimentación de los animales y edad, entre otros.

En la Figura 1 se muestran valores promedio en la composición de excreta bovina.



**Figura 1.** Excreta de bovinos lecheros y sus contenidos de humedad, sólidos volátiles y cenizas. Fuente: Víquez, 2009d.

**Cuadro 2.** Análisis químicos de excretas y su comparación con algunos parámetros de ley para la reutilización de aguas verdes.

Parámetro	Valor de excreta integra	Valor de Ley para aguas residuales
pH	6,9	5 a 9
DQO (mg/L)	146000,0	1000
DBO (mg/L)	9000,0	400
Nitrógeno (%)	2,1	0,000050
Fosforo (%)	0,6	0,000025

Fuentes: Víquez, 2009a., y Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales, Decreto N° 33601-MINAE-S, Alcance N° 8 a La Gaceta N° 55".

El Cuadro 2 permite establecer la diferencia entre los valores que presenta la excreta por si sola, con respecto a lo que exige la ley para el manejo de aguas verdes. Sin embargo, el valor de estos parámetros en el agua verde puede cambiar de acuerdo a factores como, el manejo de la excreta dentro de la lechería y la cantidad de agua de lavado, entre otros.

## **1.3 Tecnologías para el tratamiento de excretas bovinas**

### **1.3.1 Separación de sólidos en aguas verdes (purines)**

La separación sólida es una excelente herramienta para el tratamiento de las aguas residuales en las lecherías y consiste en extraer del agua verde la fracción sólida de la excreta que no se disuelve en el agua de lavado (Viquez, 2009a).

Algunas de las ventajas de esta técnica, es que permite reducir parámetros que afectan la calidad de agua como lo es la demanda química de oxígeno y se facilita la irrigación, mejora la relación carbono:nitrógeno (C:N) del sólido extraído (85% fibra detergente neutra) lo que resulta en una mayor disponibilidad y aprovechamiento del nitrógeno,) minimiza malos olores, facilita el tratamiento biológico con microorganismos eficientes, tanto del agua como del sólido extraído, mejora los sistemas de digestión anaeróbica posteriores y reduce problemas de obstrucción en las tuberías y/o bombas (Viquez, 2009a).

En la actualidad, existen varios de tipos de separadores de sólidos, como lo son el extrusor de prensa, el extrusor de tornillo (figura 2), la malla inclinada (figura 4), equipo de centrifuga, decantador (figura 3), inclusive la adición de floculantes y polímeros (Viquez, 2009a).

En el Cuadro 3 se muestran algunos datos de parámetros relacionados con las características del agua verde y su cambio al implementar métodos de separación de sólidos en lecherías.

#### **1.3.1.1 Experiencia de separación de sólidos con extrusor**

El separador mecánico (extrusor y/o faja) que por medio de la fuerza mecánica, “exprime” las aguas residuales, se caracteriza por manejar grandes volúmenes en corto tiempo.



**Figura 2.** Separador de sólidos (extrusor).

**Cuadro 3.** Resultados de análisis de aguas verdes en lecherías, antes y después de un separador de sólidos (extrusor) y su comparación con algunos parámetros de ley para la reutilización de aguas verdes.

Parámetro	Entrada	Salida	Valor de Ley para aguas residuales
DBO (mg/L)	17200	22360	400
DQO (mg/L)	106050	63050	1000
pH	7,42	7,43	5 a 9
SST (mg/L)	104000	41000	400
Nitrógeno (mg/L)	3380	2974	50
Fosfatos (mg/L)	2803	1838	25

Fuentes: Víquez, 2009a., y Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales, Decreto N° 33601-MINAE-S, Alcance N° 8 a La Gaceta N° 55".

### 1.3.1.2 Experiencia de separación de sólidos con decantador

El separador de flotación, extrae el sólido, que por densidad, flota en un tanque que tiene de 2-5 días de retención, es decir que tiene la capacidad de almacenar el volumen de aguas verdes generado en la lechería en ese periodo de tiempo. Su efecto sobre algunos parámetros de calidad del agua se observan en el Cuadro 4.



**Figura 3.** Separados de sólidos por flotación.

**Cuadro 4.** Resultados de análisis de aguas verdes en lecherías antes y después de un separador de sólidos por flotación y su comparación con algunos parámetros de ley para la reutilización de aguas verdes.

Parámetro	Entrada	Salida	Valor de Ley para aguas residuales
DBO (mg/L)	8 295	1836	400
DQO (mg/L)	25 775	4360	1000
pH	7,18	7,16	5 a 9
SST (mg/L)	19 121	1217	400
Nitrógeno (mg/L)	665	448	50
Fosfatos (mg/L)	712	458	25

Fuentes: Víquez, 2009a., y Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales, Decreto N° 33601-MINAE-S, Alcance N° 8 a La Gaceta N° 55".

### 1.3.1.3 Experiencia de separación de sólidos con malla inclinada

Viquez (2009a) comenta que el separador de malla inclinada (conocido como cascada), es muy utilizado en la industria porcina y beneficios de café, extrae el sólido por tamaño de partícula, pasando por una malla. Su efecto sobre algunos parámetros de calidad del agua se observan en el Cuadro 5.



**Figura 4.** Separador de sólidos de malla inclinada.

**Cuadro 5.** Resultados de análisis de aguas verdes en lecherías antes y después de un separador de sólidos de lámina inclinada y su comparación con algunos parámetros de ley para la reutilización de aguas verdes.

Parámetro	Entrada	Salida	Valor de Ley para aguas residuales
DBO (mg/L)	5 828	1 214	400
DQO (mg/L)	15 793	2 665	1000
pH	7,5	7,51	5 a 9
SST (mg/L)	19 121	1 217	400
Nitrógeno ( mg/L)	735	378	50
Fosfatos (mg/L)	323	216	25

Fuentes: Viquez, 2009a., y Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales, Decreto N° 33601-MINAE-S, Alcance N° 8 a La Gaceta N° 55").

En todos los tipos de separadores antes mencionados, las características del material separado, pueden ser particularmente diferentes a las de la excreta recolectada en seco como se muestra en los Cuadros 6 y 7. Algunas de estas diferencias son el nivel de humedad, volúmenes de sólido menores con respecto al material en fresco, proporción mayor de materiales fibrosos (FDN), etc. Es importante considerar estas diferencias ya que influyen en los posibles procesos para su tratamiento y aprovechamiento como abonos orgánicos.

**Cuadro 6.** Resultados de análisis de sólidos extraídos en diferentes separadores y su comparación con valores de la excreta integra.

Parámetro	Excreta Integra	Extrusor	Flotación	Malla inclinada
Fibra neutra detergente%	60	86,9	83,2	77,0
Humedad %	89	76,9	85,8	89,8

Fuente: Viquez, 2009a.

**Cuadro 7.** Extracción de sólido con diferentes alternativas de separadores.

Finca	# de animales	Peso vivo (kg)	Horas establo	Producción excreta (kg)	Sólido separado (kg)	Separador	Extracción %
San Jose de la montaña	96 8	500 80	24	3900	2300	Extrusor	59
Ciudad Quesada	50 50	350 350	1	455	230	Flotación	51
Coronado	31	425	5	220	58	Malla inclinada	26

Fuente: Viquez, 2009a.



### **1.3.2 Tratamiento de la fracción líquida de los purines bovinos**

Como se mostró en el punto anterior, la separación sólida constituye una alternativa para mejorar los valores en los parámetros de calidad del agua verde que exige la ley, Sin embargo, no es suficiente para el cumplimiento de la legislación por lo que deben explorarse otras alternativas complementarias, para el tratamiento de las aguas que se obtienen, luego de pasar por un separador de sólidos.

Entre las alternativas comúnmente utilizadas para el manejo de aguas residuales se tiene los biodigestores, aplicación de microorganismos descomponedores de materia orgánica y lagunas de oxidación, etc. También existen alternativas utilizadas a nivel industrial como reactores y turbinas de aireación forzada entre otras, de mucha mayor complejidad, sin embargo estas opciones escapan al alcance de la mayoría de los productores por el alto valor económico de las inversiones.

#### **1.3.2.1 Digestores anaeróbicos (biodigestores)**

Martínez y Viquez (2007) definen que un biodigestor es, en términos generales, un compartimiento hermético, dentro del que se fermenta la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Como fruto de este proceso se genera un gas con un contenido relativamente alto en metano y el restante en forma de dióxido de carbono y otros gases. El efluente producido es un abono orgánico líquido, con alto valor como fertilizante.

La fermentación dentro del biodigestor consta de varias fases. Ortuño (2004) hace referencia a dos, primero a un proceso de licuefacción, donde la materia orgánica es descompuesta anaeróbicamente de compuestos complejos a compuestos simples, dióxido de carbono, e hidrógeno, y la segunda se describe como un período de acidogénesis, donde los compuestos orgánicos simples, dióxido de carbono e hidrógeno son transformados a compuestos macromoleculares tales como ácidos grasos alcohol, etc.

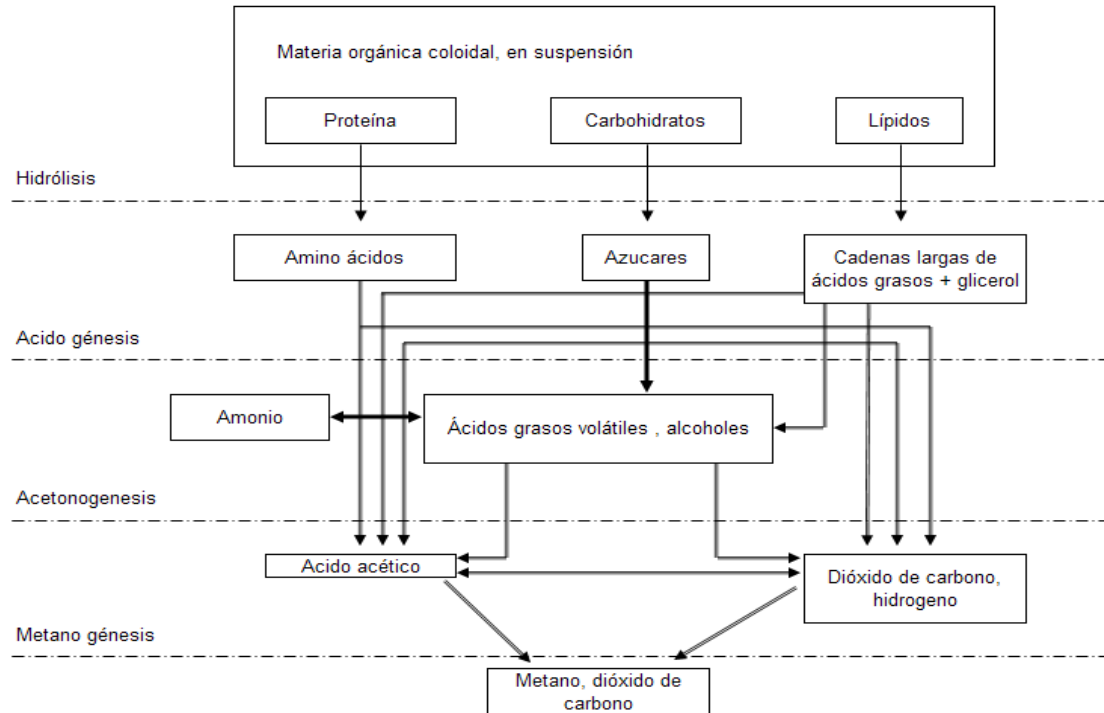
Por otro lado Martínez y Víquez (2007) describen la biodigestión como un proceso que se realiza en cuatro fases: Hidrólisis, Acidogénesis, Acetogénesis y Metanogénesis. Los mismos autores describen cada fase de la siguiente manera.

1. Hidrólisis: Conversión de biopolímeros no solubles en compuestos orgánicos solubles. Esta conversión se da gracias a las enzimas extracelulares (lipasa, celulasa, amilasa, proteasa), producidas por los mismos microorganismos.

2. Acidogénesis: Conversión de los compuestos orgánicos solubles en ácidos grasos volátiles y dióxido de carbono. Dentro de los ácidos orgánicos más importantes se encuentra el ácido acético. En este proceso los microorganismos utilizan el oxígeno disuelto de la mezcla, por lo que crean condiciones anaeróbicas, esenciales para que las bacterias metanogénicas puedan actuar. En este proceso también se forman alcoholes, ácidos orgánicos, aminoácidos y sulfuro de hidrógeno, entre otros.

3. Acetogénesis: Conversión de los ácidos grasos volátiles (ácido acético principalmente) a acetato e hidrógeno.

4. Metanogénesis: Conversión del acetato, dióxido de carbono e hidrógeno a metano. Los microorganismos presentes en esta etapa final son muy susceptibles a cambios en su ambiente. Tienen una simbiosis importante con los microorganismos productores de ácidos grasos volátiles.



**Figura 5.** Proceso de digestión anaeróbica.

Fuente: Martínez y Víquez, 2007.

El proceso de formación de metano, tal y como se indica en la Figura 5, es desarrollado por varias comunidades de bacterias. Existe una relación simbiótica entre las bacterias del proceso de acidogénesis y las bacterias del proceso de metanogénesis. Sin la existencia de esta simbiosis, la producción de biogás sería imposible (Martínez y Víquez, 2007).

### 1.3.2.1.1 Factores que afectan el funcionamiento del biodigestor

Ortuño (2004) comenta que para trabajar con biodigestores, se debe tomar en cuenta tanto factores ambientales como operacionales que afectan directa o indirectamente su funcionamiento y eficiencia. Entre los factores ambientales se encuentran: temperatura, pH, concentración de ácidos grasos volátiles y disponibilidad de nutrientes, entre otros. Como factores operacionales cuentan: porcentaje de sólidos presentes, naturaleza del sustrato, tiempo de retención, efecto de diseño y calentamiento.

Temperatura: Según Martínez y Víquez (2007) la digestión anaeróbica se da en temperaturas que van desde los 5 hasta los 55 °C. Por otro lado Ortuño (2004) indica que la temperatura óptima para el proceso de digestión se encuentra entre 30 y 35 °C, pues se combinan las mejores condiciones para el crecimiento de las bacterias y la producción de metano con un corto tiempo de retención de los desechos en el digestor.

pH y alcalinidad: Ortuño (2004) comenta que el pH óptimo para la producción de biogas es de 7 a 8 , no obstante cuando comienza la producción de bacterias se forman ácidos, por lo que el medio puede acidificarse, pero luego que se estabiliza la producción, tiende a la neutralidad.

Martínez y Víquez (2007) argumentan que la reducción en la producción de metano cuando el pH es inferior a 6,5 o superior a 7,5 obedece a que la metanogénesis solamente ocurre en pH neutro.

Contenido de materia orgánica: Martínez y Víquez (2007) definen la demanda química de oxígeno (DQO) como la cantidad de oxígeno equivalente a materia orgánica (compuestos de carbono que pueden ser oxidados). Este es un parámetro usado para estimar el potencial de un desecho / material, para la producción de biogás, entre mas alto el valor, mayor es el potencial para la producción de biogás.

Agitación: En el interior del digestor se produce una estratificación de los elementos, cubriendo la parte superior del biodigestor con una nata de material duro o sólido que puede impedir la salida del biogás hacia el depósito, por eso es importante la agitación; además ayuda a mantener una temperatura y una distribución uniforme de las bacterias en todo el volumen (Martínez y Víquez, 2007).

Porcentaje de sólidos: El aumento de sólidos en la mezcla de agua y excretas incrementa la producción de biogás. Es importante considerar que el porcentaje de sólidos a utilizar depende del modelo de biodigestor y uso de los sub-productos del mismo. Además, se debe considerar la formación de una

nata, que evita la salida del gas producido en el líquido. Los porcentajes normalmente utilizados son de 1, 3, 5 y 8 % de sólidos totales (Martínez y Viquez, 2007).

El uso de separadores de sólidos previo al uso de biodigestores reduce la necesidad de agitación y según Viquez (comunicación personal, 2009) no afecta significativamente la producción de biogas por tratarse de materiales altos en fibra y con necesidad de tiempos de retención altos para su degradación dentro del biodigestor.

Tiempo de retención: Ortuño (2004) y Martínez y Viquez (2007) coinciden en que el tiempo de retención (TR) es el equivalente al período que tarda el material dentro de biodigestor, para su degradación. Se estima que el tiempo mínimo de retención es de 2 a 4 días, que es el tiempo que tardan las bacterias en multiplicarse. Normalmente el TR es de 20 a 30 días en promedio y su duración está directamente relacionada con la temperatura.

Martínez y Viquez (2007) proponen tiempos de retención para diferentes rangos de temperatura (Cuadro 8), no obstante si el objetivo final para el tratamiento de aguas de lechería es el cumplir con los parámetros establecidos en el reglamento mencionado en este trabajo, entonces debería considerarse también la concertación de materia orgánica del material que ingresa (DQO), así como sus características físico-químicas a fin de tener una idea de la tasa de degradación del mismo y definir así el TR adecuado.

**Cuadro 8.** Tiempos de retención recomendados para cada rango de temperatura.

Temperatura ambiental promedio	Tiempo de retención (días)
$\geq 26$ °C	10 a 15
18 ° a 25 °C	15 a 20
$\leq 17$ °C	20 a 25

Fuente: Martínez y Viquez, 2007.

### 1.3.2.1.2 Efecto del biodigestor sobre las características del agua verde

**Cuadro 9.** Características físico-químicas del afluyente y efluente del biodigestor de lechería en la EARTH y los valores exigidos por ley.

Parámetro	Afluente	Efluente	Valor de ley
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	-	-	400
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	5130	1120	1000
Sólidos suspendidos Totales (mg/L)	4970	1830	400
Potencial hidrógeno (pH)	6,34	6,68	5 a 9
Grasas y aceites (mg/L)	-	-	30
Sólidos sedimentables (mg/L)	-	-	1
Temperatura (°C)	26,88	27,07	15 a 40
Nitrógeno total (mg/L)	228	166	50
Fosfatos (mg/L)	9,15	22,9	25
Coliformes fecales	-	-	---- (1)
Nematodos Intestinales (huevos/L)	-	-	1

Fuente: Martínez y Víquez, 2007., y Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales, Decreto N° 33601-MINAE-S, Alcance N° 8 a La Gaceta N° 55.

(1) Debe evitarse el pastoreo de ganado durante los quince días siguientes a la finalización del riego. Si no se respeta este período, la concentración de coliformes fecales no deberá exceder 1000 número más probable (NMP)/100 mL.

En el Cuadro 9 se muestra que el biodigestor de lechería, presentó una disminución significativa ( $p < 0,05$ ) en parámetros de calidad de agua, tales como la demanda química de oxígeno, sólidos totales y turbidez. A pesar de esto, el biodigestor de lechería no logró cumplir con la legislación pertinente, al presentar una demanda química de oxígeno en el efluente de 1120 mg L<sup>-1</sup>. Esto se debe a que la carga de demanda química de oxígeno existente en el afluyente fue considerablemente alta Martínez y Víquez (2007).

### 1.3.2.1.3 Subproductos y beneficios generados por la biodigestión

Una de las ventajas en el uso de biodigestores es que el efluente (líquido de salida) constituye un fertilizante con un contenido importante de nutrientes, estos nutrientes que antes estaban ligados a estructuras orgánicas complejas,

cambian de forma a estructuras moleculares más simples que son más rápidamente asimilables por las plantas tanto vía foliar como a través de raíz. Este cambio es llevado a cabo por el ataque de los microorganismos a la materia orgánica que ingresa al biodigestor (Martínez y Víquez, 2007).

Como evidencia del cambio en la forma y estructura de los nutrientes en los efluentes de un biodigestor, existen cambios en la conductividad eléctrica y salinidad, que pueden estar cercanos a un aumento del 40%. (Martínez y Víquez, 2007).

La cantidad y la forma de los nutrientes del efluente dependen de las características del material de entrada, además de factores ambientales y de manejo. Por ejemplo Ortuño (2004) comenta valores de nutrientes para el efluente de un biodigestor alimentado con purines bovinos del orden de: N 0,8 Kg /100L, P 0,04 Kg /100L, K 0,26 Kg /100L, Ca 0,08 Kg /100L, Mg 0,04 Kg /100L, Cu 4 mg/L, Zn 37 mg/L y Mn 6 mg/L, mientras que Martínez y Víquez (2007) indican que la concentración de nutrientes ronda los 35 mg/L de nitrógeno inorgánico, 16,1 mg/L de fósforo inorgánico y 200 mg/L de potasio.

La generación de gas, que es en su mayoría metano, constituye una fuente de energía limpia que si se maneja adecuadamente permite reducir los costos por concepto de calentamiento de agua para esterilización de equipo de ordeño y almacenamiento de leche o bien como fuente para generar energía eléctrica en algunos casos.

Ortuño (2004) otorga un valor calórico al metano de 9000 kcal/m<sup>3</sup>. Y Martínez y Víquez (2007) reportan que la utilización del biogas de biodigestores de lechería en la EARTH, produjeron biogás con una concentración del 62,3 ± 0,69 % de metano, y 246,2 ppm ± 29,58 de sulfuro de hidrógeno.

Todos los aspectos antes mencionados demuestran que el biodigestor constituye una alternativa de solución para el manejo de aguas verdes y producción de energía renovable.

### **1.3.2.2 Lagunas de estabilización**

Las lagunas de estabilización son un proceso conocido como auto depuración o estabilización natural. Presenta fenómenos de tipo físico, químico, bioquímico y biológico. Este mismo proceso se lleva a cabo en la mayor parte de las aguas estancadas con alto contenido de materia orgánica putrescible (muerta) o biodegradable (PAHO, 2005).

Las lagunas de estabilización se diseñan para terrenos que cuenten con un área amplia, éstas se construyen de poca profundidad (2 a 4 metros) y con períodos de retención relativamente grandes, por lo general de varios días (PAHO, 2005).

Al diseñar un sistema lagunar para captar y tratar las aguas residuales, lo que se busca es estabilizar la materia orgánica y reducir los microorganismos patógenos que se concentran en la muestra de agua residual que ingresa al sistema, conocido como afluente (PAHO, 2005).

La estabilización de la materia orgánica contenida en el agua residual se puede realizar en forma aeróbica o anaeróbica dependiendo de si existe oxígeno disuelto en el agua (PAHO, 2005).

#### **1.3.2.2.1 Proceso aerobio**

Según PAHO (2005), este proceso aerobio se caracteriza porque la descomposición de la materia orgánica se da en una masa de agua que contiene oxígeno disuelto. En el mismo se da una sinergia interesante ya que participan bacterias aerobias o facultativas y se originan compuestos inorgánicos que sirven de alimento para las algas, las cuales por medio de la fotosíntesis producen más oxígeno disuelto que beneficia la actividad de las bacterias aerobias.

La descomposición de la materia orgánica se da por medio de enzimas generadas por las bacterias en sus procesos vitales. A través de estos



procesos bioquímicos en presencia de oxígeno disuelto las bacterias logran descomponer aeróbicamente la materia orgánica (PAHO, 2005).

Finalmente, en la sección aerobia de una laguna se estabiliza la materia orgánica muerta, la cual se transforma en materia orgánica viva que se incorpora a las algas como protoplasma mediante el proceso de fotosíntesis, en el cual en presencia de luz solar, se aprovechan los compuestos inorgánicos para sintetizar materia orgánica (PAHO, 2005).

#### **1.3.2.2 Proceso anaerobio**

En este proceso se desdobra la materia orgánica más lentamente y se pueden generar malos olores debido a la liberación de sulfuro de hidrógeno, se da cuando el consumo de oxígeno disuelto es más alto que la incorporación del mismo a la masa de agua gracias a la acción fotosintética de las algas. En la parte final de este proceso se presentan las cinéticas conocidas como etapas acetogénica y metanogénica (PAHO, 2005).

UNEP (2005), indica que las lagunas anaeróbicas por lo general son de 2 a 5 metros de profundidad, de 2 a 3 días de retención y reciben una alta carga orgánica (>100 gramos de DBO/m<sup>3</sup> día).

Normalmente no contienen algas ni oxígeno disuelto. De hecho la remoción de DBO se da por medio de la sedimentación de sólidos y posteriormente la digestión anaerobia (UNEP, 2005).

Este proceso se intensifica a temperaturas mayores a los 15 °C, y una laguna anaerobia bien diseñada debe remover aproximadamente 40% de DBO a una temperatura mayor a los 10 °C, y más de un 60% de DBO a temperaturas mayores de 20°C, lo que las hace bastante útiles en las zonas tropicales (UNEP, 2005).

### **1.3.2.2.3 Proceso facultativo**

Las lagunas facultativas se fabrican usualmente con 1 o 2 metros de profundidad y existen 2 tipos: las primarias, que reciben el agua residual cruda, y las secundarias que reciben el agua residual libre de partículas (UNEP, 2005).

En la laguna primaria el 30% del influente de DBO se libera en forma de metano, el DBO restante termina en las algas, las cuales le dan un color negro verdoso característico al agua. Estas lagunas requieren de alrededor de 2 – 3 semanas de retención del agua para lograr la remoción de la materia orgánica, y su diseño está hecho para una carga de remoción de DBO relativamente baja (100 – 400 kg DBO/ha. día)

### **1.3.2.2.4 Lagunas de maduración**

Según UNEP (2005) las lagunas de maduración se construyen de 1 – 1,5 metros de profundidad, son bien oxigenadas (aireadas) durante el día y reciben el efluente de las lagunas facultativas. Su función principal es remover los patógenos excretados.

Los mecanismos principales para la remoción fecal bacteriana en las lagunas facultativas y las lagunas de maduración según UNEP (2005) son:

- ✓ Tiempo y temperatura
- ✓ pH alto (>9)
- ✓ Alta intensidad de luz, en combinación con una concentración alta de oxígeno disuelto.

### **1.3.2.2.5 Características de las lagunas de estabilización.**

La Organización Panamericana de la Salud (PAHO, 2005) recomienda tomar en cuenta los siguientes factores:

**Temperatura:** a mayor temperatura se aumenta el crecimiento de microorganismos y viceversa.

**pH:** en condiciones de pH bajo (ácido), los microorganismos que consumen la carga orgánica contaminante no sobreviven.

**Relación microorganismos – materia orgánica:** se debe cuidar el exceso de carga (DBO y DQO), porque origina un mal funcionamiento del sistema lagunar.

**Inhibidores:** la presencia de metales pesados, sulfatos, agroquímicos, entre otros, ocasionan un decrecimiento de bacterias.

**Nutrientes:** se debe cuidar que no haya una alta concentración de nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo, ya que pueden causar procesos de eutrofización.

## **Mantenimiento**

Según UNEP (2005), la siguiente debe ser la rutina de mantenimiento para asegurar un adecuado funcionamiento de un sistema lagunar para aguas residuales:

- ✓ Remover posibles desechos y granos de arena de la entrada y salida de la laguna que puedan tapar el flujo.
- ✓ Cortar el zacate en los bordes de la laguna y retirarlo.
- ✓ Remover el desecho y los micrófitos que flotan en la superficie de las lagunas de maduración y facultativas.
- ✓ Asperjar el desecho en la superficie de las lagunas anaeróbicas, ya que esto ayudará a los procesos de tratamiento.
- ✓ Remover el sólido acumulado en la entrada y salida de las lagunas.
- ✓ Reparar cualquier daño visible en la laguna (diseño).
- ✓ Reparar cualquier daño en las cercas o puertas (perímetro).

- ✓ Estar alerta sobre cualquier cambio repentino en el funcionamiento regular de las lagunas.

Las lagunas anaeróbicas requieren de limpieza una vez que alcanzan 1/3 de su capacidad (UNEP, 2005).

De la misma forma, UNEP (2005) establece como fundamental tomar muestras del agua, por ejemplo muestras automáticas (toma de muestras cada 1 - 2 horas), o muestras periódicas (1 vez al mes; cada 3 meses).

Según UNEP (2005) la evaluación de la laguna es fundamental ya que:

- ✓ Brinda información sobre si la laguna está siendo subutilizada o si la carga de llenado es excesiva.

- ✓ Indica cuánta carga de llenado debe introducirse de forma segura conforme la población crece (en nuestro caso el número de vacas).

- ✓ Indica cómo se puede mejorar un próximo diseño para la región o zona.

### **1.3.2.3 Microorganismos degradadores benéficos**

Los microorganismos degradadores benéficos, también llamados microorganismos eficientes, son por lo general bacterias ácido lácticas (*Lactobacillus spp.*), levaduras (*Saccaromyces spp.*) y bacterias fototrópicas (*Rhodopseudomonas spp.*), los cuales trabajan en forma conjunta consumiendo la materia orgánica sólida o la sedimentada y en suspensión contenida en el agua residual (Reyes *et al.*, 2005).

Existen varias formas de utilizar los microorganismos eficientes en el tratamiento de purines, tal como se detalla a continuación.

### 1.3.2.3.1 Tratamiento único o complementario de aguas residuales

La aplicación de microorganismos eficientes (EM) tiene un efecto negativo sobre las poblaciones de patógenos y además son aceleradores de la descomposición de la materia orgánica, lo anterior se explica por la forma en que actúan al entrar a un medio anaerobio o facultativo rico en materia orgánica. Cuando se aplica EM en un ambiente determinado y sus microorganismos fermentadores colonizan, se detiene el proceso de putrefacción, siendo remplazado por una intensa fermentación. (Fioravanti *et al.*, 2005).

Fioravanti *et al.* (2005) exponen que cuando se aplicó 10% (v/v) de EM activado a un m<sup>3</sup> de lodos sépticos versus otro testigo sin tratamiento, se observaron reducciones importantes de coliformes fecales y totales, demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), contenido de nitratos, pH, grasas, temperatura y aceites; además de un cambio de olor fuerte y putrefacto a un olor fuerte de fermentación.

Fioravanti *et al.* (2005) reportan reducciones de hasta 83% en lodos en tanques de sedimentación de una planta de tratamiento de aguas, al incorporar la aplicación de microorganismos eficientes de la marca EM®, también mencionan disminución del DBO<sub>5</sub> y un aumento del Oxígeno Disuelto en los siguientes tanques del sistema depurador.

Además del efecto de reducción en la carga orgánica de las aguas residuales, como se mencionó en el párrafo anterior, también existen resultados que reflejan mejoría en la calidad del agua desde el punto de vista biológico, por ejemplo Fioravanti *et al.* (2005) muestran que se logró comprobar la inhibición de patógenos nocivos para la salud humana y animal mediante tratamiento con EM específicamente *Clostridium botulinum*, *Salmonella typhimurium*, *Salmonella gallinarum* y *Salmonella enteritidis*, en tan solo 10 días de tratamiento.

Fioravanti *et al.* (2005) afirma que el tratamiento microbial amarra algunos metales pesados como plomo, cobre, uranio, zinc entre otros lo que previene la absorción posterior por plantas y animales. Lo anterior previene la incorporación de concentraciones altas de estos elementos en la cadena alimenticia.

#### **1.3.2.3.2 Utilización de inoculantes biológicos (Microorganismos eficientes) en abonos**

Iniciar el proceso de compostaje con una población especializada en descomposición y no esperar a que ésta se desarrolle a través del sistema de compostaje, acelera el proceso de descomposición y permite aumentar los contenidos finales de nitrógeno (Soto, 2003b).

Entre los productos que se encuentran disponibles en el mercado se incluyen, microorganismos y enzimas. En el mercado de Costa Rica, se encuentran varios productos comerciales de diferentes marcas tales como Agrigro LC ®, MIOMED ®, EM-1 ®, Formula Biológica E/2001 OIKOBAC ®, Stubble Digest ®, Thomax EM ®, etc.

Es importante que cuando se inicia en la elaboración de compost, antes de evaluar inoculantes, se tenga un buen control del sistema de compostaje, ya que la vida de muchos de estos productos se verá afectada por malas oxigenaciones o altos contenidos de humedad, que pueden enturbiar los resultados (Soto, 2003b).

Además de acelerar el proceso de compostaje, algunos de estos microorganismos pueden tener efectos indirectos importantes como regulación del pH, producción de vitaminas como tiamina, piridoxina, biotina en el caso de *Pseudomonas*, o vitamina B12, riboflavina, piridoxina como el caso de las levaduras y algunos actinomicetes con lo cual se favorece la calidad del abono obtenido (Soto, 2003b).

#### **1.3.2.4 Elaboración de abonos orgánicos**

El tratamiento y aprovechamiento de excretas mediante la adecuada elaboración de abonos orgánicos es una alternativa ambientalmente segura y aporta materiales para ser utilizados como fuente de nutrientes y mejoradores de suelo, esto permite lograr efectos positivos en los cultivos y con el mínimo riesgo de contaminación.

Esta tecnología puede aplicarse sin ningún problema para las fincas con manejo en seco (como cama profunda o recolección de toda la excreta) o bien para tratar y aprovechar el material que se obtiene de un separador de sólidos cuando se realizan lavados para la limpieza de las excretas.

Soto (2003a) comenta que el abono orgánico es todo material de origen orgánico utilizado para fertilización de cultivos o como mejorador de suelos, también establece una categorización de los abonos orgánicos con base en la fuente principal de nutrientes. (Cuadro 10).

Desde un enfoque de sistemas, cualquier aporte de material orgánico a un agroecosistema, enriquece la fracción orgánica del suelo por lo que es importante entender su dinámica dentro del sistema (Meléndez, 2003).

En la mayoría de los suelos tropicales la fracción orgánica del suelo es un componente menor de la fase sólida del suelo. Esta fracción orgánica juega un papel crucial en la fertilidad de los suelos. Sus relaciones con la fase mineral y con los elementos de la solución del suelo, hacen que esta fracción orgánica controle en gran medida la disponibilidad de nutrimentos para las plantas en suelos tropicales (Soto, 2003b).

Como se muestra en el Cuadro 10, los abonos orgánicos se pueden clasificar en:

- a. Los que consisten de un organismo que se inocula sobre un acarreador orgánico, como es el caso de los biofertilizantes, donde el

aporte de nutrientes es el resultado directo de la actividad de una bacteria, hongo u otro microorganismo.

- b. Aquellos donde la fuente de nutrientes es la materia orgánica misma, como los abonos orgánicos procesados y sin procesar. Es claro que es gracias a la actividad de los microorganismos que estos nutrientes son liberados, pero la fuente de los nutrientes no es la actividad del microorganismo per se, es decir que los nutrientes son liberados de la materia orgánica. Este tipo de abono puede a su vez subdividirse entre abonos orgánicos procesados y no procesados.

Los abonos orgánicos no procesados son aquellos que se aplican directamente sin procesos de descomposición previos, es decir frescos. Mientras que los abonos orgánicos procesados son aquellos donde se favorece la descomposición y transformación de la materia orgánica antes de aplicarla, como el compost, lombricompost, bokashi, biofermentos, etc, (Cuadro 10).

Con respecto a los procesos de elaboración y a las características de los abonos orgánicos, conviene considerar algunos aspectos que están directamente relacionados con la calidad e inocuidad de los mismos, así como a diseño y manejo de los sistemas. Algunos de estos aspectos se comentan a continuación.



**Cuadro 10.** Diferentes tipos de abonos orgánicos según la fuente de aporte de nutrientes y el grado de procesamiento.

Fuente de nutrientes	Grado de procesamiento	Sólidos	Líquidos
Materia Orgánica	Sin procesar	Desechos Vegetales: Pulpa de café, naranja, etc. Desechos Animales: gallinaza, estiércol fresco. Coberturas verdes: Arachis sp., Mucuna sp.	Efluentes: de pulpa de café, etc.
	Procesados		Biofermentos Té de compost Ácidos Húmicos Té de estiércol Extractos de algas
Microorganismos		Biofertilizantes: Inoculante en turba de Rhizobium para leguminosas, micorrizas, Bacillus subtilis.	Biofertilizantes líquidos: EM o microorganismos beneficios.etc.

Fuente: Soto, 2003a.

#### 1.3.2.4.1 Humedad

Del 75 – 90% de los restos orgánicos están constituidos por agua (Meléndez, 2003). En caso de la excreta bovina este valor es cercano al 87% (Viquez, 2009a) por lo que se requiere mantener un nivel adecuado de humedad de acuerdo al método de elaboración de abono orgánico que se desee implementar, ya sea compost, lombricompost o bokashi, entre otros, ya que valores diferentes a los recomendados para cada método pueden afectar los procesos químicos, físicos y biológicos en cada caso, lo que puede resultar en menor calidad de los abonos.

#### 1.3.2.4.2 pH

Soto (2003a) comenta que este parámetro debe de controlarse en cualquier proceso de elaboración de abono orgánico ya que interviene en los cambios físicos, químicos y biológicos que se dan en las diferentes

metodologías de elaboración de abonos orgánicos, este mismo autor también menciona que el pH puede modificar el tiempo de elaboración y la calidad final de los abonos, por su efecto directo sobre las poblaciones de microorganismos que participan en la descomposición de estos materiales.

#### 1.3.2.4.3 Relación Carbono: Nitrógeno

La relación C:N juega un papel importante en aspectos como: la disponibilidad de nitrógeno tanto para microorganismos involucrados en los procesos como para las plantas en su aprovechamiento final, en la generación de olores, velocidad de los procesos, forma de los nutrientes en los productos terminados, pérdida de nutrientes en los procesos, entre otras. (Cerrato .,2007).

Cerrato *et al.* (2007) comenta que la relación C:N es un factor muy importante en el proceso de mineralización de un abono orgánico, ya que los contenidos de C y N son esenciales para la vida y la reproducción de los microorganismos. Los microorganismos necesitan C como fuente de energía y, junto con el N, para la síntesis de proteínas y estructuras celulares. (Cuadro 11).

**Cuadro 11.** Contenidos de C y N y relación C:N de diferentes abonos orgánicos.

Abono	C (%)	N (%)	Relación C:N
Compost	40	20	20
Bokashi	40 a 50	1,6	25 a 32
Lombricompost	33	1,7	19

Fuente: Cerrato *et al.*, 2007

#### 1.3.2.4.4 Calidad microbiológica, inocuidad y toxicidad

Cuando se implementa sistemas para la elaboración de abonos orgánicos, se espera que estos productos no afecten la salud de plantas, animales y humanos debido a la presencia de sustancias tóxicas y/o

patógenos. Sin embargo, muchos de los desechos utilizados en la elaboración de los abonos orgánicos son fuentes potenciales de patógenos, como es el caso de excretas bovinas (Uribe, 2003).

Se debe de considerar que el proceso de elaboración de los abonos debe eliminar o reducir significativamente los patógenos y sustancias tóxicas presentes en los sustratos utilizados. Algunos de los organismos utilizados como indicadores de calidad microbiológica e inocuidad son: *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Bacillus subtilis*, así como algunos virus entéricos y huevos de helmintos (Uribe, 2003).

La calidad microbiológica e inocuidad de los abonos está vinculada a la cantidad, tipo y distribución de las poblaciones de microorganismos Uribe (2003). En este sentido esta misma autora sostiene que los grupos más importantes de microorganismos presentes en abonos son las bacterias, hongos y actinomicetes. En Costa Rica se han determinado poblaciones de microorganismos en diferentes abonos orgánicos en el orden de 10<sup>8</sup> bacterias/gramo de abono, dichas poblaciones adaptadas al sustrato hacen difícil el establecimiento o sobrevivencia de patógenos al verse expuestos a competencia, inhibición, antagonismo, depredación y antibiosis (Uribe, 2003) (Cuadro 12).

**Cuadro 12.** Valores típicos de abonos orgánicos analizados en el Laboratorio de Microbiología Agrícola del CIA.

Tipo de abono	Bacterias *UFC/g	Actinomicetes*UFC/g	Hongos *UFC/g
Compost	23000000	990000	14000
Bokashi	26786000	2679000	≤1000
Lombricompost	103879000	10519000	151000

Fuente: Uribe, 2003. \*(UFC) Unidades Formadoras de Colonias.

Hay dos términos importantes de incluir referentes a la calidad de los abonos orgánicos los cuales son estabilidad y madurez. Meléndez y Soto (2003) definen estabilidad como el grado de descomposición de la materia

orgánica y madurez como el grado de descomposición de sustancias fitotóxicas producidas durante la fase activa de los procesos. Ambos términos son importantes ya que según estos autores, involucran problemas como contaminación ó fitotoxicidad causada por una descomposición incompleta provocando inmovilización del N como consecuencia de las relaciones C/N amplias, daños a raíces por concentraciones de amonio inadecuada, al igual que por la producción de H<sub>2</sub>S y NO<sub>2</sub> - bajo condiciones anaeróbicas, producto del consumo de oxígeno por la incompleta descomposición.

Otros problemas de la inestabilidad o inmadurez son los malos olores producidos en el almacenamiento, lo que podría traer problemas de tipo legal, ya que compost inmaduros continúan el proceso de descomposición pero si no hay un adecuado suministro de aire, las condiciones anaeróbicas llevan a la producción de metano y N<sub>2</sub>O, con efectos negativos sobre la atmósfera (Meléndez y Soto, 2003).

Algunos abonos orgánicos pueden ser fitotóxicos, sobre todo si son inmaduros debido a la presencia de ácidos grasos volátiles de cadena corta, principalmente ácido acético, se considera la principal causa de fitotoxicidad en compost inmaduro (Arauz, 2003).

Según Meléndez y Soto (2003), la fitotoxicidad de abonos orgánicos puede evaluarse a través de la germinación de semillas o, elongación de raíces o el crecimiento de plantas en los abonos solos o en mezcla con el suelo, estos mismos autores comenta que la prueba de germinación presenta desventajas por la diferente susceptibilidad de las semillas utilizadas a varias fitotoxina, también mencionan que la determinación del Índice de germinación indica la presencia de sustancias fitotóxicas y se considera internacionalmente como uno de los ensayos para determinar la madurez de un de un abono orgánico.

Meléndez y Soto (2003), establecen que la germinación de semillas también puede afectarse por compuestos fenólicos y ácidos alifáticos producidos durante el proceso de descomposición, estos compuestos en condiciones de alta pluviosidad y en grandes cantidades pueden producir

contaminación de las fuentes de agua. De lo mencionado anteriormente se infiere, que resulta conveniente madurez y estabilidad en los productos terminados (abonos orgánicos) a fin de que estos sean de calidad y no causen problemas de toxicidad sobre cultivos o contaminación de agua.

Uribe (2003) menciona que se ha observado una relación entre el porcentaje de germinación y la estabilidad del material. Así, materiales más estables, generalmente presentan mayores tasas de germinación al encontrarse la materia orgánica humificada. Los materiales inestables se encuentran en pleno proceso de descomposición en el que ocurre la liberación de sustancias potencialmente tóxicas a plantas.

Según Arauz (2003) la materia orgánica y los abonos orgánicos de buena calidad propician un crecimiento adecuado del cultivo, dado el efecto químico, físico y biológico que tiene en el suelo lo que les permite en muchos casos escapar de los patógenos o tolerar las enfermedades.

Con respecto al balance de nutrimentos en el suelo, las enmiendas orgánicas pueden influir sobre el proceso de nitrificación, alterando las cantidades relativas de amonio y nitratos en el suelo, lo cual afecta el desarrollo de algunas enfermedades puesto que algunas son favorecidas por el nitrato mientras otras lo son por el amonio (Arauz, 2003).

#### **1.3.2.4.5 Mineralización y disponibilidad de nutrientes**

Al considerar el aporte nutricional del abono orgánico, es importante mencionar que la disponibilidad de nutrimentos va a variar mucho con el tipo de proceso, dependiendo de la materia prima utilizada, el método y el grado de madurez del producto final (Meléndez y Soto, 2003).

Según Meléndez y Soto (2003) una alternativa para estimar la disponibilidad de nutrientes en este tipo de abonos, es determinar del total de nutrientes, la proporción asociada más directamente con la actividad microbiana.

Ramírez (2003) comenta que los análisis químicos cuantitativos comunes de los elementos (totales o extraíbles) no son adecuados para pronosticar con fidelidad la respuesta de la planta a la aplicación del abono. El mismo autor indica que, no conviene basarse en el análisis químico para estimar los nutrimentos disponibles ni para dosificar el abono orgánico para que sustituya el químico o inorgánico.

Ramírez (2003) propone un método para la estimación de la actividad microbiana máxima de un compuesto orgánico mediante el sometimiento de las poblaciones a un suplemento forzado de azúcares altamente disponibles por un período de 24 horas (Cuadro 13). Este mismo autor establece una correlación entre la biomasa microbiana y el incremento en el crecimiento de las plantas cultivadas en sustratos similares, consistentes en mezclas de los suelos con abonos orgánicos.

Bertsch (2003) menciona que la mayoría de los abonos orgánico, el porcentaje de biodisponibilidad de N oscila entre 20-40%, salvo casos específicos de bokashi, que como productos más inmaduros y de procesos cortos pudieron haber retenido mayor cantidad de formas accesibles de N (60-70%). Si no se cuenta con el dato directo de este método, este rango entre 20-40% permite arriesgarse a hacer estimaciones de suplemento a partir de contenidos totales con algo más de criterio. La escogencia del valor alto o bajo del rango puede apoyarse en otros criterios que se tengan sobre el producto en concreto, pero lo que queda más o menos establecido es que difícilmente un abono orgánico en los primeros 3 meses tendrá capacidad de suplir más allá de un 40-50% de nutrientes a partir del total (Bertsch, 2003).

Es evidente que mayores porcentajes totales de N no necesariamente coinciden con mayores capacidades de liberación biológica (Bertsch, 2003).

**Cuadro 13.** Comparación entre datos obtenidos por el método de biodisponibilidad y datos totales para diversos abonos orgánicos

Material	N (%)	N total (kg/t)	N biodisponible (kg/t)	N disponible (%)
Bokashi	0,72 a 1,17	7,2 a 11,7	2,4 a 7,9	33 a 72
Pollinaza	2,80	28,0	12,3	44
Compost caprino	1,41	14,1	5,7	40
Lombricompost vacuno	1,88	18,8	5,9	31
Broza de café	1,40	14,0	2,5	18
Lombricompost café	2,50	25,0	3,7	15

Fuente: Bertsch, 2003.

#### 1.3.2.4.6 Aporte químico

Bertsch (2003) menciona que los abonos orgánicos tienen en primera instancia efecto sobre los rendimientos y también, sobre el aumento en la retención y suplemento de nutrimentos, y el mejoramiento integral del sistema coloidal. La misma autora comenta que hay además evidencias de la formación de quelatos, la regulación del pH y los aumentos en el poder buffer de los suelos.

La materia orgánica actúa como quelatante de micronutrimentos previniendo su lixiviación y evitando la toxicidad de los mismos, ayudando a la estabilización de la acidez del suelo y actuando como agente quelatante del aluminio, además es fuente importante de micro y macronutrimentos especialmente nitrógeno, fósforo, y azufre, siendo particularmente importante el fósforo orgánico en los suelos ácidos (Meléndez, 2003).

Otro efecto de enmienda es el aumento de la CICE (Capacidad de Intercambio Catiónico) como lo menciona Bertsch (2003). Esta misma autora establece que todos los compuestos orgánicos tienen superficies específicas grandes, lo que conlleva al fortalecimiento del sistema de retención de

nutrimentos y el suplemento de nutrimentos, dependerá del comportamiento de los diferentes materiales bajo las diferentes condiciones.

En el Cuadro 14 se muestran algunos valores de composición química para varios abonos orgánicos.

**Cuadro 14.** Composición química de 3 abonos orgánicos producidos en la universidad EARTH.

Abono	C	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Zn	Mn
	-----%-----						----- (mg/kg) -----			
Compost	40	2,0	0,5	2,1	1,5	0,5	9200	26	177	557
Bokashi	40	1,6	0,4	2,2	1,0	0,7	15175	32	108	500
Lombricompost	33	1,7	0,3	0,2	3,6	0,4	21080	49	244	610

Fuente: Cerrato, 2007.

#### 1.3.2.4.7 Aporte físico

Bertsch (2003) comenta que la bondad de los abonos orgánicos sobre las propiedades físicas de los suelos es un criterio mundialmente aceptado. Lo que se reconoce paralelamente es que este impacto ocurre en el mediano-largo plazo, nunca en tiempos demasiado cortos.

El aporte de abonos orgánicos mejora la cohesión y estabilidad de los agregados del suelo, disminuye la densidad aparente, aumenta la capacidad del suelo para retener agua, es fuente energética de los microorganismos especialmente por sus compuestos de carbono, estimula el desarrollo radicular y la actividad de los macro y microorganismos del suelo (Meléndez, 2003).

Bertsch (2003) comenta que al disminuir la densidad, en realidad lo que se está incrementando es el espacio poroso. Esta situación, además de constituir una ventaja netamente física, para el sistema, ofrece una serie de efectos nutricionales que se ven reflejados en una mayor penetración radical y en el mejor movimiento de aire, agua y nutrimentos.



Bertsch (2003) establece que una buena medida para estimar este mejoramiento de la estructura es a través del análisis del tamaño y estabilidad de los agregados, para esto se utiliza un método que combina el uso de mallas de diferente tamaño y humedad como se muestra en el Cuadro 15.

**Cuadro 15.** Efecto de la aplicación de estiércol sobre el tamaño y la estabilidad de los agregados.

Cantidad de estiércol aplicado (Ton/Ha/año).	Diámetro de los agregados ( $\mu\text{m}$ )				
	$\leq 2,3$	2,3 - 18,5	18,5 - 295	295 - 9400	Prom ( $\mu\text{m}$ )
	-----%-----				
	2 min agitación				
0	1	9	43	47	172
180	2	6	40	52	224
360	1	5	33	61	307
	20 min agitación				
0	2	26	49	23	48
180	4	18	52	26	64
360	2	15	44	39	126

Fuente: Bertsch, 2003.

Se puede resumir que los efectos de los abonos orgánicos sobre las propiedades físicas van dirigidos hacia dos objetivos concretos: el mejoramiento de la estabilidad estructural (disminución de la densidad aparente, formación de agregados, aumento del espacio poroso, aumento de la friabilidad de suelos arcillosos) y regulación del balance hídrico del suelo (aumento de la capacidad de retención de agua, reducción de la evaporación, mejoramiento de la permeabilidad, facilitamiento del drenaje). No obstante, cualquiera de estos efectos son solo percibibles en el tiempo y se asocian a productos altamente estabilizados que conduzcan a enriquecer la fracción húmica del sistema (Bertsch, 2003).

#### **1.3.2.4.8 Aporte biológico**

La presencia de un volumen importante de abono orgánico estimula la capacidad amortiguadora de la rizosfera, modifica la dinámica de los nutrimentos al retenerlos en formas orgánicas, y participa en la supresión de patógenos al favorecer la proliferación de microorganismos antagonistas (Bertsch, 2003).

#### **1.3.2.4.9 Lombricompost**

La lombricultura se define como el cultivo y desarrollo de poblaciones de lombrices que mediante un proceso limpio y fácil permiten reciclar una amplia y variada gama de residuos biodegradables produciendo abono y lombrices (Shuldt, 2006).

Durán y Henríquez (2007) describen el proceso de elaboración de lombricompost como la bio-oxidación y estandarización de sustratos orgánicos a través de la acción descomponedora conjunta de las lombrices y microorganismos que lo convierten en un material humificado y mineralizado.

El lombricompost, es un producto muy procesado, altamente estabilizado y probablemente de menor aporte nutricional que otros, aunque con excelentes condiciones para mejorar las características físicas del suelo (Bertsch, 2003).

De las 8000 especies de lombrices que existen en el planeta, la lombriz californiana, *Eisenia foetida*, fue seleccionada, por su alta capacidad de reproducción (Cuadro 16), su capacidad de vivir en altas densidades, el amplio rango de desechos orgánicos de los que se alimenta y su adaptación a diferentes condiciones climáticas (Soto, 2003a).

**Cuadro 16.** Comparación de características de la lombriz californiana con un promedio de lombrices de otros géneros.

Tipo de lombriz	Longevidad (años)	Periodicidad de acoplamiento (días)	# de lombrices por cápsula
Eisenia foetida	16	7	2 – 21
Otras	4	45	1 – 4

Fuente: Soto, 2003a.

Los siguientes aspectos deben de considerarse al establecer un lombricario.

- **Humedad**

Soto (2003a) establece que uno de los factores más importantes para el establecimiento de la lombriz es un contenido de humedad alrededor del 80%, dado que la lombriz requiere de un buen nivel para su alimentación y su respiración, este mismo autor menciona que niveles de humedad más altos pueden afectar la oxigenación y la presencia de uno de los mayores depredadores de la lombriz, el *Platelminto Planaria*, que normalmente sobrevive en condiciones de 85-90% de humedad.

- **pH**

Soto (2003a) indica que la presencia de las glándulas de Morren que producen carbonato de calcio, les permite a las lombrices regular un poco el pH del sustrato, sin embargo materiales como la pulpa de naranja o piña con pH inicial de 3 a 3.5 no permitirán el desarrollo de las lombrices hasta 2 a 3 semanas después, en que el pH sea regulado por la actividad microbiana.

En el Cuadro 17 se observa como varios lombricompost presentan pH cercanos a la neutralidad y ligeramente alcalinos, lo que nos confirma lo comentado por Soto (2003a) en referencia al efecto de las lombrices sobre el nivel de acidez de los materiales que estas procesan.

- **Temperatura**

La reducción de temperatura ambiental es un factor que disminuye la actividad de las lombrices, sin embargo en Costa Rica, productores de Coronado y Cuericí han logrado que se adapten a temperaturas de menos de 15°C. La temperatura en la cama del lombricario es importante, de esta manera el uso de materias frescas, puede generar temperaturas muy altas que deben ser evitadas por ser dañinas para la lombriz. La mejor forma de evitar el aumento en la temperatura es regulando la altura de la cama, para lo que se recomienda una altura máxima de cama de 15 cm con variaciones según el sustrato utilizado (Soto, 2003a).

**Cuadro 17.** pH y salinidad de cinco lombricompost producidos con *E. foetida*.

Lombricompost	pH	Salinidad (mS/cm)
Doméstico	8,2	1,3
Estiércol	7,8	0,3
Banano	9,0	1,5
Ornamental	7,8	0,6
Broza	6,9	0,3

Fuente: Durán y Henríquez, 2007.

- **Características de los sustratos para alimentación**

Schuldt (2005) reporta pre-compostaje de los materiales con que se alimenta las lombrices a fin de reducir mortalidad de las mismas por el cambio brusco en las características físico-químicas de los materiales aplicados con respecto al medio donde estas se encuentran.

Una práctica utilizada con buena efectividad por productores de lombricompost en la zona de Zarcero, Alajuela, Costa Rica donde se desarrollo el trabajo presentado en este documento, es que cuando se requiere suministrar materiales vegetales o animales frescos directamente en la cama, se tenga el cuidado de que la lombriz tenga otros sitios dentro de la cama libres

de material fresco para refugiarse, en caso de que las características de los materiales recién incorporados les resulten nocivas por sus características.

Soto (2003a) comenta que cuando el método de alimentación es en franjas, como se menciona en el párrafo anterior, la producción de los lixiviados del material fresco se da en la cama, lo que además favorece el contenido de nutrientes final, este mismo autor también establece como importante recordar que en el caso de la lombriz, su alimento es también su hábitat, y debe ser manejado de tal forma que permita una buena aireación.

El estiércol de vaca aunque presenta un balance nutricional apto para el desarrollo de las lombrices, en sus estadios iniciales no permite sobrevivencia para la lombriz, por los altos contenidos de agua; este material se debe secar un poco o mezclar con materiales que mejoren la aireación antes de entrar en contacto directo con las lombrices, a no ser que se agregue en franjas como se mencionó anteriormente. (Soto 2003a).

- **Relación Carbono : Nitrógeno (C:N)**

Una forma práctica de aumentar las poblaciones de lombrices rápidamente es la adición de una buena fuente de proteína como la semolina de arroz o el salvado de trigo, lo que modifica la relación C:N. (Soto, 2003a).

La lombricultura genera dos productos importantes, uno es humus o abono de lombriz con características que lo convierten en una enmienda de alto valor para mejorar las condiciones del suelo de uso agrícola y el otro son lombrices, que pueden ser transformadas en harina para su utilización en alimentación, constituyendo una fuente importante de proteína como harina de lombriz dentro de la formulación de dietas para animales (Trejos, 2009).

En el Cuadro 18 se muestran valores de algunos parámetros de las condiciones del sustrato y ambiente donde se desea establecer un lombricario.

**Cuadro 18.** Condiciones para el establecimiento de la lombriz *Eisenia foetida*.

Parámetro	Rango	Óptimo
Oxígeno (%)		≥ 8
Temperatura (°C)	20 – 33	25 -28
pH	5,5 – 9,0	6,8 – 7,2
Humedad	65 – 80	70 - 75

Fuente: Soto, 2003a.

El lombricompost hace aportes y mejoras al suelo desde el punto de vista físico, químico y biológico. En los Cuadros 19 y 20 se muestran valores del contenido de nutrientes de cinco lombricompost, elaborados con diferentes materias primas.

**Cuadro 19.** Análisis químico de cinco lombricompost.

Lombricompost	Ca	Mg	K	P	Fe	Cu	Zn	Mn
	-----%-----				----- (mg/kg) -----			
Doméstico	5,6	0,6	3,3	1,7	5714	47	1118	218
Estiércol	2,3	0,7	1,1	2,0	6124	64	308	422
Banano	1,8	0,8	6,8	1,7	5461	48	255	326
Ornamental	4,0	0,5	1,3	1,5	7353	54	300	700
Broza	1,6	0,3	0,8	1,3	26489	105	181	558

Fuente: Durán y Henríquez, 2007.

**Cuadro 20.** Contenido de nitrógeno, materia orgánica, carbono orgánico y la relación C/N de cinco lombricompost.

Lombricompost	N(%)	MO (%)	CO (%)	C:N
Doméstico	3,1	29,0	16,9	5,6
Estiércol	1,8	33,1	19,2	10,9
Banano	2,9	35,2	20,5	7,0
Ornamental	2,2	37,1	21,6	10,0
Broza	1,8	29,3	17,0	9,2

Fuente: Durán y Henríquez, 2007.

- **Calidad microbiológica, inocuidad y toxicidad del lombricompost**

Durán y Henríquez (2007) comentan que desde el punto de vista microbiológico se ha puntualizado que el lombricompost posee una gran riqueza de microorganismos así como un efecto supresor sobre algunos patógenos del suelo, los mismos autores también comentan que algunos estudios muestran la ausencia de patógenos como *Salmonella* y *E. Coli* según el tipo de microorganismos presentes en los materiales utilizados.

Según Grajales *et al.* (2006) el manejo a través de lombricompost de lodos en una planta de tratamiento de aguas residuales, permite una reducción de los patógenos, específicamente coliformes fecales, lo que sugiere que los cambios en el pH, y la inoculación con la flora microbiana presente en el tracto de la lombriz, provoca cambios en la población microbiana de los desechos reduciendo así la carga de patógenos.

Durán y Henríquez (2007) concuerdan con lo mencionado anteriormente y comentan que la riqueza microbiana del lombricompost muestra ventajas sobre otros sustratos en lo que respecta a su actividad supresora de enfermedades del suelo y organismos patógenos, lo que relacionan directamente con una mayor población de microorganismos benéficos.

Por otro lado Arauz (2003) comenta que el compostaje con lombrices aprovecha las ventajas de las capacidades biológicas y fisiológicas de estos organismos para aumentar la descomposición microbiana de materiales orgánicos. También menciona que se observa una reducción en las poblaciones de patógenos de humanos (coliformes fecales, *Salmonella* sp., entre otros).

Aunque no se dispone de información específica para patógenos de plantas, podría esperarse un comportamiento similar con respecto a la supresión de patógenos, algunos estudios han determinado que el lombricompost inhibe la infección de plantas de tomate por *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici*. El efecto supresor aumenta en proporción a la

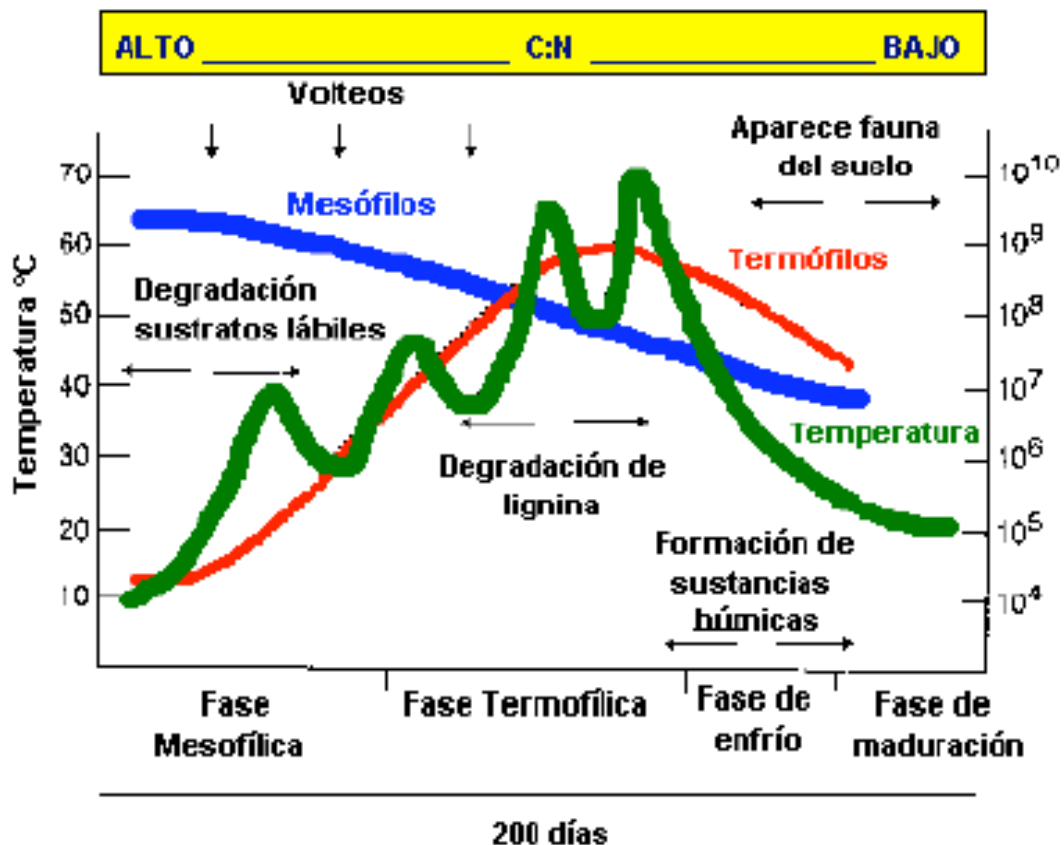
tasa de aplicación del lombricompost. El número total de microorganismos y poblaciones de bacterias antagónicas y hongos es mayor en el lombricompost que en sustratos control. El autor sugiere una naturaleza biótica para la actividad supresora del lombricompost (Arauz, 2003).

#### **1.3.2.4.10 Compost**

El proceso de compostaje es una descomposición predominantemente aeróbica, que se puede dividir en tres fases. Fase inicial de descomposición de los materiales más lábiles, tales como azúcares, proteínas, almidones y hemicelulosas que son descompuestos más rápidamente. Luego una segunda fase de temperaturas más altas, donde se degradan los materiales más recalcitrantes como celulosa y la lignina, para pasar finalmente la fase de síntesis, donde se forman sustancias húmicas (Figura 6) (Soto, 2003a).

La condensación de los fenoles junto con el amonio en el proceso de humificación es tal vez la fase más importante en el proceso y generalmente ocurre después de los primeros 15 días cuando hay un fuerte incremento en el contenido de ácidos húmicos, lo que cambia la relación de ácidos húmicos a fúlvicos de 0,3:1 a 10:1 (Soto 2003a). Meléndez (2003) establecen que estas sustancias húmicas han sido divididas en grupos de acuerdo a su solubilidad en soluciones ácidas y básicas concentradas: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, huminas. Estos autores comentan que los ácidos húmicos son moléculas más grandes y complejas que los ácidos fúlvicos.





**Figura 6.** Proceso de compostaje.

Fuente: Soto, 2003a.

Trejos (comunicación personal, 2009) comenta que es importante controlar la acidez y los niveles de calcio y fósforo en los procesos de compostaje, ya que cuando el material compostado presenta acidez y los niveles de Ca y P son bajos, predomina la formación de ácidos fúlvicos: en el caso contrario, si la acidez es cercana a la neutralidad y hay buenos niveles de Ca y P, predomina la formación de ácidos húmicos.

Trejos (comunicación personal, 2009) explica que es preferible favorecer la formación de ácidos húmicos en los procesos de compostaje ya que por su peso molecular mayor, es factible que permanezcan en estratos superiores de suelo dejando disponibles para las plantas los nutrientes adsorbidos a su estructura,. Trejos (comunicación personal, 2009) comenta que los ácidos fúlvicos de peso molecular menor tienden a pasar por lixiviación en el perfil del

suelo, y arrastrar los nutrientes a zonas lejanas a las raíces, empobreciendo los suelos.

El compost tiene una alta capacidad de adsorción físico química de cationes que se incrementa durante el proceso de humificación, la fase activa del proceso está caracterizada por una intensa actividad microbiana que asegura la estabilidad de la materia orgánica en la fase de maduración, lo que evita la presencia de compuestos que fácilmente se descomponen y que pueden causar toxicidad. Es por esta razón que el determinar la presencia ácidos húmicos durante el proceso, puede ser un buen indicador o puede generar información acerca de la eficiencia del proceso (Meléndez y Soto, 2003).

Algunos factores importantes para lograr una adecuada elaboración de composta son: pH, humedad, temperatura, microorganismos en el proceso, relación carbono: nitrógeno, oxígeno (Soto 2003a).

- **pH**

Durante el proceso de compostaje se da una disminución del pH en la fase inicial, debido a la liberación de ácidos orgánicos. Conforme el proceso de descomposición continua, estos ácidos orgánicos son descompuestos, liberándose bases y altos contenidos de amoníaco que ayudan a elevar el pH. La acidez puede favorecer la pérdida de nitrógeno por desnitrificación (el paso de nitratos a formas más reducidas de nitrógeno), que se ve favorecida por condiciones de reducción y pH por debajo de 4,5 o por encima de 7,5. Esto también puede estar relacionado con alta humedad y baja aireación (Soto 2003a).

- **Humedad**

Meléndez y Soto (2003) explica que este parámetro es importante de considerar, ya que ésta tiende a ir bajando producto de los volteos, pero si llega

a niveles muy bajos el proceso de compostaje se detiene, este mismo autor comenta que si la humedad es excesiva, puede generar falta de oxigenación propiciando la proliferación organismos anaeróbicos, que además de ser menos eficientes para descomponer, propician pérdidas de N por denitrificación.

Se debe adicionar suficiente agua como para favorecer la solubilización de los materiales y la actividad microbiana. Sin embargo, no se debe agregar tanta agua que se favorezcan condiciones anaeróbicas o lavado de nutrientes (Soto, 2003a).

El manejo de la humedad debe considerarse desde dos aspectos: el aspecto económico, ya que se pagaría en producto y transporte por el agua que contiene el abono y no por los sólidos totales, y por otro lado por las condiciones inherentes al proceso de compostaje (Meléndez y Soto, 2003).

- **Temperatura**

El incremento en la temperatura durante el proceso de compostaje se debe a la fuerte actividad microbiana durante la mineralización de los materiales orgánicos (Soto, 2003a). La temperatura del compostaje puede ser manejada según los objetivos del productor de abonos. Temperaturas mayores a 55°C, maximizan la sanidad del proceso. Temperaturas de 45-55°C favorecen la velocidad de descomposición, y temperaturas menores de 45°C favorecen la diversidad microbiana, así como disminuyen la volatilización de nitrógeno. (Soto, 2003a). Los rangos ideales y óptimos de temperatura se muestran en el Cuadro 21.

- **Microorganismos en el proceso de compostaje**

Los organismos presentes durante el proceso de compostaje varían dependiendo de los sustratos y las condiciones del proceso. Son sus interacciones y la secuencia en el tiempo los que determinan el tipo de compost

final. Bacterias y hongos se encargan de la fase mesófila, especialmente bacterias del género *Bacillus* sp, aunque existen también algunos *Bacillus* termófilos (Soto, 2003a).

El 10% de la descomposición es realizado por bacterias, del 15-30% es realizado por actinomicetes. Después de que los materiales lábiles han desaparecido, los predominantes son los actinomicetes, hongos y levaduras (Soto, 2003a).

- **La relación Carbono : Nitrógeno (C:N)**

La relación carbono:nitrógeno ideal para el compostaje es de 25-30:1 al inicio del proceso (Cuadro 21), aunque rangos más amplios pueden permitir que el proceso de compostaje se de, pero será más lento y es posible que el aprovechamiento de los nutrientes no sea el óptimo, lo que puede llegar a afectar la calidad del producto final (Soto, 2003a).

La composición de los microorganismos descomponedores explica la importancia de esta relación en el proceso de compostaje y como esta puede variar según el tipo de organismo. Las bacterias por ejemplo, tienen un contenido proteínico mucho mayor que los hongos, llegando a ser hasta el 55% de su peso, mientras que los hongos como *Aspergillus*, tienen en su pared celular un 53% de glucosa y 19 % de quitina. Esto hace que bacterias requieran sustratos con contenidos de nitrógeno más altos que los hongos. Relaciones C:N muy altas, ocasionan que el proceso de descomposición sea más lento. Pero relaciones C:N muy bajas, hacen que se pierda N por falta de estructuras de carbono que permiten retener el N. (Soto, 2003a).

El productor de abonos orgánicos debe aprender a manejar las relaciones C:N de sus materiales, para evitar las pérdidas de nitrógeno, sin sacrificar la calidad final del producto o la rapidez del proceso (Soto, 2003a).

En el caso de las excretas, una forma común de pérdidas de nitrógeno son las formas amoniacales por volatilización. Algunos productores, en su afán

de mejorar los contenidos del nitrógeno en el compost, agregan varios de estos ingredientes en proporciones desbalanceadas, reduciendo la relación C:N a niveles que favorecen la pérdida del nitrógeno. Un mal manejo de estos abonos no solo ocasiona disminuciones del elemento deseado en el producto final sino que pueden ocasionar problemas de contaminación de fuentes de agua y aguas subterráneas. Materiales con contenidos de humedad de hasta el 90%, deben ser volteadas en los días iniciales del proceso de compostaje más frecuentemente para reducir el contenido de humedad inicial y por ende las pérdidas de N (Soto, 2003a).

Las mayores pérdidas por nitrógeno se dan cuando se compostean excretas frescas. En compostaje de boñiga se ha encontrado un rango de pérdidas de nitrógeno de un 16 hasta un 78%. Una práctica comúnmente realizada es adicionar a la excreta, fuentes altas en carbono como pasto, aserrín o burucha reduciendo la humedad y mejorando las cantidades de carbono (Soto, 2003a).

Con respecto a la disponibilidad del C en la relación C:N, Meléndez y Soto (2003) comenta que, depende del tipo de compuesto en que predomine el C, como lignina, polisacáridos, lo cual determina la resistencia a la descomposición y por lo tanto la disponibilidad de N. Una relación C:N superior a 20, significa que un abono puede liberar nitrógeno muy lentamente. Este mismo autor menciona que la relación C:N en el producto final no es un buen indicador de madurez pero indica el éxito del proceso de compostaje en producir un producto final de características similares a la materia orgánica del suelo, Meléndez y Soto (2003) considera que en el humus dicha relación está entre 10 y 12, el mismo autor comenta que la relación C:N desciende a medida que el compost se va madurando o estabilizando. Para que esta medida sea útil, es necesario conocer su valor al comienzo, durante y al final del proceso (Meléndez y Soto, 2003).

- **Oxígeno**

Otro factor determinante para obtener un producto de buena calidad al corto plazo es la presencia de oxígeno durante el proceso de compostaje, indispensable para la actividad microbiana aeróbica. Para favorecer una buena oxigenación se debe manejar un volteo frecuente, un tamaño de partícula adecuado, agregar a la mezcla materiales que permitan una mejor aireación y un manejo adecuado del agua (Soto, 2003a).

La frecuencia de volteo debe estar determinada por la presencia de oxígeno y para esto se han diseñado equipos que miden la presencia de oxígeno directamente al interior de la pila de compost, o en su defecto la presencia de CO<sub>2</sub>. Este mismo autor menciona que es recomendable voltear cuando la concentración de CO<sub>2</sub> esté por encima del 8%. Si no se cuenta con el equipo adecuado, la frecuencia de volteo puede estar determinada por temperatura, que es un indicador indirecto de la actividad microbiana (Soto, 2003a).

Soto (2003a) menciona que existen sistemas pasivos de compost, a través de aireación por tubería o a través de ventiladores colocados en la parte inferior de las camas de compost. Estos sistemas funcionan efectivamente, pero son más costosos y el proceso es un poco más lento. Es claro que aunque el compostaje es un proceso predominantemente aeróbico, en todo compost, se darán puntos de anaerobiosis. Soto (2003a) comenta que los organismos anaeróbicos son menos eficientes en su metabolismo, por lo que el compostaje anaeróbico es más lento que el proceso aeróbico, también menciona que la gran desventaja que presenta el proceso anaeróbico es la presencia de malos olores, ya que los olores son generados en su gran parte por condiciones de reducción. Inoculaciones con microorganismos fermentadores pueden ayudar a evitar estos problemas.

**Cuadro 21** Condiciones ideales para el compostaje.

Condición	Rango aceptable	Condición óptima
Relacion C:N	20:1 – 40:1	25:1 – 30:1
Humedad (%)	40 – 65	50 – 60
Oxígeno (%)	5	8
Ph	5,5 – 9,0	6,5 – 8,0
Temperatura (°C)	55 – 75	65 – 70
Tamaño de partícula	0,5 – 1,0	variable

Fuente: Soto, 2003a

- **Calidad microbiológica, inocuidad y toxicidad del compost**

Arauz (2003) menciona que el incremento de la temperatura producto de la degradación de azúcares en las primeras etapas de compostaje permite la destrucción de patógenos presentes en el material por compostear y que en las fases iniciales también se producen compuestos como amoniaco, ácido nitroso, etanol, metanol, y formaldehído que pueden ser tóxicos a los patógenos presentes en el material priciplamente causantes de enfermedades fúngicas en los cultivos.

Uribe (2003) establece que esta supresión térmica en las primeras etapas resulta particularmente importante en el caso de los lodos, estiércoles y material infectado con patógenos de plantas.

Algunos estudios han determinado que aún cuando la temperatura no llega a 55°C en algunos estratos de la cama de compostaje, se obtuvo reducciones considerables de coliformes fecales, de manera que no solamente las altas temperaturas eliminan la presencia de patógenos, sino que las altas poblaciones de microorganismos pueden actuar como una barrera para la colonización y sobrevivencia de bacterias como *Salmonella* y *E. coli* (Uribe, 2003).

Una vez transcurrida la fase térmica se da inicio al proceso de maduración del compost. En esta etapa ocurre la recolonización por organismos mesofílicos (organismos cuya temperatura óptima de crecimiento se sitúa entre los 20-40 °C), dentro de los cuales se cuentan microorganismos de los géneros *Bacillus*, *Enterobacter*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Streptomyces*, *Penicillium*, *Trichoderma*, *Gliocladium* y otros, los cuales son antagónicos a organismos fitopatógenos (Arauz, 2003).

Arauz (2003) explica que la supresión biológica de fitopatógenos por medio de compost involucra mecanismos de antagonismo directo como la competencia, la antibiosis y el hiperparasitismo, así como mecanismos no antagónicos como la resistencia inducida, con base en estos mecanismos, este autor distingue dos tipos de supresividad: supresión general, debida a la alta actividad microbiana y supresión específica, en la cual uno o pocos microorganismos son responsables del control de un determinado patógeno.

El compost inmaduro provee alimentos para patógenos (parásitos facultativos) que pueden competir como saprófitos y causar enfermedad y el compost demasiado estabilizado no mantiene poblaciones de biocontroladores eficaces, por lo que lo adecuado para la supresión de enfermedades es el uso de compost maduro pero no muy estabilizado, puesto que los microorganismos biocontroladores presentes en compost maduro pueden favorecer la supresión de enfermedades o inducir la resistencia sistémica adquirida (Arauz, 2003).

Arauz (2003) comenta que es necesario considerar las propiedades químicas como la relación C:N de la materia prima y la salinidad. Este autor explica que la relación de C:N afecta la liberación de nitrógeno y cuando la relación es alta el nitrógeno se libera en baja cantidad y se favorece la supresividad; no obstante si la relación es baja, hay liberación de nitrógeno amoniacal en altas cantidades, el cual favorece a ciertas enfermedades como las fusariosis. En lo referente a salinidad Arauz (2003) dice que, favorece el desarrollo de enfermedades causadas por especies de *Phytophthora*, porque beneficia a los patógenos al tiempo que predisponen a la planta.



El compostaje es un proceso de desinfección no un proceso de esterilización. Aunque el composteo reduzca en forma significativa el número de patógenos, algunos pueden sobrevivir y bajo condiciones de almacenamiento inadecuadas, aumentar su número en el compost terminado, por lo tanto debe de vigilarse las condiciones de almacenamiento de alta humedad y temperatura ya pueden afectar positivamente el crecimiento de *Salmonella* y *E. coli* de tal forma que un compost terminado con una buena actividad supresora, debe ser manejado apropiadamente para evitar el fenómeno de recrecimiento de las bacterias patógenas (Uribe, 2009).

#### **1.3.2.4.11 Bokashi**

Soto (2003a) dice que una opción para la elaboración de abonos orgánicos es el Bokashi, el cual se define como un proceso de compostaje incompleto, con la diferencia de que aportan más nutrimentos al corto plazo que un compost terminado, además de que incorporan una población microbiana diversa para continuar el proceso de descomposición en el campo, este mismo autor comenta que el Bokashi consiste de volteos frecuentes y temperaturas por debajo de los 45-50°C, (Cuadro 22) hasta que la actividad microbiana disminuye al disminuir la humedad del material (Soto 2003a).

El bokashi fue introducido en el país por técnicos japoneses y la mayoría de los productores practican la receta original: 1 saco de gallinaza, 1 saco de granza, 2 sacos de tierra, 1 saco de semolina de arroz o salvado, 1 saco de carbón molido y 1 litro de melaza, sin embargo, dada las limitaciones para adquirir algunos de estos materiales, los agricultores han ido sustituyendo con ingredientes locales; por lo tanto, actualmente se llama “bokashi” al sistema de producción y no a la receta original (Soto, 2003a).

En el Cuadro 22 se comparan algunos aspectos relacionados al proceso de elaboración y características del compost y el bokashi.

**Cuadro 22.** Comparación entre el proceso de compostaje y bokashi.

Características	Compost	Bokashi
Producto final	Sustancias húmicas	Materia orgánica en descomposición.
Temperaturas máximas (°C)	65 -70	45 – 50
Humedad (%)	60 durante todo el proceso	Inicial 60 y se detiene rápidamente
Frecuencia de volteo	Regida por temperatura y CO <sub>2</sub>	Una o dos veces al día
Duración del proceso	De 1 a 2 meses (variable según materia prima y frecuencia de volteo)	De 1 a 2 semanas

Fuente: Soto, 2003a.

El bokashi es una alternativa, que inicia el proceso de descomposición, activa la población microbiana permitiendo alcanzar temperaturas altas para favorecer la predominancia de una población mesófila, que posteriormente al ser aplicado en campo, va a favorecer que continúe la mineralización en suelo, favoreciendo una alta tasa de liberación de nutrimentos, de esta manera aunque la mayoría de los “bokashis” no presentan altos contenidos de nitrógeno, han dado muy buena respuesta en la producción de hortalizas (Soto 2003a).

El bokashi, al ser un proceso de compostaje incompleto, al ponerlo en presencia de agua reinicia actividad, de allí que se le atribuya una incorporación mayor de población microbiana, posibilidades de un mayor aporte de nutrimentos a corto plazo y mayores riesgos de calentamiento o “quema” durante su uso (Berstch, 2003).

## CAPITULO II Descripción de las fincas lecheras

Las unidades productivas en la zona de estudio, que se denominaran fincas, se ubican sobre 1500 msnm, predominan las lecherías de alta producción y en la zona de vida denominada Bosque Húmedo Montano Bajo (bh-MB).

En zonas de origen volcánico como en la que se realiza este estudio, se ha demostrado que debido a la presencia de material piroplástico, la porosidad y permeabilidad de estos suelos, existe una gran probabilidad de que los desechos generados por la producción agropecuaria, filtren con facilidad y lleguen con rapidez a mantos acuíferos subterráneos (Jiménez *et al.*, 2001).

Los programas de alimentación de las fincas constan de una suplementación importante con alimentos balanceados a base de granos los cuales se administran con base en la producción de leche de las vacas. El promedio de producción de leche de las fincas es de 22 kg leche / día y la relación leche : concentrado es aproximadamente 3 : 1. La composición de estos alimentos es básicamente; Maíz, Deshidratados de la destilería del Maíz (DDGS), Cascarilla de soya, Harina de Soya, Semolina de Arroz, Gluten de Maíz, Acemite de Trigo, Salvadillo de Trigo, Pulpa de Naranja, Semilla de Algodón, Grasa Sobrepasante, Melaza de Caña, Carbonato de Calcio, Sal Común, Fosfato Monocálcico, Carbonato de Hierro, Sulfato de Cobre, Oxido de Zinc, Oxido de Manganeso, Sulfato de cobalto, Selenito de Sodio, Oxido de Magnesio y Monensina Sodica. Dichos concentrados varían de 12% a 16% de Proteína Cruda y 3150 a 3600 kcal/kg de Energía Digestible.

También se suplementa en algunos casos con subproductos como pulpa de zanahoria (*Daucus carota*) y naranja (*Citrus sinensis*), ensilado de maíz (*Zea mays*) y heno de arroz (*Oryza Sativa*) principalmente. El pasto predominante en la zona es el Kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), que es pastoreado e incluso se utiliza en algunos casos como pasto de corta.

La duración de los ordeños oscila entre 2:00 a 5:00 am y de 1:00 a 4:00 pm.

Una práctica común en las fincas es el uso de toallas desechables y selladores después del ordeño por lo que no se reportan problemas importantes en el conteo de células somáticas o casos clínicos de mastitis.

La raza predominante es la Holstein aunque también se cuenta con la raza Jersey y algunos animales híbridos. En el caso de las fincas que se incluyen en este estudio, la mayor parte de los animales se encuentran en el periodo productivo y en menor cantidad terneras, ello se debe a que la gran mayoría de los productores poseen fincas adicionales para el desarrollo de terneras y novillas. La totalidad de las fincas realizan inseminación artificial.

La crianza de terneras se realiza en cunas individuales donde se desarrollan hasta los cuatro meses de edad, posteriormente se le da acceso a los potreros para luego soltarlas completamente junto a las vacas secas. La dieta de las terneras está compuesta por leche integra principalmente y se suministra 4 litros/ animal/ día, alimento seco (mezcla balanceada) de 18% de Proteína Cruda y 3300 kcal/kg de Energía Digestible, además de pasto fresco y agua.

Las fincas son visitadas regularmente por profesionales de las áreas de salud, nutrición, producción, manejo agroambiental, y sistemas de información de parámetros productivos y reproductivos, el manejo en general es bueno.

## **2.1 Ubicación, tamaño y actividad de las fincas**

Las fincas del presente estudio están ubicadas en la zona de Alfaro Ruiz Alajuela. El tamaño de las fincas varía hasta 30 ha con un promedio de 15 ha, las cuales están dedicadas en su totalidad a la actividad de producción lechera.

El manejo de los potreros se adecuan al tamaño de la finca, cantidad de animales y la rotación deseada que varía entre 25 y 30 días. El pasto predominante es kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y algunas especies de

pastos naturales, en algunos casos se observa el crecimiento de malezas como lo son el ruibarbo (*Solanum sp.*) y chile de perro (*Polygonum sp.*), los cuales son controlados principalmente con prácticas culturales de tipo manual, aunque algunas veces se utilizan controles químicos. Como complemento a la alimentación de los animales se presentan áreas dedicadas a la siembra de pasto de corte, la cual por lo general se encuentra en las partes bajas de las fincas o en las zonas de mayor pendiente, lo que facilita el uso de aguas provenientes del lavado de las excretas, para la irrigación por gravedad.

El pasto base de todas las fincas es el Kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), sin embargo en algunas fincas se encuentra mezclado en menor grado, con Estrella Africana (*Cynodon nlemfluensis*) y pasto natural (*Paspalum notatum*). La fertilización se hace cada vez que los animales salen de los apartos utilizando fórmulas como el nutran® (nitrato de amonio) de 33,5% de nitrógeno, la úrea de 46% de nitrógeno y fórmulas completas como el abopasto® (24-12-6-7-(S)-6(MgO)-0,4(Zn)). Las aplicaciones varían desde 0 a 200kg/ ha/ año.

Los pastos de corte así como los ubicados en las zonas bajas, en la mayoría de las fincas son irrigados por medio de canales los cuales son dirigidos entre los repastos en forma sinuosa. El agua remanente queda a disposición de la pendiente del terreno; lo cual es una práctica generalizada en la mayoría de las fincas. Sin embargo, el aprovechamiento no es óptimo ya que existen pérdidas que se recomienda cuantificar en un estudio futuro.

Es conveniente mencionar que dicha opción se utiliza con bastante generalidad entre los productores de la zona como una práctica para el manejo de aguas residuales, sin embargo estas no cumplen con los requisitos exigidos por la ley como carga orgánica y otros que se comentan con detalle en este trabajo.

## **2.2 Topografía de las fincas y ubicación de las lecherías con respecto a ríos y asentamientos urbanos**

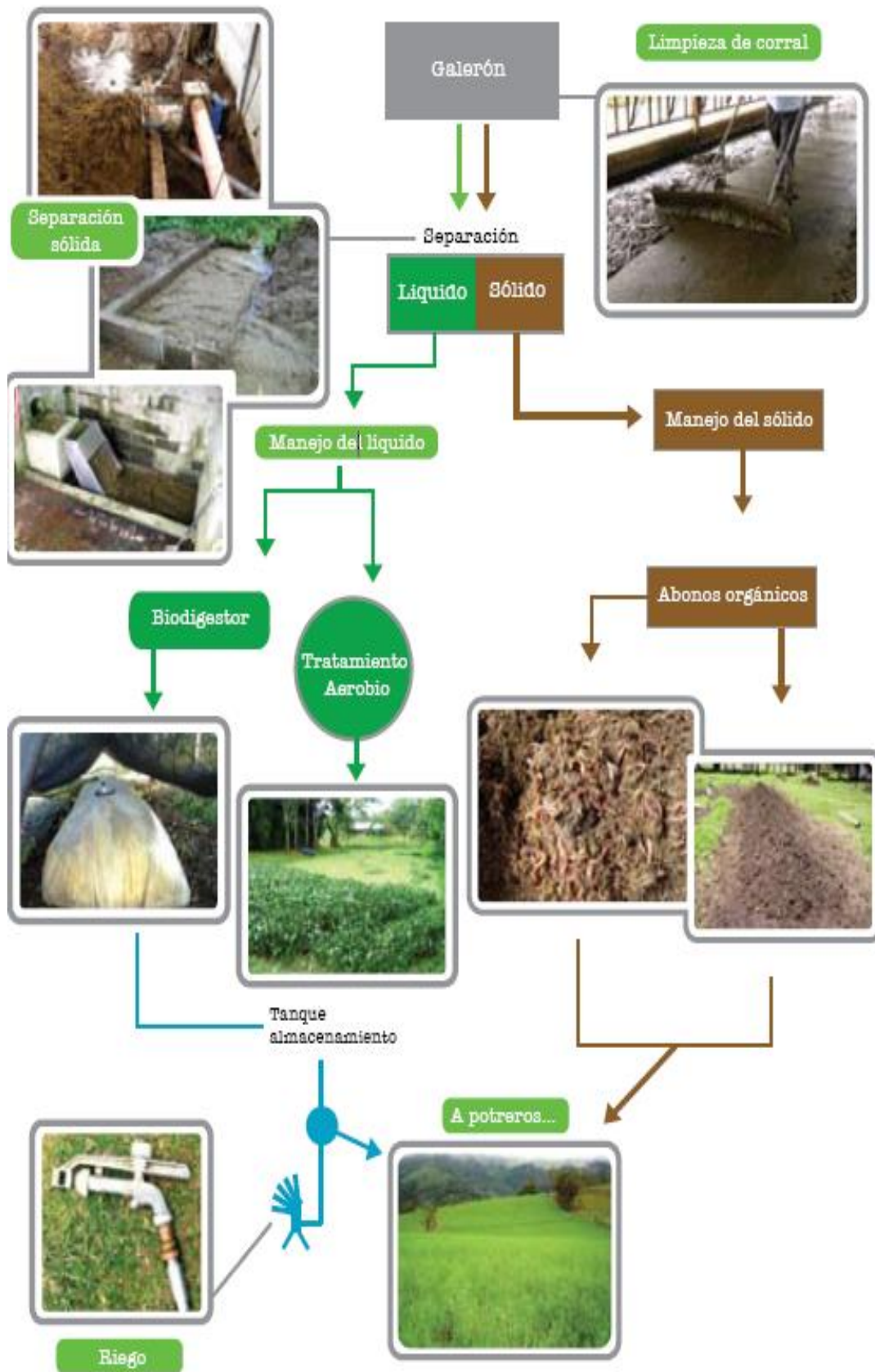
La mayoría de las fincas presentan terrenos quebrados con pendientes desde 0% a 50%. Algunas de las fincas se ubican cerca de ríos o quebradas. Las distancias de las instalaciones de ordeño o establos a dichos cuerpos de agua, varía desde los 100 hasta 300 metros. Las fincas que no están cercanas a ríos o quebradas se encuentran colindantes a asentamientos urbanos importantes y con un gran riesgo de vertido de aguas verdes al alcantarillado público.

## **2.3 Escenarios para la implementación de las alternativas de manejo**

En el desarrollo de este trabajo se proponen dos alternativas para el tratamiento y aprovechamiento de las excretas y estas son: CASO A = tratamiento de la fase líquida de lavado (Figura 8) y CASO B = tratamiento en seco (Figura 9).

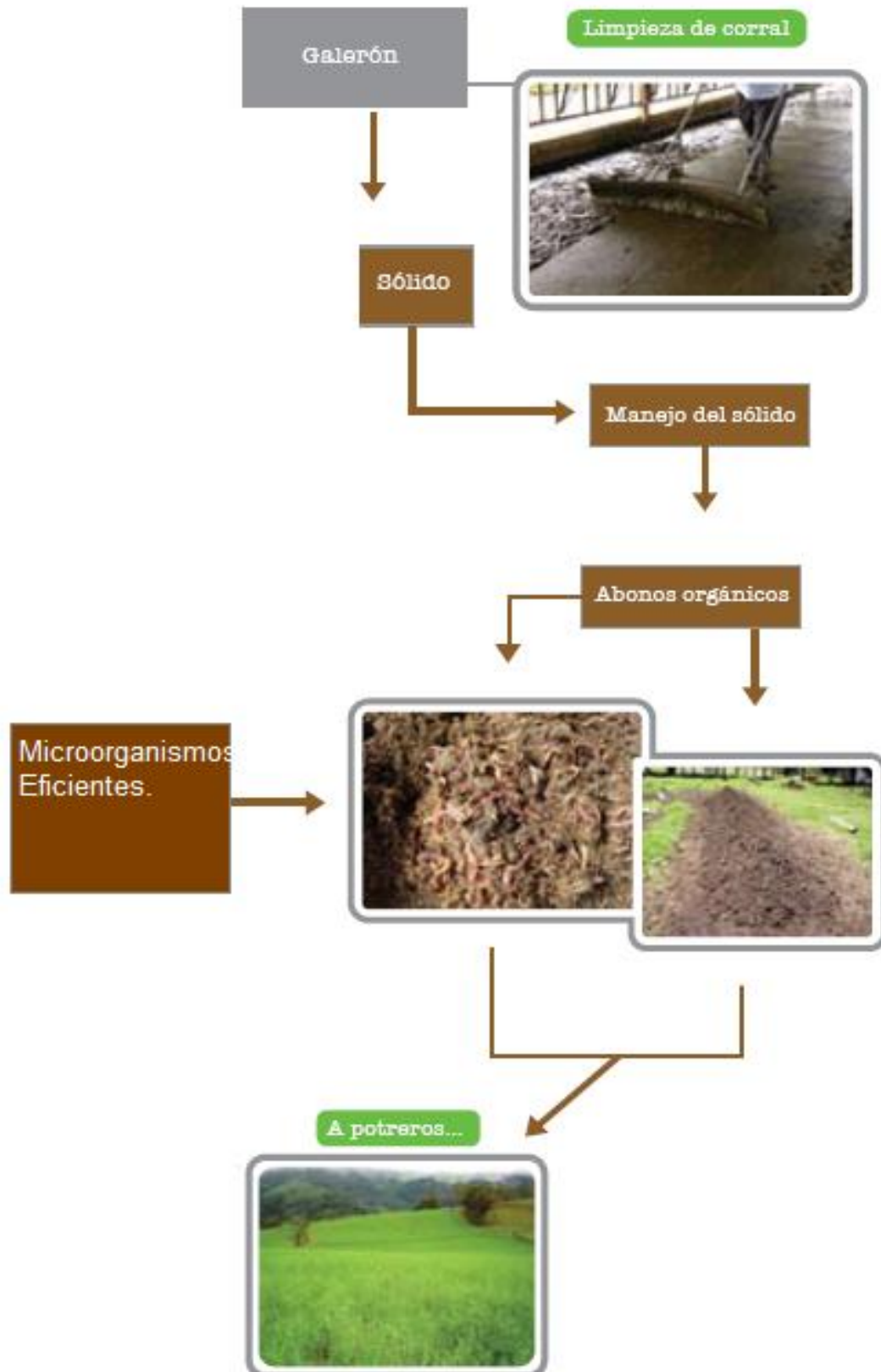
El uso de lagunas de estabilización se descarto en este proyecto debido a las condiciones de topografía quebrada de la mayoría de las fincas, aunado al alto requerimiento de espacio y mantenimiento de las lagunas de estabilización.

Por otra parte tampoco se analizó en este trabajo la metodología de aplicación de purines crudos a pasturas por no considerarse como un sistema de tratamiento de excretas ya no requieren de la transformación de los purines y por tanto constituye más bien una práctica de utilización de los mismos específicamente normada por el estado.



**Figura 7.** Diagrama de tratamiento para purines (CASO A).

Fuente: Programa Agroambiental Cooperativa de productores de leche Dos Pinos R.L., 2008.



**Figura 8.** Diagrama de tratamiento para excretas en seco (CASO B).

Fuente: Programa Agroambiental Cooperativa de productores de leche Dos Pinos R.L., 2008.



## **CAPITULO III Criterios para diseño y dimensiones de las alternativas de tratamiento**

### **3.1 CASO A Tratamiento de los purines (excreta, orina y agua)**

#### **3.1.1 PASO 1. Calculo de kilogramos de excretas y orina que requieren manejar los sistemas de tratamiento**

Para poder estimar esta información es necesario conocer algunos datos que se comentan a continuación:

**Número de animales:** Son todos los animales que generen excretas dentro de las instalaciones. Estos generalmente incluyen terneras, novillas, vacas en ordeño, toros, etc. Este dato es suministrado por los productores de cada finca.

**Peso vivo promedio (PV):** es importante conocer el peso vivo de los animales, ya que varios estudios han demostrado que la cantidad excreta y orina generada por los animales está correlacionada con el PV. Por ejemplo Viquez (2009a) menciona valores desde 7,4 hasta 9,0% del PV / día, mientras que Ortuño (2004) menciona valores de 8 a 10% del PV / día para países templados y de 6 a 7% del PV / día en países tropicales. Para este trabajo se estandariza este valor como 8% del PV como constante de excreción.

Cuando en la finca no se conoce con exactitud la variación en el peso de los animales, resulta útil agrupar por lotes los animales con pesos similares para evitar sesgo en las estimaciones, principalmente en hatos poco homogéneos.

En el caso de las fincas consideradas en este trabajo se utilizaron los datos de peso proporcionados por cada productor para los diferentes grupos de animales de acuerdo a su etapa de desarrollo (terneras, novillas y vacas adultas).

**Horas de estancia de los animales dentro de las instalaciones:** Si se conoce la cantidad de excreta y orina que generan los animales por día, es posible estimar la cantidad excreta y orina que queda dentro de las instalaciones de acuerdo al número de horas que permanecen los animales dentro de estas infraestructuras. Este será el punto de partida para definir las dimensiones de todo el sistema de tratamiento.

También se debe considerar en forma separada cuanto tiempo permanecen los diferentes grupos de animales dentro de las instalaciones.

A continuación se presentan los cálculos para el caso hipotético de una finca de 50 animales en producción, de 500 kg de peso vivo/ animal, los cuales permanecen dentro de las instalaciones 6 horas/día, para los dos posibles escenarios de tratamiento (tratamiento de la fase líquida de lavado (CASO A) y tratamiento en seco (CASO B). El establecimiento de las características de la finca definida como caso hipotético, que se muestran a continuación: horas en establo de los animales, número de animales, peso vivo de los mismos, entre otros, corresponden a las condiciones promedio de las fincas de la zona, pero no necesariamente coinciden con las características de las fincas donde se realizó la práctica, ya que las fincas incluidas en este proyecto fueron incorporadas por voluntad de los dueños de cada una y no bajo criterios estadísticos de muestreo.

Los resultados de las estimaciones en la generación de excreta y orina de las 10 fincas que incluye esta práctica se muestran en el cuadro 23.

**Ejemplo. Cálculo de excreta kg por día:**

Kilogramos de excreta y orina que se generan por día y que se requiere manejar en el sistema de tratamiento =  $((50 \text{ Animales} \times 500 \text{ Kg PV} \times 8\% \text{ excreción}) / 24 \text{ horas}) \times 6 \text{ horas} = 500 \text{ kg ó litros excreta} / 6 \text{ horas}$ .

Para efecto de los cálculos se presume que la densidad de la boñiga es igual a la del agua, sin embargo se recomienda determinar la densidad real de la misma en futuros estudios.

**Cuadro 23.** Kilogramos de excreta y orina generados por día en las fincas

Finca	PV Total (kg)	Horas/ establo	Excreta generadas (kg)
1	24000	8	640
2	18000	4	240
3	36000	12	1440
4	36000	12	1440
5	15000	24	1200
6	11250	3	112
7	30000	7	700
8	27000	6	540
9	17500	12	700
10	30000	6	600

### 3.1.2 PASO 2. Estimación de las dimensiones del separador de sólidos

Como se menciona en el Capítulo 1, este componente permite extraer del agua verde (purines), una fracción sólida con una proporción alta de fibra (material separado). Para la implementación en las fincas se diseñó y recomendó separadores de sólidos por flotación, debido a la practicidad en su uso y mayor efectividad en la reducción de carga orgánica del agua. Para definir sus dimensiones se debe conocer:

**Cantidad de agua utilizada para el lavado:** La cantidad de agua utilizada para el lavado está directamente relacionada con el tamaño que tendrá el separador, ya que la capacidad volumétrica de almacenaje del separador debe ser igual o superior a 3 días (TR) con respecto al volumen de agua y excreta que se genera por día (Viquez, 2009a).

Para la estimación de la cantidad de agua utilizada en los lavados de las fincas, se procedió a medir el caudal en las diferentes áreas de las lecherías, para lo cual se realizaron 3 repeticiones de aforo con un balde de 20 litros en cada área donde se realizan lavados con diferentes tomas de agua.

Para el funcionamiento adecuado del separador, la relación agua : excreta, debe ser superior a 3:1 (Viquez, 2009a). Si es inferior, es difícil que se de la separación de fases líquida y sólida, ya que el comportamiento de los purines es similar al de un lodo y si es muy superior, se requiere de un separador con mayor capacidad de almacenaje, lo que reduce la eficiencia del mismo en términos de m<sup>3</sup> de separador por kg de excreta que ingresa, aunque no se conoce con certeza si la variación de la cantidad de agua altera de forma significativa el rendimiento en extracción de sólido o la eficiencia del separador en lo referente a reducción de la carga orgánica del agua.

Los resultados de las estimaciones referentes al separador de sólidos propuesto a las 10 fincas que incluye esta práctica se muestran en el cuadro 24. Este cálculo considera el volumen de agua real y el recomendado para el lavado, así como las dimensiones del separador en ambos casos.

#### **Ejemplo. Cálculo de litros de agua para lavado por día:**

- Tiempo promedio de llenado del balde de 20 litros = 15 segundos.
- Caudal (L/s) = (20 litros / 15 segundos) = 1,33 litros por segundo.
- Tiempo de lavado común para la zona = 120 minutos por día.
- Agua de lavado = ((1,33 L/s x 60s) x 120 minutos) = 9576 litros.
- Relación agua : excreta = (9576 litros / 500 litros de excreta) = 19,1 litros de agua por litro de excreta.

Como se puede observar en este caso la relación de agua : excreta es muy superior a 3:1 por lo que el tamaño del separador de sólidos en esta finca resultaría sumamente grande. Una alternativa podría ser reducir considerablemente la cantidad de agua utilizada. Una recomendación común

para la reducción del agua es la disminución en los tiempos de lavado y la utilización de escobones o barredores (figura 10). Si se logra reducir el tiempo de lavado y por ende la cantidad de agua, hasta alcanzar una relación de agua : excreta de 3:1 (recomendado) ósea utilizar solo 1500 litros de agua, esto permitiría una reducción de 8076 litros de agua, lo que se traduce en: menos agua sucia, menos contaminación, y reducción en gastos por facturación de agua, además de una reducción considerable en el tamaño del separador con la consecuente reducción en inversión inicial de infraestructura.

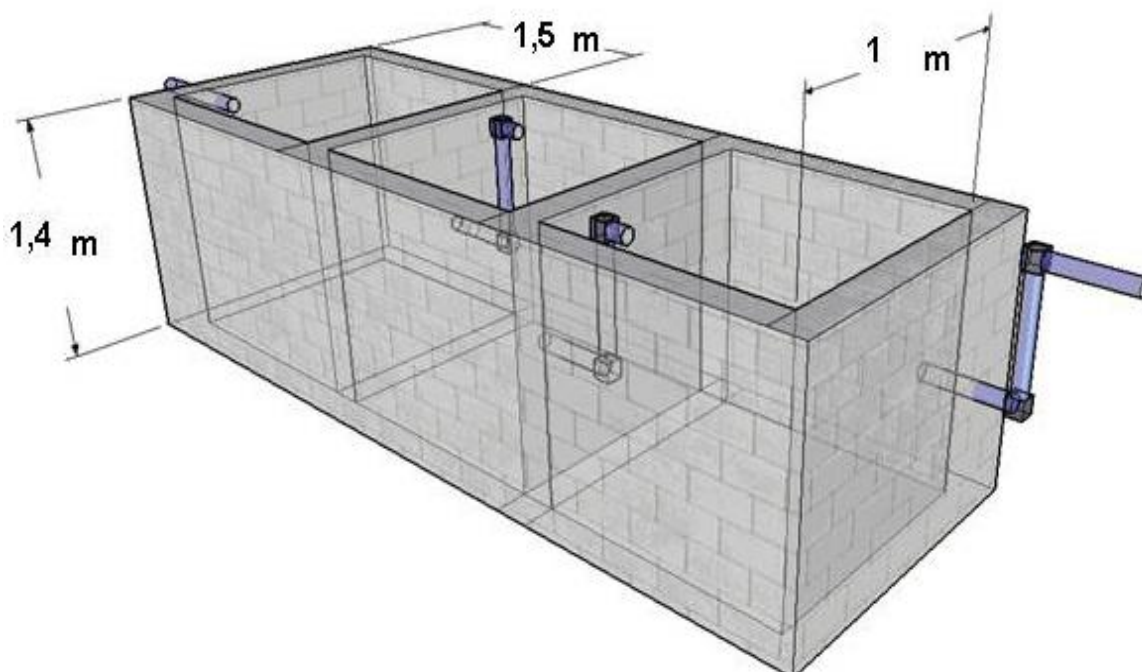


**Figura 9.** Barredor para la reducción en el uso del agua de lavado.

#### **Ejemplo. Cálculo de dimensiones de separador por flotación**

- Tiempo de lavado recomendado =  $\left(\frac{((500 \text{ litros excreta} \times 3 \text{ litros de agua})}{1,33 \text{ litros por segundo})}{60 \text{ segundos por minuto}}\right) = 18,8 \text{ minutos por día.}$
- Volumen requerido de almacenamiento en el separador =  $((500 \text{ litros de excreta por día} + 1500 \text{ litros de agua de lavado por día}) \times 3 \text{ (TR) días}) = 6000 \text{ litros purines.}$
- Dimensiones del separador: Si se construyen 3 fosas de 1m de ancho, 1,5 m de largo y 1,4 m de profundidad, entonces la capacidad

volumétrica de almacenaje sería 6,3 m<sup>3</sup>, ligeramente superior al volumen requerido para un buen funcionamiento (figura 11).



**Figura 10.** Separador de sólidos por flotación.

**Cuadro 24.** Litros de agua para lavado utilizados (A), sugeridos (B) y dimensiones de separador por flotación para ambos casos (A y B).

Finca	(A) L/día	(B) L/día	Litros de purines (A)	Litros de purines (B)	Volumen de separador (A) litros	Volumen de separador (B) litros
1	3600	1920	4200	2560	12600	7680
2	1800	720	2400	960	7200	2880
3	6000	4320	6600	5760	19800	17280
4	7200	4320	7650	5760	22950	17280
5	2900	3600	4100	4800	12300	14400
*6	1000	-	-	-	-	-
7	6000	2100	6600	2800	19800	8400
8	4200	1620	4800	2160	14400	6480
9	1500	2100	2000	2800	6000	8400
10	6000	1800	6600	2400	19800	7200

\*En esta finca se seleccionó manejo en seco y lombricultura.

En la finca número 5 fue preferible continuar con la cantidad de agua utilizada, ya que esta cantidad es menor a la que se recomienda bajo el criterio de 3 litros de agua por kg de excreta. Es por esta razón que se muestra un ligero aumento en la utilización de agua para lavado de esta finca al pasar de agua utilizada en la actualidad a lo recomendado.

### **3.1.3 PASO 3. Estimación de la cantidad de sólidos extraídos en los separadores y reducción en la carga orgánica del agua**

Para estimar la reducción en la carga orgánica del agua al pasar por el separador, se toma como parámetro de referencia el DQO, que es usado comúnmente para determinar el contenido de materia orgánica en el agua. Viquez (2009a) reporta valores desde 100000 hasta 170000 mg / L para la excreta fresca. Para este trabajo se tomará como valor de referencia 120000 mg / L.

Los resultados en las estimaciones de cantidad de sólidos extraídos y reducción de DQO del agua en las 10 fincas que incluye esta práctica se muestran en los cuadros 25 y 26. Este cálculo considera el volumen de agua real y el recomendado para el lavado.

#### **Ejemplo:**

- Porcentaje de excreta en los purines =  $((500 \text{ litros de excreta por día} \times 100) / 2000 \text{ litros de purines por día}) = 25\%$  de excretas en los purines.
- DQO mg/l del agua antes de entrar al separador =  $(0,25 \times 120000 \text{ mg/L de DQO}) = 30000 \text{ mg/L de DQO}$ .

En este caso Viquez (2009a) reporta reducciones de 80% en términos de DQO, y 50% de extracción de volumen de sólido con base a la estimación de producción de excreta para purines que han pasado por un separador de sólidos por flotación.

### Ejemplo:

- DQO mg/L del agua después del separador =  $(30000 \times 0,2) = 6000$  mg/L DQO.
- Litros de material sólido extraído del separador =  $(500 \text{ litros de excreta / día} \times 0,5) = 250$  litros de sólido separado.

**Cuadro 25.** Estimación de la cantidad de sólidos extraídos en los separadores y reducción en la carga orgánica del agua con los niveles de agua recomendados.

Finca	Excreta en el purín (%)	DQO en el purín (mg/L)	DQO después del separador (mg/L)	Sólido extraído (L)
1	25	30000	6000	320
2	25	30000	6000	120
3	25	30000	6000	720
4	25	30000	6000	720
5	25	30000	6000	600
*6	-	-	-	-
7	25	30000	6000	350
8	25	30000	6000	270
9	25	30000	6000	350
10	25	30000	6000	300

\*En esta finca se seleccionó manejo en seco y lombricultura para el toda la excreta generada.



**Cuadro 26.** Estimación de la cantidad de sólidos extraídos en los separadores y reducción en la carga orgánica del agua con los niveles de agua real.

Finca	Excreta en el purín (%)	DQO en el purín (mg/L)	DQO después del separador (mg/L)	Sólido extraído (L)
1	15	18286	366	320
2	10	12000	240	120
3	22	26182	524	720
4	19	22588	452	720
5	29	35122	702	600
6*	-	-	-	-
7	11	12727	255	350
8	11	13500	270	270
9	35	42000	840	350
10	9	10909	218	300

\*En esta finca se utilizó manejo en seco y lombricultura para el toda la excreta generada.

#### **3.1.4 PASO 4. Estimación del tamaño de biodigestor para reducir la carga orgánica del agua hasta parámetros de ley en términos de DQO**

Ortuño (2004); Martínez y Víquez (2007) establecen que el tiempo de retención (TR) es de 20 a 30 días en promedio y que está directamente relacionada con la temperatura. Por su parte Martínez y Víquez (2007) proponen también periodos de retención con base en la temperatura que van desde 10 días hasta 25 días de acuerdo a variaciones en temperatura. Sin embargo, estos autores relacionan estos tiempos con la generación de biogás, (Cuadro 8), pero en ningún caso se menciona la concentración o reducción de materia orgánica del agua como criterio para definir un TR adecuado.

Víquez (comunicación personal, 2009) propone tiempos de retención relacionados a concentración de DQO en el agua de entrada y temperatura ambiental (Cuadro 26), a fin de llegar a 1000 mg/L de DQO o menos en el

efluente del biodigestor y así cumplir con el valor establecido en la legislación para reuso de aguas residuales.

**Cuadro 27.** Tiempos de retención recomendados para cada rango de concentración de DQO en el agua de entrada al biodigestor según la temperatura ambiental.

DQO mg/l	Temperatura °C		
	≤ 10	10,1 a 20	20,1 ≥
0 a 3000	25	20	20
3001 a 6000	35	30	25
6001 a 10000	45	40	35
10001 ≥	55	50	45

Fuente: Viquez (comunicación personal, 2009)

Para este trabajo se considerarán los valores mostrados en el cuadro 26 ya que el objetivo primordial es llevar la carga orgánica del agua a parámetros de ley mediante la implementación de biodigestores de chorizo tipo Taiwán de flujo continuo.

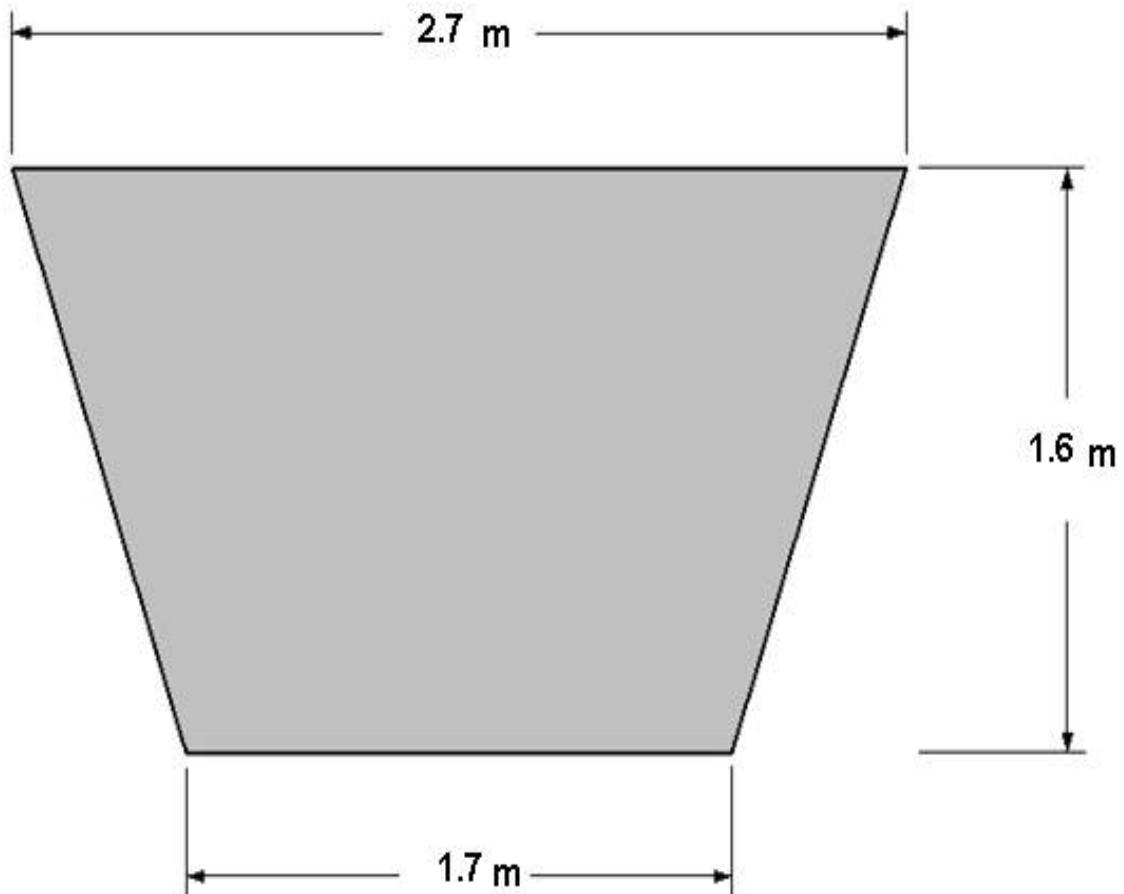
Como la concentración de DQO en el agua que sale del separador se estima en 6000 mg/L, entonces consideraremos un tiempo de retención de 30 días, valor congruente con los TR mostrados en el cuadro 26 y recomendados para un funcionamiento adecuado según la revisión de literatura.

#### **Ejemplo:**

- Volumen (m<sup>3</sup>) de fase líquida del biodigestor = ((1,5 m<sup>3</sup> de agua de lavado + 0,25 m<sup>3</sup> de excreta en solución, después del separador) x 30 TR en días) = 52,5 m<sup>3</sup> capacidad de retención del biodigestor.

Viquez (comunicación personal, 2009) menciona que es común manejar relaciones de 25% del volumen para biogas y 75% del volumen para la fase

líquida dentro de la bolsa o chorizo del biodigestor. También comenta que si se tiene una bolsa de 8 m de circunferencia, la fosa debe de tener un ancho mayor de 2,7 m, un ancho menor de 1,7 m y una profundidad de 1,6m, para conservar la relación de espacios antes mencionada (fase líquida 75% y fase aérea 25%) (Figura 12).



**Figura 11.** Diseño transversal de la fosa para biodigestor tipo Taiwán.

Los volúmenes de las fases líquida y gaseosa están determinados por el tamaño de la bolsa o chorizo que se utiliza, pero principalmente por la forma y tamaño de la fosa. Existen métodos matemáticos para estimar variaciones en el tamaño de la fosa de acuerdo a cambios deseados en la relación de espacio entre gas y fase líquida, no obstante en este documento se utilizarán para todos los casos una relación de 25% gas y 75% fase líquida del volumen dentro de la bolsa o chorizo.

Una vez se conoce la forma de la fosa trapezoidal, la cual depende del volumen de fases líquidas y gaseosa deseadas, se requiere conocer el volumen de líquido que se debe almacenar, de esta manera es posible utilizar la fórmula de volumen de este prisma, para calcular el largo de la fosa (Figura 13).

Los resultados en las estimaciones del largo para la fosa del biodigestor en las 10 fincas que incluye esta práctica se muestran en el Cuadro 28. Este cálculo considera únicamente el volumen de agua recomendado para el lavado.

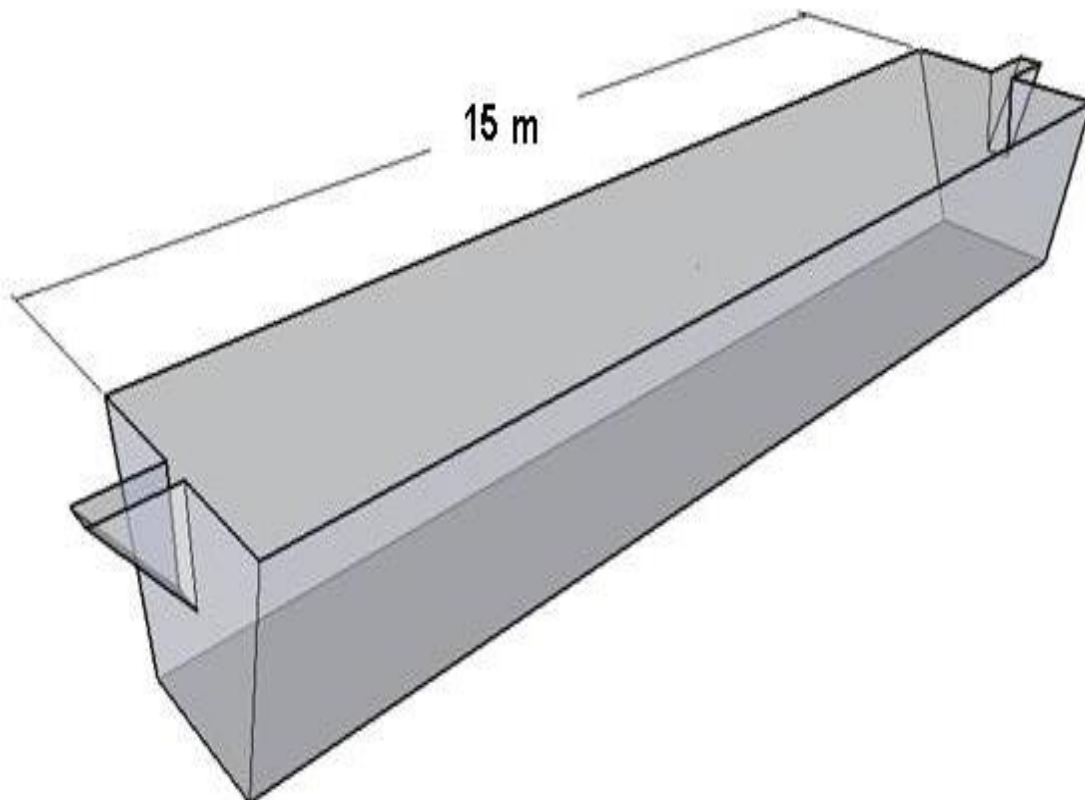
**Ejemplo:**

$$52,5 \text{ m}^3 = (((2,7\text{m} + 1,7\text{m}) \times 1,6\text{m}) / 2) \times \text{largo}$$

$$52,5 \text{ m}^3 = 3,52 \text{ m}^2 \times \text{largo}$$

$$52,5 \text{ m}^3 / 3,52\text{m}^2 = \text{largo}$$

$$\text{Largo de la fosa} = 15\text{m}$$



**Figura 12.** Largo de la fosa para el biodigestor tipo Taiwán.

**Cuadro 28.** Estimación del tamaño del biodigestor al utilizar una bolsa de ocho metros de circunferencia, con una capacidad de setenta y cinco por ciento del volumen total de la bolsa como fase líquida y treinta días de retención.

Finca	Volumen de purín por día (L).	Volumen de la fase líquida en el biodigestor (m <sup>3</sup> ).	Largo de fosa (m)
1	2240	67	19
2	840	25	7
3	5040	151	43
4	5040	151	43
5	4200	126	36
*6	-	-	-
7	2450	74	21
8	1890	57	16
9	2450	74	21
10	2100	63	18

\*En esta finca se seleccionó manejo en seco y lombricultura para el toda la excreta generada.

### 3.1.4.1 Estimación en producción de biogás y posible utilización en la generación eléctrica

Víquez (comunicación personal, 2009) dice que la producción de biogás para un biodigestor guarda una relación aproximada del 5% en metros cúbicos de biogás con respecto al total de kilogramos de excreta que ingresa al sistema.

Víquez (2010) estima que el biogás generado en este tipo de explotaciones tiene una concentración de metano aproximada de 65% y que cada metro cubico de metano puede generar 6,15 kWh, este mismo autor comenta que se debe considerar que un motor de combustión interna de una planta de generación de electricidad tiene una eficiencia aproximada de 25%. El mismo autor establece en esta publicación que para una finca similar a la utilizada como ejemplo en este trabajo se requiere una planta de 16kW.

### **Ejemplo:**

500 kg de excreta \* 0,05 = 25m<sup>3</sup> biogás

25m<sup>3</sup> biogás \* 0,65 = 16,25 m<sup>3</sup> metano

16,25 m<sup>3</sup> metano \* 6,15 kWh = 99,9 kWh

99,9Kwh \* 0,25% = 25,37 kWh

25,37kWh / 16kW = 1,6 horas de ahorro de electricidad al día.

### **3.1.5 PASO 5. Estimación de las áreas requeridas para el manejo del sólido que se obtiene de la separación por flotación, para la elaboración de compost y lombricompost**

#### **3.1.5.1 Lombricario**

El material extraído de un separador de sólidos por flotación o el recolectado directamente de los pisos de la lechería debe de ser sometido a un proceso de maduración para que el material no cause intoxicación y muerte de las lombrices o reducción en la reproducción, principalmente por la generación de gases, variaciones de acidez y temperatura durante las primeras fases de descomposición de la materia orgánica (Gutiérrez *et al.*, 2007).

Schuldt (2005) reporta periodos de maduración de 30 días hasta 3 meses, en ocasiones con compostaje previo y aireación, sin embargo en el caso de algunos lombricarios en el cantón de Alfaro Riuz y San Carlos, se utilizan periodos de 15 días o menos de maduración para excreta fresca y de 7 días o menos de maduración para el material que sale de un separador por flotación.

A continuación se muestra el cálculo para área de maduración cuando la altura de almacenaje es en promedio de 40 cm, el tiempo de maduración es de 7 días y la extracción del volumen de sólidos es de 50% del total que ingresa al separador.

### Ejemplo:

- Área requerida para maduración del material =  $((250 \text{ litros de material separado / día}) \times (7 \text{ días de maduración})) / 400 \text{ litros / m}^2) = 4,4 \text{ m}^2$ .

Después de que el material está listo para ser consumido por las lombrices, se debe de conocer el área efectiva de cama de lombrices que se requiere para dar tratamiento a todo el material generado. Para poder definirlo, se requiere conocer los siguientes aspectos.

- **Volumen de sólidos generados:** La cantidad de sólidos a transformar en abono dependerá del manejo o método de recolección / extracción ya que cada método (flotación, extrusión, malla inclinada entre otros) presenta diferentes eficiencias en la extracción del sólido disuelto en el agua. En este caso se considera 250 litros de material sólido que sale del separador por día lo que representa una eficiencia del 50% del total que ingresa al separador.
- **Prácticas de siembra y alimentación de lombrices:** Schuldt (2005) establece que los dos métodos más utilizados para la alimentación de lombrices son la alimentación sucesiva y la autosiembra, este mismo autor explica que el primero consiste en suministrar una cantidad determinada de material con cierta periodicidad, por ejemplo cada 7 días, mientras que el segundo consiste en la disposición única de material para ser consumido en un periodo más largo de tiempo, ejemplo 2-4 meses, periodo tras el cual las lombrices emigran.

En el caso de las fincas que incluidas en esta práctica, se utilizó alimentación sucesiva en parches o franjas que cubren la mitad del área de las camas, esto permite maximizar la utilización del área, ya que no hay que almacenar volúmenes de sólido por mucho tiempo, como si en el caso de autosiembra. Además, es más sencillo alimentar las lombrices periódicamente con lo generado en unos cuantos días dentro de la lechería.

- **Características del material a transformar en abono:** Se refiere a las características físicas y químicas del material, ya que de esto dependerá los tiempos tanto de maduración como de contacto con las lombrices para su transformación a abono (Schuldt, 2005).
- **Cantidad de alimento vrs cantidad de lombrices:** En este sentido es importante considerar un concepto definido por Schuldt (2005) como: la capacidad de porte (cantidad máxima de lombrices que soporta la unidad de superficie / volumen del medio de cultivo), o sea el número máximo de lombrices por metro cuadrado que se podría manejar.

Asumiendo que la lombriz roja californiana puede comerse por día el equivalente a su peso vivo (Schuldt 2005) y conociendo cantidad de lombrices por metro cuadrado y su peso promedio, es posible estimar cuanta superficie de cama de lombrices se requiere para manejar el volumen de sólido que genera una lechería.

Schuldt (2005) menciona que la capacidad de porte puede variar entre 13300 hasta 96000 lombrices / m<sup>2</sup> para estiércoles bovinos de diferentes características. Para esta práctica se fijó la capacidad de porte en 60000 lombrices / m<sup>2</sup> y su peso promedio en 0,5 g / lombriz.

A continuación se muestran los cálculos para el caso hipotético de la finca utilizada como ejemplo, los resultados de los cálculos de las 10 fincas que incluye esta práctica se muestran en el Cuadro 29.

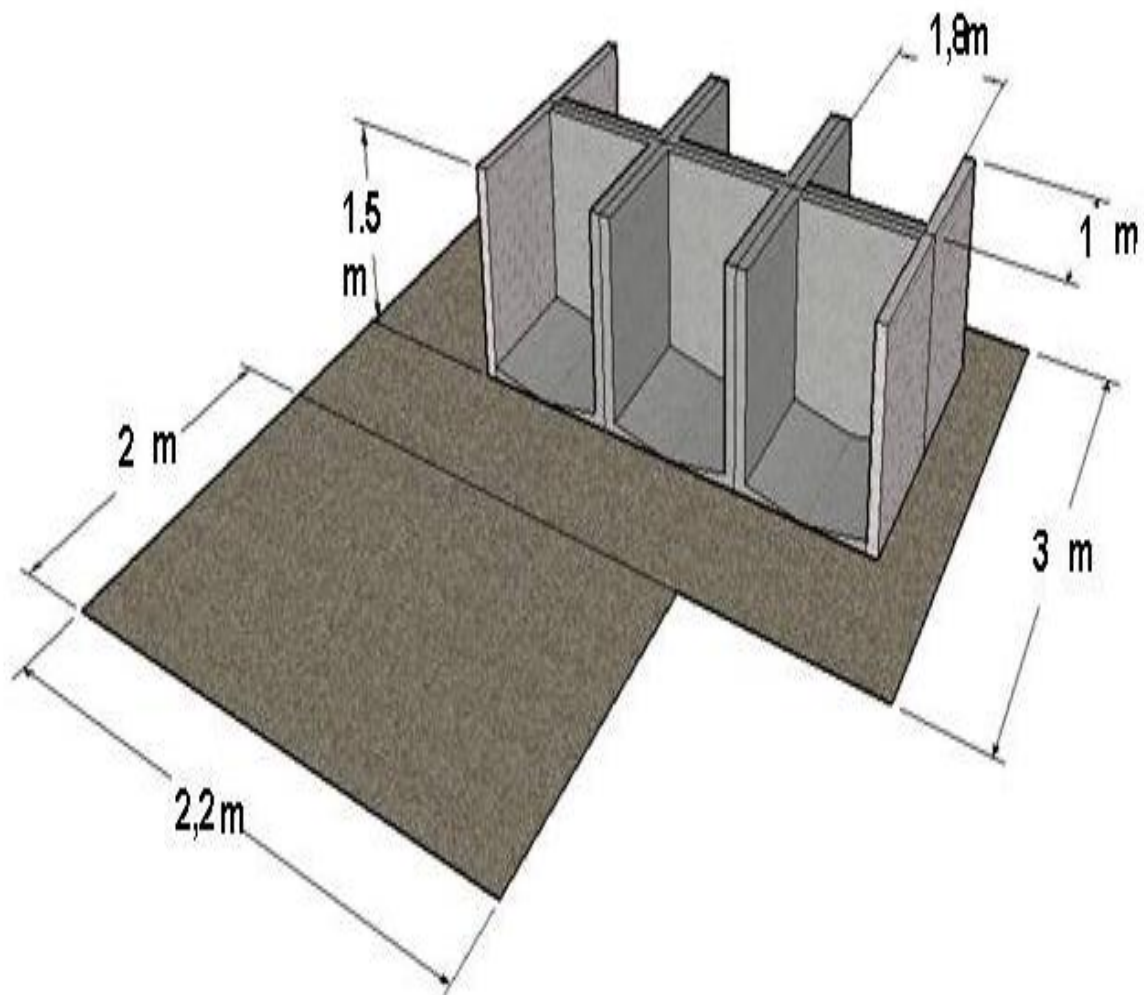
#### **Ejemplo:**

- Litros de sólido / m<sup>2</sup> / día = ((60000 lombrices / m<sup>2</sup>) x (0,0005 kg / lombriz cada una)) = 30 litros o kg / m<sup>2</sup>.
- m<sup>2</sup> de cama de lombricario efectiva / día = ((250 litros de sólido / día) / 30 litros de sólido / m<sup>2</sup>) = 8,3 m<sup>2</sup>.



- $m^2$  de cama total =  $(8,3 m^2 * 2) = 16,6 m^2$ .

A continuación se muestra una posible distribución del espacio para el área de maduración del material sólido extraído con el separador y también el área para el lombricario (Figura 14). El modelo de cajones mostrado permite un crecimiento vertical, con lo que se aumenta la capacidad de almacenaje y a su vez reduce la frecuencia de cosecha de abono evitando disturbar el lecho y afectar confort de las lombrices, con lo que es posiblemente que mejore la eficiencia en el procesamiento de la excreta.



**Figura 13.** Diseño de un lombricario.

Fuente: Programa Agroambiental Cooperativa de productores de leche Dos Pinos R.L., 2009.

**Cuadro 29.** Estimación de áreas requeridas para el manejo del sólido obtenido de la separación por flotación o manejo en seco, para la elaboración de lombricompost.

Finca	Área para maduración del material (m <sup>2</sup> ).	Área de cama del lombricario. (m <sup>2</sup> ).
1	6	21
2	2	8
3	13	48
4	13	48
5	11	40
6	4	17
7	6	23
8	5	18
9	6	23
10	5	20

Debe considerarse que casi ningún lombricario inicia con una densidad de lombrices cercana a la capacidad de porte ya que para esto se debería utilizar muchos kg de lombrices. Además es difícil que algún proveedor en Costa Rica de garantía del número de individuos adultos y su peso por kg comprado. Lo anterior significa que durante el tiempo de establecimiento y crecimiento de la población de lombrices, hasta que esta alcance su densidad máxima, se requerirá de métodos alternativos (composta, bokashi, etc.) para manejar el volumen total de material generado.

### 3.1.5.2 Compostera

A fin de determinar el tamaño del área de compostera requerida para manejar el material sólido obtenido de sistemas en húmedo o en seco (Casos A y B) debe utilizarse como punto de partida la cantidad generada por día y el tiempo que tarda el proceso, donde este último está determinado por la temperatura y humedad principalmente.

Si se considera una humedad inicial del material obtenido de un separador de sólidos por flotación y de la excreta como 85,8% (Viquez, 2009a) y que el porcentaje de humedad recomendado para este proceso es de 60% (Soto 2003b), entonces resulta importante la adición de materiales como burucha o aserrín de madera que regulen la humedad del material, además la adición de estos materiales mejora la relación C: N con lo que se reducen las pérdidas de nutrientes (principalmente nitrógeno) y aumenta la calidad del material terminado.

Al estimar las áreas para compostaje se debe considerar mezclar 1 porción de aserrín o burucha de madera seca, por cada 2 porciones de boñiga o material sólido a compostear y un tiempo mínimo para el proceso de 4 semanas con 1 a 2 volteos por semana (Soto, 2003a).

A continuación se muestra un ejemplo del cálculo para la estimación del tamaño del área para realizar el compostaje.

### **Ejemplo:**

- Volumen de material sólido o excreta a manejar =  $((250 \text{ litros} / \text{ día}) \times (30 \text{ días/ mes})) = 7500 \text{ litros}$ .
- Volumen de aserrín o burucha a adicionar =  $7500 \text{ litros} / 2 = 3750 \text{ litros}$ .
- Volumen total de sólido a compostear=  $7500 + 3750 = 11250 \text{ litros}$ .

Una de las formas más comunes de manejar el compostaje es en lomillos, ya que éstos facilitan el volteo (Figura15). La cantidad de lomillos y su longitud va a depender del área disponible para procesar el material. Para efectos del ejemplo que se presenta a continuación se asume una altura promedio 60 cm, además de 5 lomillos de forma semicircular y pasillos de 0,5 m entre lomillos.

### Ejemplo:

- Longitud de lomillo

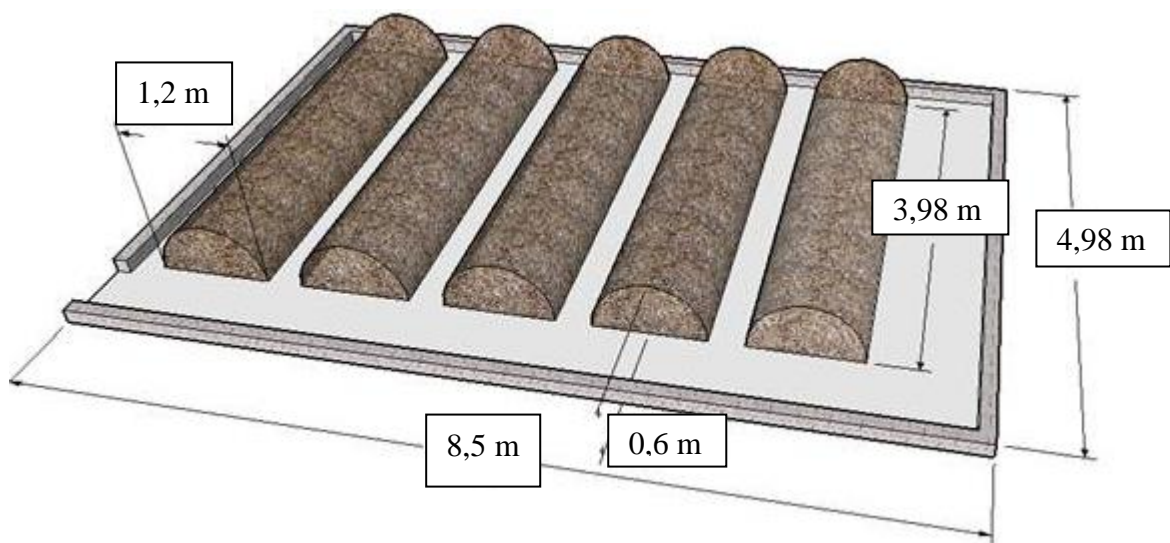
$$11,25 \text{ m}^3 = (\pi \times 0,60\text{m}^2 \times \text{largo})$$

$$11,25 \text{ m}^3 / 1,131 \text{ m}^2 = \text{largo}$$

- Largo =  $9,95 \times 2 = 19,89\text{m}$

- Largo de cada lomillo =  $19,89 / 5 = 3,98\text{m}$

- Área total de compostera =  $((1,2 \times 5) + (0,5 \times 5)) \times (3,98 + 1) = 42,33 \text{ m}^2$



**Figura 14.** Diseño de compostera.

Fuente: Programa Agroambiental Cooperativa de productores de leche Dos Pinos R.L., 2009.

### 3.2 CASO B. Tratamiento en seco del total de la excreta (sin agua)

Este caso (Caso B) constituye una alternativa de tratamiento para excretas cuando no se desea o no es posible utilizar agua en el proceso de limpieza, en su lugar las excretas son recolectadas en seco con palas, carretillos, barredores o tractores según la disponibilidad de recursos de la finca.

Los criterios para el diseño de los sistemas son exactamente los mismos que los mostrados en el Caso A, con la diferencia de que se excluyen aquellos

pasos de los cálculos que tienen que ver con tratamiento de la fase líquida, como lo son: uso de separadores, biodigestores y uso de biogás, de manera que ingresa a la compostera o lombricompostera la totalidad de la excreta generada.

Evidentemente en el caso del manejo de excretas en seco, los volúmenes de sólido que se deben de manejar serán mucho mayores que cuando se realiza lavado, ya que no se disuelve nada de la excreta en el agua, Además, en el caso de compost y bokashi, es necesario adicionar otros materiales como burucha de madera, aserrín de madera y otros mencionados en el Capítulo 1 del presente trabajo. Todos estos aspectos aumentan directamente el área requerida para el manejo de la boñiga y los requerimientos de equipo y mano de obra para transformarla en abono orgánico.

Un ejemplo de cálculos para la estimación de dimensiones de una compostera diseñada con el fin de manejar todo el material de una lechería se muestra a continuación.

**Ejemplo:**

- Volumen de material sólido o excreta a manejar =  $((500 \text{ litros / día}) \times (30 \text{ días/ mes})) = 15000 \text{ litros}$
- Volumen de aserrín o burucha a adicionar =  $15000 \text{ litros} / 2 = 7500 \text{ litros}$
- Volumen total de sólido a compostear=  $15000 + 7500 = 22500 \text{ litros}$

Para efectos este ejemplo mostrado se asume una altura promedio 60 cm, además de 5 lomillos de forma semicircular y pasillos de 0,5 m entre lomillos.

### **Ejemplo:**

- Longitud de lomillo

$$22,5 \text{ m}^3 = (\pi \times 0,60\text{m}^2 \times \text{largo})$$

$$22,5 \text{ m}^3 / 1,131 \text{ m}^2 = \text{largo}$$

- Largo =  $19,89 \times 2 = 39,79 \text{ m}$
- Largo de cada lomillo =  $39,79 / 5 = 7,96 \text{ m}$

$$\text{Área total de compostera} = ((1,2 \times 5) + (0,5 \times 5) * (7,96 + 1)) = 76,16 \text{ m}^2$$

Al comparar el tamaño de compostera requerida para procesar la excreta obtenida en el caso B (76,16 m<sup>2</sup>) versus el área requerida para procesar el material sólido del caso A (42,33 m<sup>2</sup>), se observa que este último apenas representa un 55,6 % del área requerida para un sistema en seco. En ninguna de las fincas incluidas en este estudio se implementó esta alternativa de tratamiento.

En el caso de la finca número seis se implementó manejo en seco y el procesamiento de la excreta con lombrices, los pasos en el diseño del lombricario son los mismos que los mostrados en pasos anteriores, con la única diferencia de que se debe de considerar el volumen total de excreta generado en la lechería y 15 días para maduración de la excreta por lo que el requerimiento de área total aumenta con respecto al sistema con lavado.

### **3.3 Implementación de los sistemas de tratamiento**

En el Cuadro 30 se muestra el nivel de implementación en los componentes requeridos para los sistemas de tratamiento propuestos en esta práctica.

**Cuadro 30. Nivel de implementación de los sistemas de tratamiento.**

Finca	Separador de sólidos	Biodigestor	Lombricario
1	t	T	t
2	t	T	t
3	t	N	t
4	t	N	t
5	t	N	n
6	na	Na	t
7	t	P	t
8	t	N	t
9	t	N	n
10	t	N	t

Nota:

t = Implementación total.

p = Implementación parcial.

n = Implementación nula.

na = No aplica.

## **CAPITULO IV. Análisis de viabilidad económica para un sistema de tratamiento y aprovechamiento de excretas bovina**

El presente análisis se realiza para el mismo caso hipotético mencionado en el Capítulo III, de una finca de 50 animales en producción, de 500 kg de peso vivo/ animal, los cuales permanece dentro de las instalaciones 6 horas/día, para tratamiento de la fase líquida de lavado donde se utiliza un volumen de agua de 1500 litros al día. Las condiciones de la finca tales como: horas en establo de los animales, número de animales, peso vivo de los mismos, entre otros, corresponden a las condiciones promedio de las fincas de la zona.

En este caso se presentan 4 escenarios:

- a) Flujo de caja cuando la inversión se realiza con financiamiento propio, para un sistema donde se aprovechan los nutrientes de los abonos en la finca y se utiliza el biogás en la generación de electricidad.
- b) Flujo de caja cuando la inversión se realiza con financiamiento bancario, para un sistema donde se aprovechan los nutrientes de los abonos en la finca y se utiliza el biogás en la generación de electricidad
- c) Flujo de caja cuando la inversión se realiza con financiamiento propio, para un sistema donde se aprovechan los nutrientes de los abonos en la finca.
- d) Flujo de caja cuando la inversión se realiza con financiamiento bancario, para un sistema donde se aprovechan los nutrientes de los abonos en la finca.



## 4.1 Análisis de la Inversión

### Supuestos:

El proyecto solo genera 2 tipos de ingresos, uno por concepto de nutrientes NPK y el otro por la cantidad de biogás generado. No se considera la posibilidad de la venta de abono orgánico ni electricidad, por lo que no se incurre en impuestos de venta, tampoco se calcula el impacto económico que el abono tiene en la mejora características químicas, físicas y biológicas en los suelos de las fincas.

El aporte de nutrientes se estima en Nitrógeno (N) a un nivel de 2% de la materia seca (MS), Fosforo (P) a un nivel de 0,5% de la MS y Potasio (K) a un nivel de 1,75% de la materia seca (MS) de la excreta que ingresa al sistema. Los precios de NPK fueron consultados como Urea (NH<sub>2</sub>), DAP (Fosfato Diamónico), KCl (Cloruro de Potasio), a la Cámara de Productores de Caña del Pacífico.

Se asume un escenario conservador donde ingreso por NPK aumenta en un 10% anual ya que según un estudio del IICA (2008) el precio de los minerales aumentó un 19.4% anual entre los años 2005 y 2008.

El precio de la electricidad para este tipo de proyecto en el caso hipotético de esta finca es de 0,19 dolares por cada Kwh (Viquez, 2009), también se asume que el aumento en el ingreso por la electricidad generada a partir de biogás es de 18%, según el promedio de las variaciones interanuales de los precios promedio por kwh para el sector industrial (ARESEP 2010).

La vida útil del proyecto es de 12 años y se consideró una depreciación en línea recta, los aumentos de los gastos serian de: 5% anual para los salarios y un 10% anual para el gasto en agua. Se asume un gasto por cargas sociales del 40% del salario y las tasas de descuento utilizadas fueron: 12% en el caso de financiarse con fondos propios, y 14% en el caso de pedir financiamiento bancario.

#### 4.1.1 Construcción del flujo considerando ingresos por Nutrientes de NPK y Electricidad a base de Biogás

A continuación se muestra en el Cuadro 31 el detalle de inversión inicial para los escenarios a y b, y en el Cuadro 32 los gastos e ingresos para la elaboración del flujo de caja con financiamiento propio y bancario para los escenarios a, b, c y d.

**Cuadro 31.** Inversión inicial para un sistema donde se aprovechan los nutrientes de los abonos en la finca y se utiliza el biogás en la generación de electricidad.

Inversión inicial	Monto
Separador de Sólidos	Ø607.500,00
Lombricario	Ø1.494.000,00
Biodigestor	Ø840.000,00
Planta de generación de electricidad a base de biogás de 16kw	Ø4.000.000,00
Bomba de irrigación y tubería de aspersión	Ø1.000.000,00
<b>TOTAL</b>	<b>Ø7.941.500,00</b>

**Cuadro 32.** Gastos e ingresos para un sistema de tratamiento y aprovechamiento de excretas bovina.

<b>Gastos</b>	<b>Año 1</b>	<b>Año 2</b>	<b>Año 3</b>	<b>Año 4</b>	<b>Año 5</b>	<b>Año 6</b>	<b>Año 7</b>	<b>Año 8</b>	<b>Año 9</b>	<b>Año 10</b>
Salarios	415.680,00	436.464,00	458.287,20	481.201,56	505.261,64	530.524,72	557.050,96	584.903,50	614.148,68	644.856,11
Gasto por cargas sociales	166.272,00	174.585,60	183.314,88	192.480,62	202.104,66	212.209,89	222.820,38	233.961,40	245.659,47	257.942,45
Gasto por depreciación	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67
Gasto por Agua	45.360,00	45.813,60	46.271,74	46.734,45	47.201,80	47.673,82	48.150,55	48.632,06	49.118,38	49.609,56
<b>TOTAL</b>	<b>1.289.103,67</b>	<b>1.318.654,87</b>	<b>1.349.665,48</b>	<b>1.382.208,30</b>	<b>1.416.359,76</b>	<b>1.452.200,09</b>	<b>1.489.813,56</b>	<b>1.529.288,63</b>	<b>1.570.718,20</b>	<b>1.614.199,79</b>

<b>Ingresos</b>	<b>Año 1</b>	<b>Año 2</b>	<b>Año 3</b>	<b>Año 4</b>	<b>Año 5</b>	<b>Año 6</b>	<b>Año 7</b>	<b>Año 8</b>	<b>Año 9</b>	<b>Año 10</b>
Nutrientes NPK	899.680,60	1.007.642,27	1.128.559,34	1.263.986,47	1.415.664,84	1.585.544,62	1.775.809,98	1.988.907,18	2.227.576,04	2.494.885,16
*Electricidad a partir de Biogas	926.005,00	1.092.685,90	1.289.369,36	1.521.455,85	1.795.317,90	2.118.475,12	2.499.800,64	2.949.764,76	3.480.722,42	4.107.252,45
<b>TOTAL</b>	<b>1.825.685,60</b>	<b>2.100.328,17</b>	<b>2.417.928,71</b>	<b>2.785.442,31</b>	<b>3.210.982,74</b>	<b>3.704.019,74</b>	<b>4.275.610,62</b>	<b>4.938.671,93</b>	<b>5.708.298,45</b>	<b>6.602.137,61</b>

\*Este ingreso no se considera para los escenarios c y d.

**Cuadro 33.** Flujo de caja con Financiamiento Propio (Escenario a).

Años	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Ingreso por</b>		1.825.685,6	2.100.328,2	2.417.928,7	2.785.442,3	3.210.982,7	3.704.019,7	4.275.610,6	4.938.671,9	5.708.298,5	6.602.137,6
Nutrientes NPK		899.680,6	1.007.642,3	1.128.559,3	1.263.986,5	1.415.664,8	1.585.544,6	1.775.810,0	1.988.907,2	2.227.576,0	2.494.885,2
Electricidad de Biogás		926.005,0	1.092.685,9	1.289.369,4	1.521.455,8	1.795.317,9	2.118.475,1	2.499.800,6	2.949.764,8	3.480.722,4	4.107.252,5
<b>Gastos del proyecto</b>		1.289.103,7	1.318.654,9	1.349.665,5	1.382.208,3	1.416.359,8	1.452.200,1	1.489.813,6	1.529.288,6	1.570.718,2	1.614.199,8
Salarios		415.680,0	436.464,0	458.287,2	481.201,6	505.261,6	530.524,7	557.051,0	584.903,5	614.148,7	644.856,1
Cargas sociales		166.272,0	174.585,6	183.314,9	192.480,6	202.104,7	212.209,9	222.820,4	233.961,4	245.659,5	257.942,4
Depreciación		661.791,7	661.791,7	661.791,7	661.791,7	661.791,7	661.791,7	661.791,7	661.791,7	661.791,7	661.791,7
Agua		45.360,0	45.813,6	46.271,7	46.734,5	47.201,8	47.673,8	48.150,6	48.632,1	49.118,4	49.609,6
<b>Utilidad Neta</b>		536.581,9	781.673,3	1.068.263,2	1.403.234,0	1.794.623,0	2.251.819,7	2.785.797,1	3.409.383,3	4.137.580,3	4.987.937,8
Valor de desecho											1.323.583,3
Inversión Inicial	-7.941.500,00										
<b>FLUJO DE CAJA</b>	-7.941.500,00	536.581,93	781.673,31	1.068.263,22	1.403.234,01	1.794.622,98	2.251.819,65	2.785.797,06	3.409.383,30	4.137.580,25	6.311.521,16
Tasa de descuento*		12%									
VAN		₪3.133.384,28									
TIR		18%									

\* Tasa mínima requerida por el inversionista (TBP +4)

En este caso el Valor Actual Neto de la inversión es de ₪3.133.384,28, al ser esto una cifra positiva se recomienda ejecutar el proyecto puesto que cubre la tasa de descuento esperada por el inversionista y genera utilidad.

Ahora, dado que la Tasa Interna de Retorno (18%) es mayor al rendimiento mínimo esperado (12%), esto nos indica que se deberá realizar el proyecto.

**Cuadro 34.** Flujo de caja con Financiamiento Bancario (Escenario b).

Años	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Ingreso por</b>		1.825.685,60	2.100.328,17	2.417.928,71	2.785.442,31	3.210.982,74	3.704.019,74	4.275.610,62	4.938.671,93	5.708.298,45	6.602.137,61
Nutrientes NPK		899.680,60	1.007.642,27	1.128.559,34	1.263.986,47	1.415.664,84	1.585.544,62	1.775.809,98	1.988.907,18	2.227.576,04	2.494.885,16
Electricidad Biogás		926.005,00	1.092.685,90	1.289.369,36	1.521.455,85	1.795.317,90	2.118.475,12	2.499.800,64	2.949.764,76	3.480.722,42	4.107.252,45
<b>Gastos del proyecto</b>		1.289.103,67	1.318.654,87	1.349.665,48	1.382.208,30	1.416.359,76	1.452.200,09	1.489.813,56	1.529.288,63	1.570.718,20	1.614.199,79
Salarios		415.680,00	436.464,00	458.287,20	481.201,56	505.261,64	530.524,72	557.050,96	584.903,50	614.148,68	644.856,11
Cargas sociales		166.272,00	174.585,60	183.314,88	192.480,62	202.104,66	212.209,89	222.820,38	233.961,40	245.659,47	257.942,45
Depreciación		661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67	661.791,67
Agua		45.360,00	45.813,60	46.271,74	46.734,45	47.201,80	47.673,82	48.150,55	48.632,06	49.118,38	49.609,56
<b>Utilidad Neta</b>		536.581,93	781.673,31	1.068.263,22	1.403.234,01	1.794.622,98	2.251.819,65	2.785.797,06	3.409.383,30	4.137.580,25	4.987.937,82
Valor de desecho											1.323.583,33
Inversión Inicial	-7.941.500,00										
<b>FLUJO DE CAJA</b>	<b>-7.941.500,00</b>	<b>536.581,93</b>	<b>781.673,31</b>	<b>1.068.263,22</b>	<b>1.403.234,01</b>	<b>1.794.622,98</b>	<b>2.251.819,65</b>	<b>2.785.797,06</b>	<b>3.409.383,30</b>	<b>4.137.580,25</b>	<b>6.311.521,16</b>
Tasa de descuento*	14%										
VAN	Q1.923.833,47										
TIR	18%										

\* Tasa activa del BCR para préstamo de MYPIMES (TBP +6)

En este caso el Valor Actual Neto de la inversión es de Q1.923.833,47, al ser esto una cifra positiva se recomienda ejecutar el proyecto puesto que cubre la tasa de descuento esperada por el inversionista y genera utilidad.

Ahora, dado que la Tasa Interna de Retorno (18%) es mayor al rendimiento mínimo esperado (14%), esto nos indica que se deberá realizar el proyecto.

#### 4.1.2 Construcción del flujo considerando ingresos por Nutrientes de NPK

A continuación se muestra en el Cuadro 35 el detalle de inversión inicial, para la elaboración del flujo de caja con financiamiento propio y bancario cuando solo se aprovechan los nutrientes en la finca (Escenarios c y d).

**Cuadro 35.** Inversión inicial para un sistema donde se aprovechan los nutrientes de los abonos en la finca.

Inversión inicial	Monto
Separador de Sólidos	Ø607.500,00
Lombricario	Ø1.494.000,00
Biodigestor	Ø840.000,00
Bomba de irrigación y tubería de aspersión	Ø1.000.000,00
<b>TOTAL</b>	<b>Ø3.941.500,00</b>

**Cuadro 36.** Flujo de caja con Financiamiento Propio (Escenario c).

Años	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ingreso por		899.680,60	1.007.642,27	1.128.559,34	1.263.986,47	1.415.664,84	1.585.544,62	1.775.809,98	1.988.907,18	2.227.576,04	2.494.885,16
Nutrientes NPK		899.680,60	1.007.642,27	1.128.559,34	1.263.986,47	1.415.664,84	1.585.544,62	1.775.809,98	1.988.907,18	2.227.576,04	2.494.885,16
Gastos del proyecto		1.289.103,67	1.318.654,87	1.349.665,48	1.382.208,30	1.416.359,76	1.452.200,09	1.489.813,56	1.529.288,63	1.570.718,20	1.614.199,79
Salarios		415.680,00	436.464,00	458.287,20	481.201,56	505.261,64	530.524,72	557.050,96	584.903,50	614.148,68	644.856,11
Cargas sociales		166.272,00	174.585,60	183.314,88	192.480,62	202.104,66	212.209,89	222.820,38	233.961,40	245.659,47	257.942,45
Depreciación		328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33
Agua		45.360,00	45.813,60	46.271,74	46.734,45	47.201,80	47.673,82	48.150,55	48.632,06	49.118,38	49.609,56
Utilidad Neta		-389.423,07	-311.012,59	-221.106,14	-118.221,84	-694,92	133.344,53	285.996,42	459.618,54	656.857,84	880.685,37
Valor de desecho											656.916,67
Inversión Inicial	-3.941.500,00										
<b>FLUJO DE CAJA</b>	<b>-3.941.500,00</b>	<b>-389.423,07</b>	<b>-311.012,59</b>	<b>-221.106,14</b>	<b>-118.221,84</b>	<b>-694,92</b>	<b>133.344,53</b>	<b>285.996,42</b>	<b>459.618,54</b>	<b>656.857,84</b>	<b>1.537.602,04</b>
Tasa de descuento*	12%										
VAN	( <del>3.655.546,72</del> )										
TIR	-5%										

\* Tasa mínima requerida por el inversionista (TBP +4)

En este caso el Valor Actual Neto de la inversión es de ~~3.655.546,72~~ al ser esto una cifra negativa significa que al final de los diez años no se recuperaría la inversión, por tanto no se recomienda ejecutar el proyecto.

**Cuadro 37.** Flujo de caja con Financiamiento Bancario (Escenario d).

Años	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ingreso por		899.680,60	1.007.642,27	1.128.559,34	1.263.986,47	1.415.664,84	1.585.544,62	1.775.809,98	1.988.907,18	2.227.576,04	2.494.885,16
Nutrientes NPK		899.680,60	1.007.642,27	1.128.559,34	1.263.986,47	1.415.664,84	1.585.544,62	1.775.809,98	1.988.907,18	2.227.576,04	2.494.885,16
Gastos del proyecto		1.289.103,67	1.318.654,87	1.349.665,48	1.382.208,30	1.416.359,76	1.452.200,09	1.489.813,56	1.529.288,63	1.570.718,20	1.614.199,79
Salarios		415.680,00	436.464,00	458.287,20	481.201,56	505.261,64	530.524,72	557.050,96	584.903,50	614.148,68	644.856,11
Cargas sociales		166.272,00	174.585,60	183.314,88	192.480,62	202.104,66	212.209,89	222.820,38	233.961,40	245.659,47	257.942,45
Depreciación		328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33	328.458,33
Agua		45.360,00	45.813,60	46.271,74	46.734,45	47.201,80	47.673,82	48.150,55	48.632,06	49.118,38	49.609,56
Utilidad Neta		-389.423,07	-311.012,59	-221.106,14	-118.221,84	-694,92	133.344,53	285.996,42	459.618,54	656.857,84	880.685,37
Valor de desecho											656.916,67
Inversión Inicial	-3.941.500,00										
<b>FLUJO DE CAJA</b>	<b>-3.941.500,00</b>	<b>-389.423,07</b>	<b>-311.012,59</b>	<b>-221.106,14</b>	<b>-118.221,84</b>	<b>-694,92</b>	<b>133.344,53</b>	<b>285.996,42</b>	<b>459.618,54</b>	<b>656.857,84</b>	<b>1.537.602,04</b>
Tasa de descuento*	14%										
VAN	( <del>3.789.095,46</del> )										
TIR	-5%										

\* Tasa activa del BCR para préstamo de MYPIMES (TBP +6)

Nuevamente el Valor Actual Neto de la inversión es negativo en  $\text{C}\$3.789.095,46$ , por tanto al final de los diez años no se recuperaría la inversión, entonces no se recomienda ejecutar el proyecto.

Debe de considerarse que en ningún escenario se incluyen ingresos por el impacto positivo que tiene el uso de los abonos orgánicos sobre aspectos diferentes al aporte en kilogramos de nutrientes, (mejora en la parte física, biológica y capacidad de intercambio catiónico del suelo, reducción en incidencia de plagas y enfermedades y otros mencionados en el Capítulo I) los cuales influyen en la dinámica productiva de los poteros y tienen implicaciones positivas a nivel económico, esto debido a la inexistencia de estudios que cuantifiquen el valor económico de estos aspectos



## **CAPITULO V. Conclusiones y Recomendaciones**

### **5.1 Conclusiones**

1. El adecuado manejo de las excretas dentro de las fincas constituye un aspecto de vital importancia en la sostenibilidad de los proyectos de explotación lechera ya que representa eficiencia a nivel legal, ambiental, agronómico y social.
2. El 90% de las unidades productivas seleccionadas se inclinaron por sistemas de manejo de excretas en húmedo (utilizando agua para el lavado), sin embargo el 70% de las mismas no implementó todas las fases requeridas, ya que los productores requirieron realizar inversiones en otras áreas de la finca.
3. La posible variación de finca a finca en los factores considerados para el diseño de los sistemas de tratamiento y aprovechamiento de excretas, puede influir de manera considerable en la eficiencia y tamaño de los mismos, siendo la cantidad de agua de lavado y las horas establo de las vacas los elementos que tienen más impacto.
4. En las fincas consideradas en este trabajo, se desconoce el grado real de acercamiento a los parámetros de que establece el Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales. No obstante, estos sistemas constituyen alternativas técnicamente adecuadas para la reducción del impacto negativo del manejo de las excretas sin tratamiento previo y/o aprovechamiento dentro de las fincas, principalmente cuando existen fuentes de agua cercanas o centros urbanos.
5. En el análisis económico de los escenarios a y b donde se considera el aporte de nutrientes del abono orgánico y la utilización del biogás en la generación de electricidad, el proyecto es viable financieramente, con la diferencia que en el escenario b de inversión bancaria, se observa que el VAN disminuye por el efecto de descontar a una tasa más alta por el

hecho de pedir financiamiento externo. Para ambos casos el periodo de recuperación de la inversión ronda los 6 años.

6. En el análisis económico de los escenarios c y d donde solo se considera el aporte de nutrientes del abono orgánico, no se recupera la inversión inicial a lo largo de un periodo de 10 años por lo que no es viable financieramente.
7. La viabilidad financiera del proyecto se encuentra en lograr generar ingresos tanto por nutrientes NPK como por generar electricidad a base de biogás, esto significa aprovechar al máximo la capacidad instalada y la estructura de costos para generar más utilidad.

## 5.2 Recomendaciones

1. Es fundamental que los productores de leche conceptualicen sus unidades productivas bajo criterios de sostenibilidad ambiental, legal, social y agronómica, e incluyan así el manejo de las excretas como parte integral de sus unidades productivas.
2. Se recomienda realizar estudios de flujo de masas con mediciones en campo, a fin de corroborar que tan acertados son los criterios utilizados en las estimaciones para el diseño de estos sistemas.
3. En los sistemas de manejo húmedo, las variaciones presentadas en las estimaciones de la concentración en materia orgánica de los purines, bajo la cantidad de agua para lavado “real” vrs la cantidad de agua “recomendada”, sugiere evaluar bajo criterios técnicos y de sostenibilidad, el nivel de uso de agua ideal.
4. Para poder establecer una viabilidad económica más cercana a la realidad se deben buscar alternativas para cuantificar el valor económico de aspectos diferentes al aporte en kilogramos de nutrientes de los abonos orgánicos (mejora en la parte física, biológica, capacidad de intercambio cationico del suelo, reducción en incidencia de plagas y enfermedades en pastos, entre otros mencionados en el Capítulo I), los cuales influyen en la dinámica productiva de los potreros y tienen implicaciones positivas pero desconocidas en magnitud, en la rentabilidad de los proyectos.

## BIBLIOGRAFIA

- ARAUZ F. 2003. Abonos Orgánicos: Utilización de abonos orgánicos en el combate de enfermedades de plantas. (en línea). Centro de Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>
- ARESEP 2010. Autoridad Reguladora de Servicio Público. Variaciones interanuales de los precios promedio por kwh para el sector industrial. (en línea). [Consultado 05 junio 2010]. Disponible en internet: <http://www.aresp.go.cr/cgi-bin/index.fwx?area=09&cmd=servicios&id=9707&sub=1523>
- BERTSCH F. 2003. Abonos Orgánicos: Consideraciones sobre el uso de abonos orgánicos como suplidores de nutrimentos. (en línea). Centro de Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>
- CERRATO M., LEBLANC H., KAMEKO C. 2007. Potencial de mineralización de nitrógeno de bokashi, compost y lombricompost producidos en la universidad EARTH. Guácimo, Costa Rica. *Tierra Tropical* 3 (2): 183-197.
- DURÁN L., HENRÍQUEZ C. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de lombricompost producidos a partir de cinco sustratos orgánicos, San José, Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 31(1): 41-51.
- ELIZONDO J. 2009. El exceso de fosforo en la alimentación del ganado de leche aumenta los costos de producción y la contaminación ambiental, San José, Costa Rica. *Ventana Lechera* 12: 22-24.

- FIORAVANTI M., VEGA N., HERNÁNDEZ C., OKUMOTO S., YEOMANS J. 2005. Eficiencia de los microorganismos eficaces (EM) en la estabilización de lodos sépticos para uso agrícola, Guácimo, Costa Rica. *Tierra Tropical* 1 (1): 69-76.
- GRAJALES S., MONSALVE J., CASTAÑO J. 2006. Programa de manejo integral de los lodos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la universidad tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia. *Scientia et Technica* 31 (2): 285-290.
- GUTIERREZ E. 2007. Dinámica poblacional de la lombriz *Eisenia foetida* en estiércol composteado y fresco de bovino y ovino.( en línea).[Consultado 29 septiembre 2009]. Disponible en internet: [www.veterinaria.org/revistas/recvet/n070707/070712.pdf](http://www.veterinaria.org/revistas/recvet/n070707/070712.pdf)
- IICA 2008. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Evolución de los precios de productos agrícolas. Posible impacto en la agricultura de Latinoamérica y el Caribe. (en línea). [Consultado 05 junio 2010]. Disponible en internet: <http://webiica.iica.ac.cr/argentina/biocombustibles/A&E-Evolucion-Precios-Agricolas.pdf>
- JIMENEZ M., LEAL J., MOYA G., SOTO A. 2001. Caracterización productiva y estrategias para el manejo de desechos en fincas lecheras especializadas en la zona de Poás. Tesis Lic. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. 79p.
- MARTÍNEZ H., VIQUEZ J., 2007. Evaluación de la sostenibilidad de la biogeneración de electricidad, por medio del sistema de fermentación anaeróbica, en una combinación de dos biodigestores tipo Taiwán, alimentados con Excretas Porcinas y Bovinas. Tesis Lic. Universidad EARTH. Guácimo, Costa Rica. 87p.

MELÉNDEZ G. 2003. Abonos orgánicos: Fracción orgánica del suelo. (en línea). Centro de Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>

MELÉNDEZ G., SOTO G. 2003. Abonos orgánicos: Indicadores químicos de calidad de abonos orgánicos. (en línea). Centro de Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>

Lineamientos para la aplicación de purines, SENASA-DG-D-003-2010, Ministerio de Agricultura y Ganadería, Servicio Nacional de Salud Animal.

Organización Panamericana de la Salud. 2005. Guía para el diseño de tanques sépticos, tanques Imhoff y lagunas de estabilización. Lima, Perú, 40 pp.

ORTUÑO L. 2004. El Biodigestor en el Manejo de Desechos de Lecherías. Tesis Lic. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. 80p.

OVIEDO E., BARQUERO J. 2007. Excrementos contaminan aguas del Lago Arenal. Periódico la Nación. San José, Costa Rica. Martes 2 de octubre de 2007.

PAHO 2005. Lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales. Revista científica de la facultad experimental de ciencias de la universidad de Zulia. [Consultado 29 septiembre 2009]. Disponible en Internet: [http://books.google.co.cr/books?id=68gTRQAACAAJ&dq=paho%20lagunas%2C%202005&source=gbs\\_slider\\_thumb](http://books.google.co.cr/books?id=68gTRQAACAAJ&dq=paho%20lagunas%2C%202005&source=gbs_slider_thumb)

RAMIREZ C 2003. Abonos Orgánicos: Bioensayos microbianos para evaluar la calidad de los abonos orgánicos. (en línea). Centro de

Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>

Reglamento de Vertido y Re-uso de Aguas Residuales, Decreto N° 33601-MINAE-S, Alcance N° 8 a La Gaceta N° 55. Lunes 19 de marzo de 2007.

REYES B., HERNÁNDEZ C., OKUMOTO S., YEOMANS J. 2005. Estabilización de los lodos sépticos que provienen de una comunidad pequeña con microorganismos eficaces. 1 (1): 77 – 88.

RIVERA E. 2008. Fiscalía cierra lechería por lanzar boñiga a tomas del AyA. Periódico la Nación. San José, Costa Rica. Sábado 16 de febrero de 2008.

SCHULDT M. 2005. Estimación en la capacidad de porteen lombricultivos de Eisenia fetida (Oligochaeta, Lumbricidae) con distintas materias orgánicas. La Plata, Argentina. Revista Argentina de Producción Animal. 25 (2): 101-109.

SHULDT M. 2006. Lombricultura teoría y practica. (en línea). Mundi-Prensa. Madrid, España. [Consultado 05 junio 2009]. Disponible en Internet: [http://books.google.co.cr/books?id=XOQU3F25S8C&pg=PP1&dq=lombricultura+filetype:pdf&lr=lang\\_es#PPP1,M1](http://books.google.co.cr/books?id=XOQU3F25S8C&pg=PP1&dq=lombricultura+filetype:pdf&lr=lang_es#PPP1,M1)

SOTO G 2003a. Abonos Orgánicos: Definiciones y Procesos. (en línea). Centro de Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>

SOTO G 2003b. Abonos Orgánicos: Liberación de nutrimentos de los abonos orgánicos. (en línea). Centro de Investigaciones Agronómicas. San

José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>

TREJOS J 2009. Lombricultura, una alternativa para el sector lácteo costarricense, San José, Costa Rica. Ventana Lechera 12: 25-29.

TREJOS J 2009. Ing. Agrónomo generalista. Procesos de compostaje (entrevista personal). Alajuela, Costa Rica. Sábado 26 de Septiembre de 2009.

UNEP 2005. Descripción de los sistemas naturales para gestión de efluentes líquidos. (en línea). [Consultado 29 septiembre 2009]. Disponible en Internet:  
[http://training.gpa.unep.org/documents/tsc\\_training\\_manual\\_spanish\\_english.pdf](http://training.gpa.unep.org/documents/tsc_training_manual_spanish_english.pdf)

URIBE L 2003. Abonos Orgánicos: Calidad microbiológica e inocuidad de abonos orgánicos. (en línea). Centro de Investigaciones Agronómicas. San José, Costa Rica. [Consultado 25 octubre 2007]. Disponible en Internet: <http://www.cia.ucr.ac.cr/pub00.php?cat=valid>

VIQUEZ J 2009a. Comparación de tres métodos de separación de sólidos para excretas, en fincas lecheras. San José, Costa Rica. ECAG informa. 47: 40 – 44.

VIQUEZ J 2009b. Biogás: energía recuperable. Análisis energético y económico de su potencial en fincas lecheras. San José, Costa Rica. ECAG informa. 50: 24 – 27.

VIQUEZ J 2009c. Sistema integrado de aprovechamiento y tratamiento de excretas para generar energía con biogás. Estudio de caso finca lechera de Alejandro Romero Barrientos. San José, Costa Rica. ECAG informa. 50: 28 – 31.



VIQUEZ J 2009d. Producción y caracterización de excreta. Un paso esencial para el buen uso de este recurso en fincas lecheras. San José, Costa Rica. ECAG informa. 49: 54 – 56.

VIQUEZ J 2009. Ing. Agrónomo generalista. Procesos de biodigestion (entrevista personal). Alajuela, Costa Rica. Sábado 26 de Setiembre de 2009.

VIQUEZ J 2010. Generación eléctrica con biogás. Una alternativa de ahorro eléctrico para granjas lecheras y porcinas. San José, Costa Rica. ECAG informa. 52: 13 – 19.