



UNIVERSITAT POLITÈCNICA  
DE CATALUNYA  
BARCELONATECH

## *Biogás para cocción a partir de la digestión anaerobia de pastos en zonas rurales de clima tropical*

**Carlos Alexander Pizarro Loaiza**

**ADVERTIMENT** La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del repositori institucional UPCommons (<http://upcommons.upc.edu/tesis>) i el repositori cooperatiu TDX (<http://www.tdx.cat/>) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual **únicament per a usos privats** emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei UPCommons o TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a UPCommons (*framing*). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

**ADVERTENCIA** La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del repositorio institucional UPCommons (<http://upcommons.upc.edu/tesis>) y el repositorio cooperativo TDR (<http://www.tdx.cat/?locale-attribute=es>) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual **únicamente para usos privados enmarcados** en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio UPCommons No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a UPCommons (*framing*). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

**WARNING** On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the institutional repository UPCommons (<http://upcommons.upc.edu/tesis>) and the cooperative repository TDX (<http://www.tdx.cat/?locale-attribute=en>) has been authorized by the titular of the intellectual property rights **only for private uses** placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading nor availability from a site foreign to the UPCommons service. Introducing its content in a window or frame foreign to the UPCommons service is not authorized (*framing*). These rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.



Programa de Doctorado en Ingeniería Ambiental  
UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

# BIOGÁS PARA COCCIÓN A PARTIR DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE PASTOS EN ZONAS RURALES DE CLIMA TROPICAL

---

Tesis de Doctorado en Ingeniería Ambiental

*Alumno:* Carlos Alexander Pizarro Loaiza

*Directores de Tesis:* August Bonmatí y Jordi Palatsi

Julio de 2021





El Dr. August BONMATI BLASI i el Dr. Jordi PALATSI CIVIT

CERTIFIQUEM:

Que Carlos Alexander Pizarro Loaiza ha realitzat sota la nostra direcció el treball titulat “*Biogás para cocción a partir de la digestión anaerobia de pastos en zonas rurales de clima tropical*”, presentat en aquesta memòria, i que constitueix la seva Tesi Doctoral per optar al Grau de Doctor per la Universitat Politècnica de Catalunya.

I perquè es tingui coneixement i consti als efectes oportuns, presentem al Programa de Doctorat d'Enginyeria Ambiental de l'Institut de Recerca en Ciència i Tecnologia de la Sostenibilitat, l'esmentada Tesi Doctoral, signant el present certificat a

Caldes de Montbui, Barcelona, Juliol 2021

AUGUST MARIA  
BONMATI BLASI

Signat digitalment per  
AUGUST MARIA  
BONMATI BLASI -  
Data: 2021.07.13  
14:35:38 +02'00'

Dr. August Bonmatí Blasi

Jordi  
Palatsi

Firmado  
digitalmente por  
Jordi Palatsi  
Fecha: 2021.07.13  
14:46:34 +02'00'

Dr. Jordi Palatsi Civit



## RESUM

---

L'energia per cuinar és el servei energètic més essencial per als camperols de països amb climes tropicals com Colòmbia, on un gran nombre de famílies no pot accedir a una altra font que no sigui la llenya. Una font energètica alternativa és la producció de biogàs amb unes necessitats estimades de  $0,68 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  per unitat d'habitatge. La biomassa de menor cost i més universal que existeix és la pastura, natural o cultivada, mentre la digestió anaeròbia (DA) pot resultar una tecnologia molt atractiva per generar energia renovable, ja que el biogàs generat té un gran ventall de possibles usos, la possible optimització continua del procés i la possibilitat d'aplicació a nivell domèstic amb reactors de baix cost. L'ús de la pastura i farratge com a substrat per a la DA és especialment interessant en zones amb altes productivitats agrícoles, on els reptes principals consisteixen en generar la pastura de manera sostenible, al menor cost possible i disposar de la tecnologia apropiada per produir biogàs a un cost d'inversió i operació assumibles.

L'objectiu d'aquesta tesi és el d'estudiar una proposta alternativa de producció d'energia per cuinar en zones rurals amb clima tropical, a partir del biogàs resultant de la DA de pastures. En primer lloc es van avaluar, en termes de rendiment agronòmic ( $t_{MS} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ), rendiment específic de metà ( $\text{ml CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ ) i rendiment de metà per hectàrea ( $\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ), tres tipus de pastura àmpliament implantades a la zona equatorial de el continent americà (King Grass, Elefant i Estrella), conreats a la zona andina de la Vall de l'Cauca. Aquest cribatge va mostrar que les espècies de *Pennisetum purpureum* són les més aptes a la Vall de l'Cauca (Colòmbia) per les seves condicions de clima tropical sec, mentre que el King Grass va ser el de major rendiment de metà per hectàrea. Tanmateix, aquest últim, fruit de la seva morfologia, va mostrar una gran facilitat per a la seva collita i pretractament de reducció de mida.

L'etapa següent d'avaluació a escala pilot va permetre concloure que la DA de pastures en digestors domèstics tipus Sistema Discontinu de Bio-digestió Seca (SDBS) d'una fase, sense escalfament ni control de temperatura, és viable, amb i sense recirculació de lixiviats, a una temperatura mitjana de digestió de  $24^\circ\text{C}$ , utilitzant King Grass com a substrat, sent l'opció sense recirculació de lixiviats la més sostenible. Assaigs complementaris de Potencial de Bio Metà (PBM) van permetre detectar un augment significatiu en el rendiment de la DA amb edats de collita inferiors a 60 dies i concloure que el mètode "trossejat a màquina" de reducció de mida (1-10 cm) va ser el pretractament més eficient. Es van dissenyar i avaluar econòmica i

ambientalment dues opcions de producció d'energia de cuina a partir del biogàs resultant de la digestió anaeròbia de pastures: la primera amb cultiu orgànic (BOFG) i la segona amb fertilització mineral (BMFG). Tot i que el cost d'inversió de l'alternativa de cocció amb biogàs va ser elevat per a la població objectiu, els seus costos operatius anuals van resultar menors que els de les fonts d'energia actuals: llenya i GLP, el que indica que és una alternativa econòmicament viable sempre que es compti amb subvencions per a la seva implementació. L'Anàlisi de Cicle de Vida (ACV) de la proposta tecnològica va mostrar una bona sostenibilitat ambiental en comparació amb la llenya i el GLP. Entre el tipus de fertilització, el BOFG presentar menors impactes que el BMFG en la majoria de les categories.

Com a conclusió general es pot dir que s'ha demostrat la viabilitat de produir biogàs a partir la DA de pastures cultivats in situ utilitzant SDBS de tipus domèstic, optimitzant el procés de cultiu i el de digestió. Per tant, aquesta proposta tecnològica es pot considerar com una alternativa per subministrar l'energia de cocció en zones rurals amb climes tropicals.

***Paraules claus:*** *digestió anaeròbia, biomassa, pastures, digestió seca, rendiment de metà, zones rurals, climes tropicals, anàlisi de cicle de vida, energies alternatives.*

## RESUMEN

---

La energía para cocinar es el servicio energético más esencial para los campesinos de países con climas tropicales como Colombia donde un gran número de familias no puede acceder a otra fuente energética que no sea la leña. Una alternativa es la producción de biogás, con unas necesidades estimadas de  $0,68 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  por unidad de vivienda. La biomasa de menor coste y más universal que existe es el pasto, natural o cultivado, mientras la digestión anaerobia (DA) puede resultar una tecnología muy atractiva para generar energía renovable debido a la versatilidad de usos potenciales del biogás generado, a la optimización continua del proceso y a las posibilidades de su aplicación a nivel doméstico con reactores de bajo coste. La DA de pasto y forraje es especialmente interesante en zonas con altas productividades agrícolas, donde los retos principales consisten en producir el pasto de manera sostenible, al menor coste posible y disponer de la tecnología apropiada para generar biogás a un coste de inversión y operación asumibles.

El objetivo de esta investigación fue estudiar una propuesta alternativa de producción de energía de cocción para zonas rurales con clima tropical, a partir del biogás resultante de la DA de pastos. En una primera etapa se evaluaron, en términos de rendimiento agronómico ( $t_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ), rendimiento específico de metano ( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ ) y rendimiento de metano por hectárea ( $\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ), tres tipos de pasto ampliamente implantados en la zona ecuatorial del continente americano (King Grass, pasto Elefante y pasto Estrella), cultivados en la zona andina del Valle del Cauca. Este cribado mostró que las especies de *Pennisetum purpureum* son las más aptas en el Valle del Cauca (Colombia) por sus condiciones de clima tropical seco y el King Grass fue el de mayor rendimiento de metano por hectárea. Asimismo, por su morfología, este último mostró una gran facilidad para su cosecha y pretratamiento de reducción de tamaño.

La etapa siguiente de evaluación a escala piloto permitió concluir que la DA de pastos en digestores domésticos tipo Sistema Discontinuo de Biodigestión Seca (SDBS) de una fase, sin calentamiento ni control de temperatura, es viable con y sin recirculación de lixiviados a temperatura media de digestión de  $24^\circ\text{C}$ , usando King Grass como sustrato, siendo la opción sin recirculación de lixiviados la más sostenible. Ensayos complementarios de Potencial de Bio Metano (PBM) permitieron detectar un aumento significativo en el rendimiento de la DA con edades de cosecha inferiores a 60 días y concluir que el método de pretratamiento



“troceado a máquina” o de reducción de tamaño (1-10 cm) fue el tratamiento más eficiente. Se diseñaron y evaluaron económica y ambientalmente dos opciones de producción de energía de cocina a partir del biogás resultante de la digestión anaerobia de pastos: una de ellas con cultivo orgánico (BOFG) y otra con fertilización mineral complementaria (BMFG). Aunque el coste de inversión de la alternativa de cocción con biogás fue elevado para la población objetivo, sus costes operativos anuales resultaron menores que los de las fuentes actuales: leña y GLP, lo que indica que es una alternativa económicamente viable siempre que se cuente con subvenciones para su implementación. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de la propuesta tecnológica mostró una buena sostenibilidad ambiental en las emisiones de sustancias contaminantes, en comparación con la leña y el GLP, siendo el BOFG la opción con menores impactos.

Como conclusión general se puede decir que se ha demostrado la viabilidad de producir biogás a partir la DA de pastos cultivados in situ usando SDBS de tipo doméstico, optimizando el proceso de cultivo y el de digestión. Por lo tanto, esta propuesta tecnológica se puede considerar como una alternativa para suministrar la energía de cocción en zonas rurales con climas tropicales.

***Palabras claves:*** *digestión anaerobia, biomasa, pastos, digestión seca, rendimiento de metano, zonas rurales, climas tropicales, análisis de ciclo de vida, energías alternativas.*

## ABSTRACT

---

Energy for cooking is the most essential energy service for peasants in countries with tropical climates such as Colombia where a large number of families can only access to firewood as energy source. An alternative energy source is the production of biogas, with an estimated consumption of  $0.68 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  per dwelling unit. The lowest cost and most universal biomass that exists is grass, natural or cultivated, while Anaerobic Digestion (AD) can be a very attractive technology to generate renewable energy due to the versatility and potential uses of the generated biogas, to the continuous optimization of the process and to the possibilities of its application at a domestic level with low-cost reactors. The use of grass or forage as substrate for AD is especially interesting in areas with high agricultural productivity, where the main challenges consist of producing grass in a sustainable way at the lowest cost and having the appropriate technology to produce biogas from grass at an acceptable investment and operation cost.

The objective of this research was to study an alternative proposal for the production of cooking energy for rural areas with a tropical climate, from the biogas resulting from AD from pastures. In a first evaluation stage, assays of specific methane yield ( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ ), methane yield per hectare ( $\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) and agronomic yield ( $\text{t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$ ), were conducted with three types of grass widely distributed in the equatorial zone of the American continent (King Grass, Elephant Grass and Star Grass), cultivated in the Andean zone of Valle del Cauca. This screening showed that, among the grasses with the highest yield under these conditions, *Pennisetum purpureum* species are the most suitable in Valle del Cauca (Colombia) due to its dry tropical climate conditions. Furthermore, King Grass was the one with the highest methane yield per hectare and most feasible for harvesting and chopping due to its morphology.

The next stage at pilot scale evaluation, allowed to conclude that AD of pastures in domestic digesters type Discontinuous Dry Bio-digestion System (SDBS) of a single phase, without heating or temperature control, is viable with and without recirculation of leachate at a mean digestion temperature of  $24^\circ\text{C}$ , using King Grass as substrate, being the option without recirculation of leachate the most sustainable. Complementary tests of Bio Methane Potential (BMP) allowed to detect a significant increase in AD yield with harvesting ages lower than 60 days and to conclude that the “machine chopped” method of size reduction (1-10 cm) was the

most efficient pretreatment. Two options for the production of cooking energy were designed and evaluated economically and environmentally from the biogas resulting from the AD of grasses: one of them with organic cultivation (BOFG) and the other with complementary mineral fertilization (BMFG). Although the investment cost of the biogas cooking alternative was high for the target population, its annual operating costs was lower than those of current sources: firewood and LPG, which indicates that it is an economically viable alternative provided there is external support for initial investment. The evaluation of the environmental benefits / impacts of the technological proposal using the Life Cycle Analysis (LCA) technique, showed good environmental sustainability in the emissions of polluting substances, compared to firewood and LPG. Among the type of fertilization, the BOFG presented lower impacts than the BMFG in most categories.

As a general conclusion, it can be said that the viability of producing biogas from AD of pastures cultivated in situ using domestic SDBS has been demonstrated, optimizing the cultivation and digestion processes. Therefore, this technological proposal can be considered as an alternative to supply cooking energy in rural areas with tropical climates.

**Keywords:** *anaerobic digestion, biomass, pastures, dry digestion, methane yield, rural areas, tropical climates, life cycle analysis, alternative energies.*

# Tabla de contenido

---

CAPÍTULO 1.....	1
Introducción General.....	1
1.1 Requerimientos energéticos en viviendas rurales.....	1
1.2 Energía renovable a partir de la digestión anaerobia de biomasa.....	2
1.3 Fundamentos del proceso de digestión anaerobia.....	4
1.4 Pastos como fuente de biomasa para el proceso de digestión anaerobia.....	6
1.4.1. Producción Agronómica de Pastos.....	6
1.4.2. Características de los Pastos.....	8
1.4.3. Potencial de metano de los pastos.....	12
1.4.4. Pretratamientos aplicados a los pastos.....	14
1.5 Tecnologías de digestión anaerobia para pastos y forrajes.....	16
1.5.1. Descripción General.....	16
1.5.2. Digestión Seca y Húmeda.....	17
1.5.3. Digestión en una y dos etapas.....	18
1.5.4. Digestión discontinua y continua.....	18
1.5.5. Digestión psicrófila, mesófila y termófila.....	19
1.6 Herramientas para la evaluación ambiental de procesos.....	21
1.6.1. Herramientas de análisis.....	21
1.6.3. Análisis de Ciclo de Vida.....	23
1.6.3. ACV en procesos de bioenergía.....	25

1.7 Consideraciones finales .....	26
CAPÍTULO 2.....	29
Objetivos y Descripción de la Tesis.....	29
2.1 Objetivos.....	29
2.2 Descripción de la Tesis .....	29
CAPÍTULO 3.....	33
Cribado de pastos en el Valle del Cauca y ensayos escala piloto de producción de biogás para cocinar.....	33
3.1 Introducción .....	36
3.2 Materiales y Métodos .....	38
3.2.1 Cribado de tipos de pasto vía potencial de bio metano (PBM) .....	38
3.2.1 Unidades experimentales en ensayos piloto .....	39
3.2.3 Sustrato seleccionado en el cribado .....	40
3.2.4 Inóculo del sistema piloto.....	42
3.2.5 Arranque y puesta en marcha de la planta piloto anaerobia.....	43
3.2.6 Comparación de los SDBS con y sin recirculación de lixiviados.....	44
3.2.7 Caracterización química y variables de control y seguimiento .....	44
3.2.8 Calculo de la superficie agrícola requerida .....	45
3.3 Resultados y Discusión.....	45
3.3.1 Cribado de pastos.....	45
3.3.2 Producción del sustrato.....	47
3.3.3 Arranque y Puesta en Marcha.....	48

3.3.4 Comparación Sistema con y sin Recirculación de Lixiviados .....	49
3.3.5 Superficie agrícola requerida .....	50
3.4 Conclusiones .....	51
CAPÍTULO 4 .....	53
Efecto de la edad de cosecha y reducción de tamaño en la composición y rendimientos de metano del King Grass .....	53
4.1 Introducción .....	56
4.2 Materiales y Métodos .....	57
4.2.1 Producción y Caracterización del Cultivo .....	57
4.2.2 Prueba del potencial de bio metano (PBM) .....	58
4.2.3 Diseño Experimental .....	58
4.3 Resultados y Discusión .....	59
4.3.1 Producción y Caracterización del Cultivo .....	59
4.3.2 Influencia de la edad de cosecha sobre el rendimiento de metano .....	61
4.3.3 Influencia del método de reducción de tamaño sobre el rendimiento específico de metano .....	63
4.4 Conclusiones .....	65
CAPÍTULO 5 .....	67
Evaluación económica de los digestores anaerobios domésticos alimentados con pasto en zonas rurales de clima tropical.....	67
5.1 Introducción .....	70
5.2 Materiales y Métodos .....	70
5.2.1 Datos de partida para realizar los cálculos.....	70

5.2.2 Criterios de Diseño del Sistema de Digestión .....	72
5.2.3 Análisis Económico .....	72
5.3 Resultados y Discusión .....	73
5.3.1 Demanda de Energía de Cocina y de Biogás.....	73
5.3.2 Requerimiento de Pastos y Cultivo .....	74
5.3.3 Dimensionamiento del Sistema de Digestión .....	74
5.3.4 Análisis Económico.....	75
5.4 Conclusiones .....	79
CAPÍTULO 6.....	81
Análisis de Ciclo de Vida de la producción de biogás para cocción a partir de pastos y sus beneficios ambientales, sociales y para la salud en comparación con la leña y el GLP.....	81
6.1 Introducción .....	84
6.2 Materiales y Métodos .....	87
6.2.1 Metodología .....	87
6.2.2 Recolección de datos.....	90
6.2.3 Inventario de Ciclo de Vida .....	92
6.3 Resultados y Discusión .....	97
6.3.1 Caracterización de impactos del BMFG y BOFG .....	97
6.3.2 Impactos Escenarios Biogás vs GLP y Leña.....	99
6.3.3 Beneficios de la cocción con Biogás a partir de pastos vs las fuentes actuales en la zona rural de Colombia incluyendo la contaminación del aire interior .....	101
6.4 Conclusiones .....	102

CAPÍTULO 7 .....	105
Conclusiones generales y sugerencias para futuras investigaciones. ....	105
7.1 Conclusiones finales .....	107
7.2 Sugerencias para futuras investigaciones .....	109
CAPÍTULO 8 .....	111
Referencias Bibliográficas .....	111
Anexos .....	129



# ÍNDICE DE TABLAS

---

<b>Tabla 1.1.</b> Demanda equivalente de energía de cocción, familia rural tipo. ....	2
<b>Tabla 1.2.</b> Rendimientos agronómicos de diferentes pastos en diferentes climas. ....	7
<b>Tabla 1.3.</b> Características fisicoquímicas de los pastos <i>brachiaria</i> , <i>king grass</i> , <i>elefante</i> y <i>maralfalfa</i> . ....	12
<b>Tabla 3.1.</b> Caracterización química de los pastos, rendimientos agronómicos y de metano (n=3).....	46
<b>Tabla 3.2.</b> Resultados de los parámetros de control y seguimiento de los SDBS durante el arranque y puesta en marcha. ....	48
<b>Tabla 3.3.</b> Variables operacionales y rendimientos de metano de los SDBS. ....	48
<b>Tabla 3.4.</b> Rendimientos de metano del SDBS con y sin recirculación de lixiviados. ....	49
<b>Tabla 4.1.</b> Caracterización y rendimientos de King Grass según edad de cosecha (n=3 donde se presenta la desviación estándar). ....	60
<b>Tabla 4.2.</b> Parámetros del ajuste de la ecuación de Gompertz sobre el PBM según la edad de cosecha (Pm, Rm y $\lambda$ ), intervalo de confianza (IC con $\alpha = 0,05$ ) y evaluación del coeficiente de determinación ( $r^2$ ). ....	62
<b>Tabla 4.3.</b> Rendimientos de King Grass de 44 días según el método de reducción de tamaño (n=3).....	64
<b>Tabla 4.4.</b> Parámetros de la ecuación de Gompertz sobre el PBM según el método de reducción de tamaño (Pm, Rm y $\lambda$ ), intervalo de confianza (IC con $\alpha = 0,05$ ) y evaluación del coeficiente de determinación ( $r^2$ ). ....	65
<b>Tabla 5.1.</b> Características óptimas del pasto para digestión anaerobia.....	71
<b>Tabla 5.2.</b> Criterios de diseño del sistema de digestión. ....	72

<b>Tabla 5.3.</b> Equivalencias de demanda anual de GLP, leña y biogás para 2.400MJ de calor útil.....	73
<b>Tabla 5.4.</b> Dimensionamiento del sistema de digestión.....	75
<b>Tabla 5.5.</b> Presupuesto de Inversión Energía de Cocina con Pastos. ....	76
<b>Tabla 5.6.</b> Costes de Operación y Mantenimiento de las Fuentes de Energía Para Cocinar.....	76
<b>Tabla 5.7.</b> Flujo y periodo de recuperación de la inversión del GLP y Biogás para sustitución de leña. ....	78
<b>Tabla 6.1.</b> Fuentes de información utilizadas para las etapas y subetapas del sistema. La información se divide en Experimental (E), Local (L) y Otros (O). ....	90
<b>Tabla 6.2.</b> Prácticas agrícolas y rendimientos de metano del pasto. ....	92
<b>Tabla 6.3.</b> Matriz Eléctrica de Colombia.....	93
<b>Tabla 6.4</b> Lista de entradas incluida en el digestor doméstico para la vida útil de 10años. ....	95
<b>Tabla 6.5.</b> Entradas para la producción y mantenimiento de la botella de GLP.....	96
<b>Tabla 6.6.</b> Emisiones en la cocción para la unidad funcional (2.400 MJ de calor útil). ....	96
<b>Tabla 6.7.</b> Caracterización de impactos del Biogás BMFG y BOFG para la unidad funcional (2.400 MJ de calor útil).....	97
<b>Tabla 6.8.</b> Comparación de impactos del ciclo de vida para la unidad funcional (2.400 MJ de calor útil). ....	100

# ÍNDICE DE FIGURAS

---

<b>Figura 1.1.</b> Ciclo de Aprovechamiento de la Biomasa (Mobius, 2019).....	3
<b>Figura 1.2.</b> Secuencias metabólicas y rutas de transformación en la digestión anaerobia de residuos orgánicos. Fuente: Haandel y Lettinga (1995). .....	5
<b>Figura 1.3.</b> Clasificación de carbohidratos de la célula vegetal (Castaño, 2004).....	10
<b>Figura 3.1.</b> Configuración de los digestores piloto. (a) SDBS1 sin recirculación de lixiviados y b) SDBS2 con recirculación de lixiviados) .....	40
<b>Figura 3.2.</b> Establecimiento del Cultivo .....	41
<b>Figura 3.3</b> Rendimiento agronómico del cultivo de King Grass a diferentes edades de cosecha aplicando digerido más fertilización complementaria a) química y b) orgánica. ....	47
<b>Figura 4.1.</b> Rendimiento específico de metano a lo largo del tiempo para edades de cosecha (n = 3). .....	62
<b>Figura 4.2.</b> Rendimiento de metano específico a lo largo del tiempo para los tres métodos de reducción de tamaño (n = 3). .....	64
<b>Figura 6.1.</b> A. Escenarios de cocción evaluados y B. Procesos considerados.....	89
<b>Figura 6.2.</b> Impactos del Ciclo de Vida normalizados y ponderados para 2.400MJ de calor útil a partir de BMFG y BOFG.....	98
<b>Figura 6.3.</b> Comparación de impactos del ciclo de vida de las fuentes de suministro de energía de cocción para 2.400MJ de calor útil. ....	100

## Agradecimientos

---

Parecería frase de cajón decir: "Creí que nunca terminaría la Tesis Doctoral". Pero creo que en mi caso ha sido más real y vivida dicha frase que en muchos otros. Y es que son muchos los sucesos que directa o indirectamente ocasionaron algún retraso o el éxito mismo.

Pero sin lugar a dudas si he podido llegar a este punto ha sido gracias a que nunca estuve solo y por tanto quiero expresar mis más sinceros agradecimientos.

A la profe Patricia, quien recuperándose de afecciones a la salud y en año sabático fue un soporte fundamental tanto anímica como técnicamente en la estructuración de las publicaciones relacionadas con la Tesis.

A mis padres y familiares por su colaboración y por darme ánimo para seguir adelante a pesar de los obstáculos. Son pocos los obstáculos de esta Tesis comparados con el Alzheimer de mi madre, pero el ejemplo de constancia que me ha dado mi padre ha sido un combustible alternativo renovable para mí.

A mi esposa y a mis hijos, Jerónimo, Isabella y el/ la que está por llegar, porque han sacrificado de su tiempo y reequilibrado mi corazón para dar lo mejor de mí.

Al tío Darío, don Ávaro y Oscar que me ayudaron en la cosecha de los pastos y los carques y descarques de los biodigestores.

A las Lauras Burqos y Tey, que me instruyeron sobre las analíticas en el GIRO, a Brayan, a Lina y a mi hermana May, que me ayudaron con los montajes y seguimiento de los BMP. A Marta Torrellas y Assumpció que con paciencia y dedicación me formaron para la realización de los ACV en SIMAPRO. A todo el personal del GIRO, IRTA, UNIVALLE y otros tesisistas que estuvieron implicados en algún momento como Xavier Flotats, Francesc, Ana Sotres, Anna Burniol, Juank Jaimes, Francisco Velasco, Fabián Moreno. A Boris Lazzarini y Santiago Gassó que me animaron a continuar mi Tesis desde Colombia y al personal administrativo de la escuela de doctorado de la UPC.

Al entonces departamento administrativo de Ciencia Tecnología e Innovación de Colombia COLCIENCIAS, ahora MINCIENCIAS, por el crédito-beca Francisco José de Caldas concedido para mis estudios.

Y por supuesto, gracias a mis directores August Bonmatí y Jordi Palatsi, por la oportunidad de investigar con el GIRO y luego con el IRTA, por seguir creyendo que era posible a pesar del tiempo, la distancia, mis dudas, mis temores y las barreras culturales. August, gracias por la dirección de mi Tesis y sobre todo por el ánimo y esfuerzo en esta recta final.

Finalmente, gracias a Jehová mi Dios que me ha permitido culminar esta etapa y afianzarme en el oficio de la investigación científica. Él me ha escuchado, sabe que confío plenamente en él y que tengo presente que mis pasos no me corresponde dirigirlos a mi mismo ni el camino me pertenece.

(Jeremías 10:23)

# CAPÍTULO 1.

## Introducción General

---

### ***1.1 Requerimientos energéticos en viviendas rurales***

La disponibilidad de servicios públicos básicos es una condición necesaria para el desarrollo de las poblaciones rurales. De este modo, se contribuye a un desarrollo económico geográficamente más homogéneo y se reducen los desplazamientos poblacionales hacia las grandes ciudades. Sin embargo, de acuerdo con el Banco Mundial, a día de hoy unos 2.200 millones de personas en todo el mundo no tienen acceso a servicios de agua potable gestionados de manera segura, 4.200 millones no cuentan con servicios de saneamiento adecuados, 789 millones de personas aún viven sin electricidad y cerca de 3.000 millones cocinan o calientan sus casas con combustibles como leña u otra biomasa similar (World Bank, 2021).

La leña tiene un poder calorífico bajo y puede causar toxicidad si las cocinas no están bien ventiladas y la combustión no es completa. La población que muere anualmente de forma prematura por enfermedades atribuibles a la contaminación del aire interior causada por el uso de combustibles sólidos ineficientes es de 3,8 millones de personas, del mismo orden que los fallecidos que ha dejado la pandemia de la COVID-19 desde su inicio y hasta la fecha (Johns Hopkins University, 2021; OMS, 2018). El Gas Propano Licuado (GLP) es el principal sustituto de la leña en países en desarrollo como Colombia, donde se estima que alrededor de 13 millones de personas lo utilizan como combustible para cocinar, siendo el consumo anual por vivienda es de 132 kg, equivalente a 6.000MJ aproximadamente (GASNOVA, 2019). La Tabla 1.1 presenta las demandas equivalentes de energía de cocción con diferentes fuentes para una vivienda tipo.

**Tabla 1.1.** Demanda equivalente de energía de cocción, familia rural tipo.

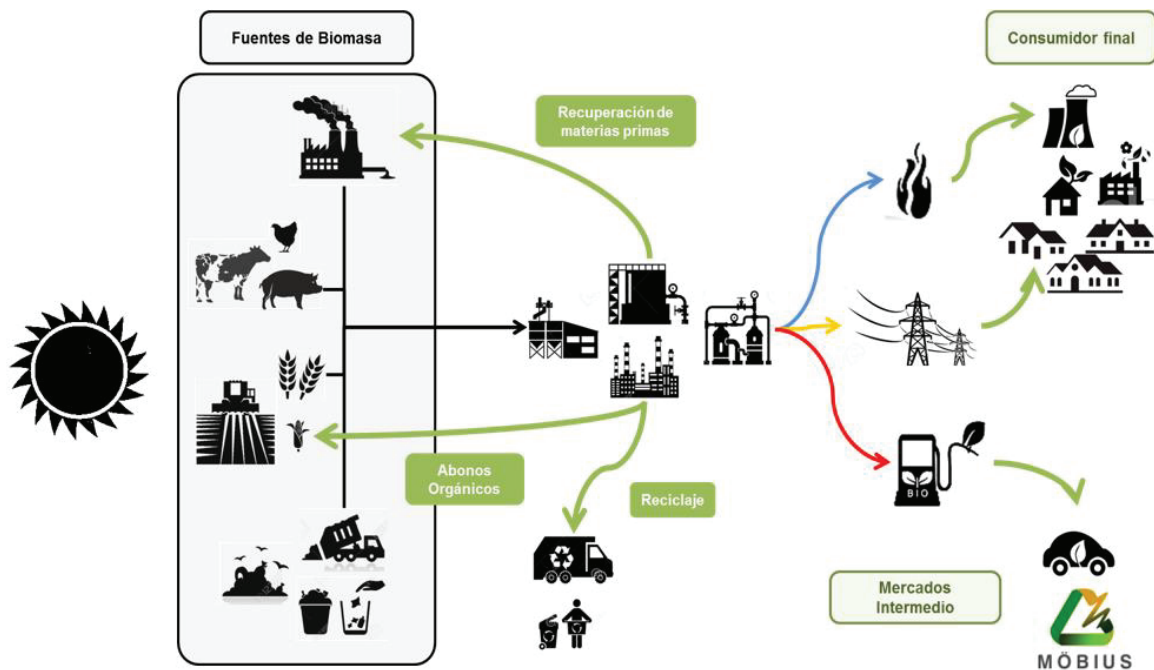
Demanda de Calor Útil (MJ/año)	Fuente Energética	Eficiencia Térmica	Energía Combustible (MJ/año)	Unidad Referencia (UR)	PCI (MJ/UR)	Demanda Anual (UR)	Demanda Diaria (UR)
2400	GLP	40%	6.000	kg	46,4	129,3	0,35
	Biogás	40%	6.000	m <sup>3</sup> <sub>Bg</sub>	24	250,0	0,68
	Leña	13%	19.200	kg	12,5	1536,0	4,20

A partir de los datos anteriores, una vivienda rural tipo, de 5-6 integrantes con una demanda energética de 6.000MJ anuales de GLP, equivale a una necesidades de 2.400MJ de calor útil, considerando una eficiencia térmica del 40% (Kaushik and Muthukumar, 2018). Esto equivale aproximadamente a 1 cilindro (bombona) de GLP (80% Propano: 20% Butano) cada 2 meses, a 30 kg de leña por semana o a 680 L diarios de biogás.

La producción de biogás rural, mediante biodigestores domésticos, representa una posible solución para suplir las necesidades energéticas de cocción. Para suplir la demanda de 0,68 m<sup>3</sup><sub>Bg</sub>.d<sup>-1</sup> se requiere la tenencia de por lo menos 5 cerdos u otro ganado equivalente y disponibilidad de tierras de cultivo cercanas para la disposición del efluente tratado como fertilizante orgánico líquido. Sin embargo, no todas las fincas tienen cría de animales y donde los hay, éstos no se encuentran estabulados, lo que dificulta la recolección del estiércol para la posterior generación del biogás.

### **1.2 Energía renovable a partir de la digestión anaerobia de biomasa**

La biomasa es la materia de origen orgánico, acumulada en un ser o individuo, un nivel trófico, una población o un ecosistema, que tiene su origen en un proceso biológico, espontáneo o provocado, y que es utilizable como fuente de energía, la cual puede recuperarse quemándola directamente o transformándola en combustible (Mobius, 2021). Puede decirse que la biomasa es una fuente de energía renovable, que incluye cultivos energéticos y residuos, la cual se forma mediante la captura fotosintética de energía solar almacenada como energía química en la materia orgánica (ver Figura 1.1).



**Figura 1.1.** Ciclo de Aprovechamiento de la Biomasa (Mobius, 2019).

Una finca es un gran captador de energía solar que la transforma en biomasa y, por tanto, tiene las mejores condiciones para autogenerar energía renovable y así independizarse de una fuente externa de combustible fósil, extraído y trasladado desde largas distancias. Las crisis del petróleo, que se viven de manera cíclica en el mundo, han despertado el interés en la explotación de este tipo de fuentes de energía.

De acuerdo con Nallathambi Gunaseelan (1997) la biomasa podría resultar la fuente de energía renovable más significativa en las décadas venideras, situándose a niveles próximos a la ya consolidada energía solar y eólica. A día de hoy, la biomasa es la mayor fuente de energía renovable de Europa: aporta en la actualidad el 60% de todo el consumo de energía renovable en la Unión Europea, lo que representa el 10,3% del consumo de energía total (RETEMA, 2021).

La biomasa de menor costo y más universal que existe en zonas rurales es el pasto, natural o cultivado. En los países con climas tropicales estos pastos se producen todo el año y su rendimiento depende principalmente de la disponibilidad de agua, ya sea por precipitación o riego. Los pastos juegan un papel importante en la agricultura global, cubriendo  $3,2 \times 10^9$  ha en el año 2018, que corresponde al 24% de la superficie terrestre (FAO, 2021). Sin embargo, en Colombia la biomasa como fuente energética



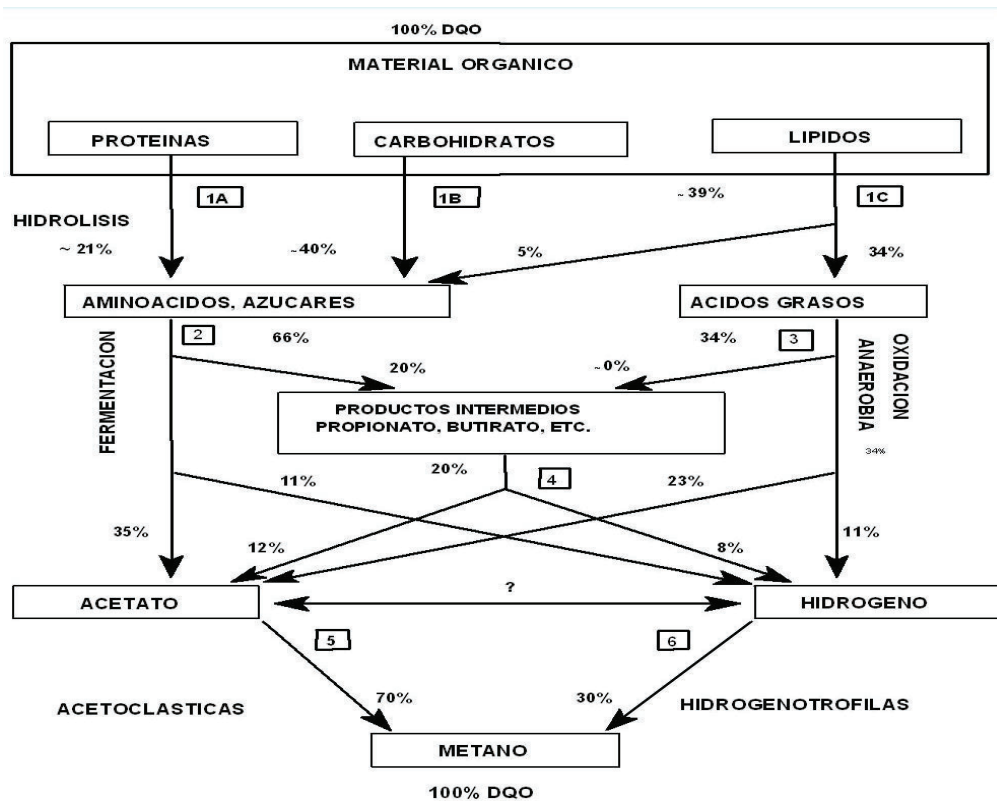
es empleada en su gran mayoría solo por industrias de tipo agroindustrial, como en el caso de las azucareras, extractoras de aceite de palma o las industrias procesadoras de café, siendo su combustión directa la alternativa mayoritaria (Arévalo, 2015).

La Digestión Anaerobia (DA) es una tecnología muy conocida y atractiva que se puede utilizar para producir energía renovable. Una gran variedad de sustratos, tales como aguas residuales municipales e industriales (Lettinga, 1995), desechos animales (Flotats et al., 2009; Garfí et al., 2016) y lodos de depuradora (G. Silvestre et al., 2015; Torres-Lozada et al., 2015), entre otros, son utilizados ampliamente en digestores anaerobios. En los últimos años, el uso de sustratos ligno-celulósicos y materias primas con alto contenido en sólidos, como la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), residuos de cultivos, pastos y forrajes para ensilaje, ha recibido una atención considerable (Nizami and Murphy, 2010; Parra-Orobio et al., 2018; Rodriguez et al., 2017; Gracia Silvestre et al., 2015).

### **1.3 Fundamentos del proceso de digestión anaerobia**

La digestión anaerobia (DA) es un proceso microbiológico en ausencia de oxígeno en el que la materia orgánica se degrada progresivamente por una población bacteriana heterogénea, hasta la producción de biogás. La DA es una de las principales estrategias de gestión de residuos, en la cual se procesa su fracción orgánica y se produce biogás simultáneamente. El biogás es una fuente alternativa de energía renovable, compuesto principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), que puede resultar adecuado para aplicaciones de transporte, producción de energía eléctrica y cocción (Vijin Prabhu et al., 2021).

La DA es un proceso complejo, que resulta de una secuencia de transformaciones en las que participan diversos tipos de microorganismos. La materia orgánica inicialmente es hidrolizada obteniendo aminoácidos, ácidos grasos y azúcares, luego es fermentada a ácidos grasos volátiles (AGV), obteniéndose como producto principal el acetato. En una última etapa, la metanogénesis, el acetato se convierte a metano directamente o sigue un paso intermedio de conversión en hidrógeno (Figura 1.2).



**Figura 1.2.** Secuencias metabólicas y rutas de transformación en la digestión anaerobia de residuos orgánicos. Fuente: Haandel y Lettinga (1995).

Debido a que los mecanismos de transporte celular no permiten el paso de moléculas de gran peso molecular, las bacterias han desarrollado una estrategia para transformar las sustancias de gran tamaño y peso en sustancias más simples y solubles; a este proceso se le denomina hidrólisis y consiste en la excreción al medio exterior, de exoenzimas que transforman sustancias complejas a sus unidades sencillas como aminoácidos, ácidos grasos, azúcares, ácidos nucleicos, etc. (Chernicharo, 2013). Los productos solubles obtenidos de la hidrólisis son metabolizados en el interior de las bacterias fermentativas y se convierten en compuestos más simples como AGV; tales como ácido acético, propiónico y butírico principalmente, alcoholes, gas carbónico, hidrógeno, amonio, ácido sulfhídrico, además de nueva biomasa. Como el principal producto de la fermentación son los ácidos grasos volátiles a estas bacterias se les conoce como fermentativas acidogénicas (Chernicharo, 2013). Las bacterias acetogénicas son las responsables de la oxidación anaerobia de los productos generados en la fase acidogénica en

productos apropiados para la metanogénesis. Los productos generados son: hidrógeno, dióxido de carbono y acetato. Al mismo tiempo que se produce acetato, se genera gran cantidad de hidrógeno que consume la alcalinidad presente en el medio.

Finalmente, las archaeas metanogénicas, consumen el hidrógeno y el acetato para formar metano, disminuyendo el impacto de los ácidos en el sistema. Debido a que estos microorganismos sólo utilizan una limitada variedad de sustratos (acetato, hidrógeno/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas y monóxido de carbono), las archaeas metanogénicas han sido clasificadas en dos grupos acorde con su afinidad al sustrato: las acetoclásticas, que utilizan acetato, y las hidrogenotróficas, que utilizan hidrógeno y dióxido de carbono para formar el metano (Chernicharo, 2013).

#### **1.4 Pastos como fuente de biomasa para el proceso de digestión anaerobia**

##### **1.4.1. Producción Agronómica de Pastos**

De acuerdo con FAO (2021), las praderas y pastos permanentes corresponden a la tierra utilizada permanentemente, durante cinco años o más, para producir cultivos de forraje herbáceo, ya sea que éstos crezcan de manera natural (pradera salvaje o tierra de pastoreo) o que sean cultivados.

Según Soussana et al. (2007) el término pastizales permanentes comprende los tres tipos de manejo: 1) siembra o pastos perennes de uso intensivo como biomasa para la generación de energía, 2) pastos permanentes intensivos y 3) pastizales semi-naturales o praderas. En los últimos 25 años el uso de pastizales para bioenergía ha aumentado considerablemente en Europa y Norteamérica con producciones notables de biomasa y energía, siendo la producción de biogás y su uso directo como combustible sus aplicaciones más comunes (Prochnow et al., 2009). La Tabla 1.2 presenta un resumen de rendimientos agronómicos de varias especies de pastos en diferentes climas con países ejemplo.

## Capítulo 1

**Tabla 1.2.** Rendimientos agronómicos de diferentes pastos en diferentes climas.

CLIMA (País o Región)	Nombre Común	Nombre Científico	Rendimiento (t <sub>MS</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	Referencia
<b>TEMPLADO GENERAL</b> (EUA, UE)	Trigo crestado	<i>Agropyron desertorum</i>	16,3	(Lewandowski et al., 2003)
	Gran bluestem	<i>Andropogon gerardii</i>	11,9	
	Pasto Bermudas	<i>Cynodon dactylon</i>	1,0-1,9	
	Pasto llorón	<i>Eragrostis curvula</i>	6,8-13,7	
	Festuca alta	<i>Festuca arundinacea</i>	3,6-11,0	
	Switchgrass	<i>Panicum virgatum</i>	0,9-34,6	
	Pasto elefante	<i>Pennisetum purpureum</i>	22,0-31,0	
<b>TEMPLADO BOREAL</b> (Finlandia)	Brasil	<i>Phalaris arundinacea</i>	1,6-12,2	(Seppala et al., 2009)
	Pasto ovillo	<i>Dactylis glomerata</i>	2,3-6,4	
	Festuca alta	<i>Festuca arundinacea</i>	1,1-6,0	
	Brasil	<i>Phalaris arundinacea</i>	2,9-13,7	
<b>TEMPLADO MEDITERRANEO</b> (Italia)	Bohordillo	<i>Phleum pratense</i>	1,5-3,8	(Corleto et al., 2009)
	Gramma avena	<i>Bouteloua curtipendula</i> cv. <i>El reno</i>	2,6-10,9	
	Pasto bufalo	<i>Buchloe dactyloides</i>	2,0-8,6	
	Pasto de Rodas	<i>Chloris gayana</i> cv. <i>Pioneer</i>	13,2-19,0	
	Pasto llorón	<i>Eragrostis curvula</i>	8,3-28,3	
	Festuca Alta	<i>Festuca arundinacea</i> cv. <i>Penna</i>	1,2-17,7	
	Klein grass	<i>Panicum coloratum</i> cv. <i>Bambatsi</i>	9,2-12,8	
	Pasto Guinea	<i>Panicum maximum</i> cv. <i>Gatton</i>	10,0-24,5	
	Switchgrass	<i>Panicum virgatum</i> cv. <i>Blackwell</i>	3,9-15,8	
	Pasto miel	<i>Paspalum dilatatum</i>	1,9-20,1	
	Zacatón alcalino	<i>Sporobolus airoides</i>	1,1-8,3	
	Pasto Indú	<i>Sorghastrum nutans</i> cv. <i>Cheyenne</i>	1,4-14,8	
	Sorgo negro forrajero	<i>Sorghum almum</i>	29,5-50,1	
	Sorgo Silk	<i>Sorghum halapense</i> x <i>Sorghum roxburghii</i>	28,3-45,9	
<b>TROPICAL ASIA</b> (Tailandia)	Atratum	<i>Paspalum atratum</i>	6,2-9,8	(Hare et al., 2009)
	Ruzi	<i>Brachiaria ruziziensis</i>	8,3-10,4	
	Pasto Guinea	<i>Panicum maximum</i>	6,8-15,1	
	Mulato	<i>Brachiaria híbrido</i> cv. <i>Mulato</i>	10,7-14,2	
<b>TROPICAL AMÉRICA</b> (Venezuela)	Brachiaria	<i>Brachiaria brizantha</i>	11,9-17,8	(Márquez et al., 2007)
	Elefante morado	<i>Pennisetum purpureum</i>	32	
	Maralfalfa	<i>Pennisetum purpureum</i> x <i>Pennisetum glaucum</i>	57	
<b>TROPICAL AMÉRICA</b> (Colombia)	Brachiaria	<i>Brachiaria brizantha</i>	8,0-33,2	(Miles et al., 1998) (Roncallo F. et al., 2012) (Rua-Franco, 2008)
	Maralfalfa	<i>Pennisetum purpureum</i> x <i>P.ennisetum glaucum</i>	10,0-67,2	
	Pasto elefante	<i>Pennisetum purpureum</i>	12,0-73,2	
	King grass	<i>Pennisetum purpureum</i> x <i>Pennisetum thyphoides</i>	14,0-54,6	
	Imperial	<i>Axonopus scoparius</i>	8,0-14,0	
	Brasil	<i>Phalaris arundinacea</i>	5,0-10,0	

Se observa que los rendimientos máximos reportados para pasto *elefante*, son mayores en Colombia, con valores de 73,2 t<sub>MS</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>, frente a 31 t<sub>MS</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> reportados en clima templado para la misma especie. Esto se explicaría por la capacidad del trópico de producción los 12 meses del año en lugar de seis como ocurre en los climas con estaciones. Debe destacarse también que en el mismo clima templado hay grandes diferencias de rendimientos dependiendo los sub-climas, con valores máximos reportados para *festuca alta* de 6,0 t<sub>MS</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> en Finlandia frente a los 11,0 t<sub>MS</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> en el clima templado general y para *pasto llorón* de 28,3 t<sub>MS</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>

## Capítulo 1

$1 \cdot a^{-1}$  en Italia frente a los  $13,7 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  en el clima templado en general (Tabla 1.2). De manera similar, en el clima tropical también se presentan diferencias para una misma especie bajo diferentes condiciones geográficas. Mientras el rendimiento máximo de *Brachiaria* es  $17,8 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  en Tailandia, la misma especie presenta rendimientos de  $33,2 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  en Colombia (Tabla 1.2). Por otro lado, se observa que en climas tropicales los rendimientos mínimos de las especies reportadas son mayores que los de las especies reportadas en clima templado, lo que se explica por la prevalencia de climas más homogéneos en este tipo de regiones. También se destacan los buenos rendimientos en clima tropical de especies mejoradas como el *King Grass* y el *Maralfalfa*. En el caso particular de Colombia, país de clima tropical donde se desarrollará esta investigación, se observa que los cuatro pastos de mejor rendimiento son: *Elefante*, *Maralfalfa*, *King Grass* y *Brachiaria*.

### 1.4.2. Características de los Pastos

Típicamente los pastos que se usan para biomasa se caracterizan en términos de materia seca (MS) y contenido de cenizas. Sin embargo, existe un grupo complementario de análisis químicos que brindan información adicional de utilidad cuando su destino es su uso en digestión anaerobia: proteína cruda (PC), extractos de éter (EE), fibra neutro detergente (FND), fibra ácido detergente (FAD), celulosa, hemicelulosa y lignina, los que permiten hacer una estimación de su rendimiento teórico de metano (Triolo et al., 2011).

PC es un término convencional empleado para nombrar sustancias nitrogenadas tales como: nitrógeno mineral, amoniacal, aminoácidos, y proteínas. Su determinación es de acuerdo a su contenido de nitrógeno total (N) el cual se multiplica habitualmente por el factor de conversión proteico de 6,25.

Los carbohidratos son por definición compuestos de carbón, hidrógeno y oxígeno que cumplen la fórmula  $C_x(H_2O)_y$ . No obstante, muchas sustancias catalogadas como carbohidratos no cumplen esta fórmula general. Según la estructura química los carbohidratos se clasifican en monosacáridos, que no se degradan por hidrólisis; oligosacáridos, que contienen de dos a diez unidades de monosacáridos; y

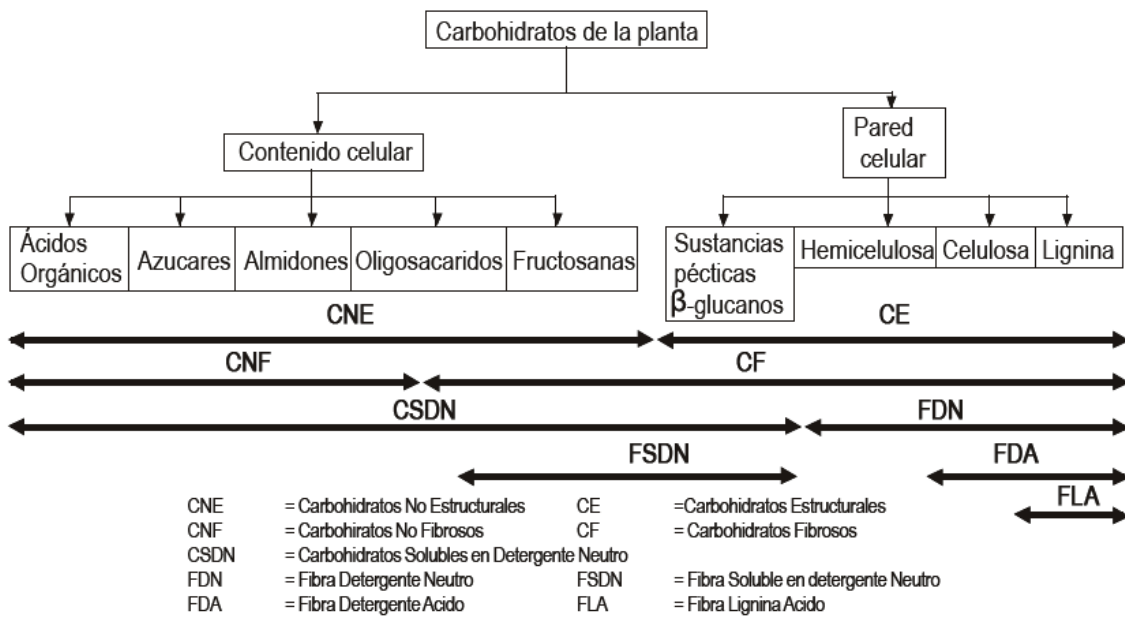
## Capítulo 1

polisacáridos, constituidos por más de diez unidades de monosacáridos (National Research Council, 2001).

A nivel nutricional existe una clasificación diferente. Los carbohidratos no fibrosos (CNF) son aquellos que pueden ser digeridos por las enzimas de los mamíferos; tales como ácidos orgánicos, azúcares, almidones y algunos oligosacáridos. Los carbohidratos fibrosos (CF) son aquellos que no pueden ser digeridos por las enzimas de los mamíferos, por lo cual su digestión depende de los microorganismos así como ocurre con las sustancias pépticas, (1-3)(1-4)- $\alpha$ -glucanos y otros oligosacáridos. Del mismo modo ocurre con la hemicelulosa, celulosa y la lignina. Es importante resaltar que la mayoría de los CF están presentes en la pared celular de los tejidos vegetales, pero algunos también se encuentran en el interior de la misma (Moore and Hatfield, 2015).

La celulosa y la hemicelulosa constituyen cadenas largas de unidades de glucosa. El enlace químico entre dos unidades de glucosa es fácilmente roto en el caso del almidón, pero en la celulosa el enlace resiste el ataque de enzimas digestivas de los mamíferos. Sin embargo, bacterias como las presentes en el rumen poseen las enzimas que pueden extraer glucosa de este tipo de estructuras químicas (Dehority and Scott, 1967).

Según la localización en la célula vegetal los carbohidratos de las plantas se dividen en estructurales (CE) y no estructurales (CNE). Los CNE se encuentran en el interior de la célula vegetal y generalmente son más digestibles que los CE que se encuentran en la pared de la misma (National Research Council, 2001). Los CNE son azúcares, almidones, ácidos orgánicos y fructosas y son medidos en la FND junto con las sustancias pépticas y los (1-3) (1-4)- $\alpha$ -glucanos (Castaño, 2004). La Figura 1.3 se muestra la clasificación de los carbohidratos de la célula vegetal.



**Figura 1.3.** Clasificación de carbohidratos de la célula vegetal (Castaño, 2004).

La pared celular vegetal se compone de: celulosa, hemicelulosa, pectina, lignina y sílice. La celulosa es el mayor componente estructural de la pared celular de las plantas, varía entre un 20 y 40% del total de la materia seca; desde el punto de vista químico, es un polímero de unidades D-glucosa unidas por enlaces del tipo  $\beta$ -1,4; por lo tanto, la celulosa es esencialmente insoluble y extremadamente resistente a la degradación enzimática (Estrada Alvarez, 2002), siendo digerible solamente por la acción de los microorganismos como las bacterias celulolíticas que se encuentran en el rumen y en comunidades microbianas de los procesos de digestión anaerobia. Estas bacterias son capaces de degradar la celulosa generando ácidos grasos volátiles (Bernal, 2003), que son productos intermedios de la producción de metano.

La hemicelulosa es una mezcla compleja y heterogénea de un gran número de diferentes polímeros de monosacáridos que incluyen glucosa, xilosa, manosa, arabinosa y galactosa. Constituye entre el 16 y el 21% de la MS. Es menos resistente a la degradación química que la celulosa y se define como un carbohidrato soluble en soluciones alcalinas diluidas. También puede ser hidrolizada por tratamientos de relativa baja acidez. Es la fracción de la pared celular vegetal asociada a la lignina (Estrada Alvarez, 2002). La cantidad de hemicelulosa no se ve muy afectada por la edad de la planta (Bernal, 2003).



## Capítulo 1

La pectina se encuentra principalmente en los espacios que están entre las paredes celulares de la planta. Su estructura básica es un polímero de unidades de ácido D-galacturónico, unidos por enlaces  $\alpha$ -1,4 espaciales con unidades de ramnosa en enlaces del tipo 1,2. No existen enzimas de mamíferos capaces de hidrolizar la pectina; sin embargo, es susceptible de degradación microbiana bajo las condiciones de la digestión anaerobia (Estrada Alvarez, 2002).

La lignina es un compuesto, no perteneciente a los carbohidratos, que aporta el soporte estructural de las paredes celulares de las plantas, es decir, da rigidez a la pared celular. Es un polímero amorfo de derivados de fenil-propano de elevado peso molecular. Su contenido aumenta conforme la planta madura y sus enlaces químicos, en especial con hemicelulosa y celulosa, reducen en forma notable la digestibilidad de estas últimas. Ninguna enzima de los mamíferos puede atacar a la lignina. El tratamiento con álcali de los pastos con alto contenido de lignina, como las pajas, permite el desdoblamiento del enlace hemicelulosa lignina, ello mejora la digestibilidad de la hemicelulosa, pero no destruye la lignina (Estrada Alvarez, 2002).

La fibra cruda está formada de paredes celulares consistentes de celulosa y lignina; su contenido en plantas jóvenes es del 22-25%, del 30-40% en plantas adultas y es particularmente alta en pastos de fibras duras. El contenido de fibra cruda aumenta con la edad de la planta y también depende en cierto grado, de la temperatura en la que se desarrolle el pasto; pues a medida que aumenta la temperatura aumentara el contenido de fibra cruda y ésta es normalmente más alta en los pastos tropicales que en los climas subtropicales donde el contenido de fibra cruda aumenta conforme la edad de la planta y más rápido que en los pastos de zonas templadas (Bogdan, 1997).

Los extractos etéreos (EE) contienen grasas y aceites etéreos; su contenido es por lo general del orden de 1-3%<sub>MS</sub>. Valores superiores al 5-6%<sub>MS</sub> indican una elevada presencia de aceites etéreos. Los lípidos tienen diferentes componentes, pero la mayor parte de ellos están compuestos por galactolípidos y fosfolípidos (Estrada Alvarez, 2002).



## Capítulo 1

La Tabla 1.3 hace un resumen de las características fisicoquímicas de los pastos *Brachiaria*, *King Grass*, *Elefante* y *Maralfalfa*. Para los tres últimos, se presentan adicionalmente datos a diferentes tiempos de corte.

**Tabla 1.3.** Características fisicoquímicas de los pastos *brachiaria*, *king grass*, *elefante* y *maralfalfa*.

COMPONENTE	ESPECIE										
	BRACHIARIA <sup>1</sup>	KING GRASS <sup>2</sup>			ELEFANTE <sup>3</sup>				MARALFALFA <sup>4</sup>		
Edad de Corte (d)	-	60	75	90	28	42	56	70	47	60	90
MS, %	24,5	13,03	13,79	14,43	12,7	16,5	29,5	35,5	9,4	10,7	26
PC, %	7,77	9,56	8,7	8,42	18,5	14,9	13,0	11,2	11,8	9,8	3,3
EE, %	-	1,41	1,37	1,29	-	-	-	-	-	-	-
Cenizas, %	-	14,47	13,86	13,61	18,9	19,2	17,9	15,9	-	-	-
FND, %	69,21	73,78	75,48	76,91	50,9	57,5	56,5	63,3	64,6	68,3	81,9
FAD, %	41,18	46,53	49,77	51,83	32,9	39,9	37,3	45,4	47,3	46,6	61,7
Celulosa, %	-	34,38	36,47	38,28	29,5	35,7	31,8	27,5	-	-	-
Hemicelulosa, %	-	27,25	26,23	24,71	18,0	17,6	19,2	17,9	17,3	21,7	20,2
Lignina, %	-	12,15	13,3	13,59	3,4	4,2	5,5	17,9	-	-	-

<sup>1</sup> Cuervo Vivas et al. (2019).

<sup>2</sup> Chacón-Hernández y Vargas-Rodríguez (2009).

<sup>3</sup> González et al. (2011).

<sup>4</sup> Carulla et al. (2004).

### 1.4.3. Potencial de metano de los pastos

A diferencia de los rendimientos agronómicos de los pastos, los rendimientos de metano a escala de laboratorio no deberían presentar diferencias substanciales relacionadas con el clima, siempre que su composición química, las condiciones ambientales y la tecnología empleada sea similar.

Blokhina et al. (2011) evaluaron en Alemania el rendimiento de producción de metano de diferentes pastos frescos entre los cuales se encontraban tres especies de pasto mezcladas (*Alopecurus pratensis*, *Phalaris arundinacea* y *Carex spec*) que presentaron rendimiento medio de 0,24 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·kg<sup>-1</sup>SV. Seppälä et al. (2009), evaluando cuatro especies de pasto (*Dactylis glomerata*, *Festuca arundinaceae*,

## Capítulo 1

*Phalaris arundinaceae* y *Phleum pratense*) cultivado bajo las condiciones del clima boreal, encontraron que los rendimientos globales para todas las especies bajo diferentes condiciones experimentales se mostraron en el rango de 0,25 a 0,39  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$ , similar a los rendimientos obtenidos por Riau et al. (2021) en clima mediterráneo entre 0,28 y 0,32  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$  en tres especies de cultivos de captura de nitrógeno cultivados en Cataluña. Cadavid Rodríguez y Bolaños Valencia (2016) evaluaron pastos de áreas verdes en la ciudad de Palmira-Colombia encontrando  $0,327 \pm 2 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$ . Molinuevo-Salces et al. (2015) encontraron 0,154-0,223  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$  en plantas herbáceas en Dinamarca. Hidaka et al. (2013) analizaron el potencial de metano en pastos picados de áreas públicas en Japón y encontraron 0,26 a 0,33  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$ . Triolo et al (2011) encontró 0,373 a 0,438  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$  en pasto *Festulolium* en Dinamarca.

La literatura reporta mejores rendimientos con el uso de pre-tratamientos como el ensilado. De acuerdo con Murphy et al. (2011) los rendimientos de metano de los pastos ensilados varían entre 0,29 y 0,47  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$ , mientras otros estudios reportan rangos de 0,32 a 0,51  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$  (Nizami and Murphy, 2010), de 0,42 – 0,63  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$  (Pouech et al., 1998) y 0,34 – 0,39  $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$  (Riau et al., 2021).

Desde el punto de vista de la composición química de los pastos también es posible establecer estimaciones de su rendimiento teórico de metano. Para calcular dicho rendimiento teórico de acuerdo con Triolo et al. (2011) se aplican formulas empíricas para cada componente orgánico del pasto, así: proteína ( $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ ), lípidos ( $\text{C}_{57}\text{H}_{104}\text{O}_6$ ), lignina ( $\text{C}_{10}\text{H}_{13}\text{O}_3$ ), y carbohidratos (no lignocelulósicos, celulosa y hemicelulosa) ( $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$ ). El rendimiento teórico de metano se puede estimar aplicando la ecuación (1):

$$\begin{aligned} Y_{\text{CH}_4} (\text{mL CH}_4 \cdot \text{g}^{-1}\text{SV}) \\ = \text{Lipid} \cdot 1,014 + \text{Protein} \cdot 0,496 + \text{Carbohydrate} \cdot 0,415 \quad (1.1) \\ + \text{Lignin} \cdot 0,727 \end{aligned}$$

donde  $Y_{\text{CH}_4}$  es el rendimiento teórico de metano del pasto como  $\text{mL CH}_4 \cdot \text{g}^{-1}\text{SV}$  y 1,014 es el rendimiento teórico de los lípidos (Lipid), 0,496 es el valor teórico para proteína

(protein), 0,415 es el valor teórico para los carbohidratos (carbohydrate), y 0,727 es el valor teórico para lignina (lignin), todos estos expresados como  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{SV}$ .

#### **1.4.4. Pretratamientos aplicados a los pastos**

Los materiales celulósicos, como los pastos y forrajes, son particularmente atractivos para la producción de biocombustibles debido a su relativo bajo costo y abundancia (Lynd et al., 2002). Sin embargo, estos materiales a menudo requieren pretratamientos para liberar los azúcares contenidos en las fibras de celulosa contenidas en la pared celular (Agbor et al., 2011). Los pretratamientos tienen el objetivo de descomponer la compleja estructura orgánica de la biomasa celulósica en moléculas más simples o en partículas de menor tamaño y con mayor superficie expuesta, que son más susceptibles a la degradación microbiana. El objetivo es convertir la fracción recalcitrante a una forma en la cual la hidrólisis enzimática sea efectiva, entregando el material lignocelulósico más susceptible a la acción de las celulasas (Lynd et al., 2002). Las alternativas de pretratamiento se pueden clasificar en cuatro categorías: físico, químico, fisicoquímico y biológico.

- Los pretatamientos físicos consisten en la reducción de tamaño. Existen diferentes métodos mecánicos para mejorar la digestibilidad de la biomasa lignocelulósica: reducción gruesa de tamaño (10-50 mm), picado y/o triturado (10-30 mm), molido y/o pulverizado (0,2-2 mm) (Palmowski and Müller, 2000). Estos tratamientos incrementan la superficie específica disponible y reducen el grado de cristalinidad y polimerización de la celulosa (Sun and Cheng, 2002). Sin embargo, se ha observado que la reducción de partículas de biomasa por debajo de 0,4 mm no tiene un efecto destacado en las tasas y rendimientos de hidrólisis de la biomasa (Chang et al., 1997).
- Los pretratamientos químicos consisten en la adición de ácidos, bases, solventes y líquidos iónicos que tengan efecto significativo sobre la estructura natural de la biomasa lignocelulósica (Swatloski et al., 2002). Los pretratamientos con álcalis como NaOH, KOH,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , hidracina y amonio anhidro, causan hinchazón en la biomasa incrementando la superficie interna

y disminuyendo la cristalinidad y polimerización de la celulosa. En cuanto al uso de ácidos, también tienen efecto de hidrólisis de biomasa y generalmente son agregados como diluciones debido a su poder corrosivo (Agbor et al., 2011).

- Los pretratamientos fisicoquímicos son los que mayor variedad presentan: aplicación de vapor, fraccionamiento acuoso, dilución ácida, percolación de amonio, encalado y otros. La aplicación de vapor es el método fisicoquímico más ampliamente estudiado y comúnmente aplicado para el pretratamiento de biomasa. El método consiste en someter la biomasa desde varios segundos hasta unos pocos minutos a temperaturas entre 160 y 240°C y presiones entre 0,7 y 4,8 MPa, lo que promueve la hidrólisis de la hemicelulosa y su posterior liberación (Agbor et al., 2011).
- Por último, en cuanto a pretratamientos biológicos, el ensilaje es sin duda el método de mayor uso a nivel mundial, no solo para pastos, sino también para otros cultivos energéticos como maíz, sorgo, trigo y otros. El ensilado es un proceso de conservación del forraje basado en una fermentación láctica del pasto que ocasiona una disminución del pH por debajo de 5. Para el desarrollo del proceso habitualmente no se aplican aditivos, pero en ocasiones se aplican de tres tipos: biológicos, que corresponden a bacterias lácticas seleccionadas como *Lactobacillus plantarum* o inoculaciones que incluyen cepas de *Lactobacillus buchneri*, *Enterococcus faecium* y *Pediococcus sp*; ácido fórmico y diferentes sales ácidas que causan acidez artificial al forraje; y bacteriostáticos como el cloruro de sodio que limitan el crecimiento bacteriano y la fermentación alcohólica (Bretigniere et al., 1954).

El gran uso del ensilaje de pastos en Europa y Estados Unidos se debe a que es un método eficaz para conservarlos en condiciones adecuadas para la alimentación animal y tenerlos disponibles en aquellos períodos que no se produce pasto. A diferencia de lo que ocurre en climas templados, en los países de clima tropical la producción de pastos y de especies forrajeras es posible a lo largo de todo el año por la baja oscilación térmica, siempre que se disponga de agua para el desarrollo del cultivo. Esto indica que el pretratamiento biológico mediante ensilado no es necesariamente una prioridad en el trópico,

al menos desde el punto de vista de la conservación de la materia prima para la producción de bioenergía.

## **1.5 Tecnologías de digestión anaerobia para pastos y forrajes**

### **1.5.1. Descripción General**

Bajo las circunstancias actuales en el contexto de América Latina, la digestión anaerobia de biomasa residual líquida y sólida, es un proceso con efectos positivos para el medio ambiente, puesto que la gestión habitual de estas aguas residuales y residuos se presenta como un problema ambiental en sí mismo. En estos casos el efecto de la digestión anaerobia es de reducción de carga orgánica, en el caso de la biomasa residual líquida (aguas residuales domésticas, agroindustriales y otras susceptibles de biodegradación anaerobia) y de estabilización de la materia orgánica, en el caso de la biomasa residual sólida (estiércoles, residuos agroindustriales, fracción orgánica de residuos municipales, etc); en ambos casos, tanto para la biomasa residual líquida como sólida, existe un generación simultáneo de energía renovable a través del uso del biogás generado en el proceso de digestión.

Sin embargo, cuando se trabaja con cultivos energéticos, la gestión de estos, en términos generales, no representa per se un problema ambiental, excepto en casos muy particulares como lo son los suelos degradados que se pretenden mejorar o recuperar con la instauración de cultivos como pastos y forrajes. El CO<sub>2</sub> generado en el uso de los combustibles producidos a partir de los recursos renovables, se considera neutro y, por tanto, los impactos negativos en el cambio climático son mínimos, lo que sirve de argumento a favor de las energías renovables (Jury *et al.*, 2010).

Sin embargo, en el caso del uso de cultivos de pasto como fuente de energía renovable, el efecto positivo sobre la mitigación de la emisión de GEI, se ve reducido por el uso de energía de origen fósil en las labores agrícolas, los insumos consumidos en el cultivo como los fertilizantes, el transporte de las materias primas (pastos y otras fuentes de biomasa), etc. Emisiones adicionales se derivan también del manejo mismo de la planta de biogás, del uso del biogás, de la demanda de transporte y del manejo

de las materias digeridas. Todos estos factores deben ser considerados en la búsqueda de una producción energética ambientalmente amigable y sostenible, a partir de biogás (Hartmann, 2006).

En estos casos es necesario disponer de herramientas que permitan evaluar la bondad de nuevas estrategias que se puedan plantear como la producción de biogás a partir de pastos y forrajes como estrategia para el suministro de energía de cocina en la vivienda rural, ya que su comportamiento puede ser muy diferente en función de su localización geográfica, tecnología utilizada, productividad agrícola, etc.

De acuerdo con Nizami y Murphy (2010) las tecnologías de digestión anaerobia de biomasa de pastos y forrajes se pueden clasificar según el contenido de humedad del sustrato, el número de fases o etapas, la temperatura de operación y el método de alimentación del sustrato.

### **1.5.2. Digestión Seca y Húmeda**

Según Kothari et al. (2014), de acuerdo con el contenido de materia seca los digestores anaerobios se clasifican en digestores secos y digestores húmedos, así:

- Digestores Secos son aquellos en los cuales el sustrato tiene más del 15% de materia seca, comúnmente entre el 20 y 40%.
- Digestores Húmedos, aquellos donde el sustrato tiene menos del 15% de materia seca.

El tratamiento mediante digestión anaerobia de residuos sólidos, bio-residuos y forrajes ensilados, ha promovido al desarrollo de digestores, tanto húmedos como secos específicos para estos sustratos (Franca y Bassin, 2020). En el caso de bio-digestores húmedos, si el sustrato alimentado tiene mayor contenido de materia seca que el 15%, como los pastos y forrajes, se requieren pretratamientos como picado y dilución. Por otro lado, los sistemas secos en discontinuo emplean típicamente un sistema de alimentación con alto contenido de sólidos sin dilución inicial y con recirculación de lixiviados, que habitualmente se le llama sistemas de percolación.

Estos sistemas no usan sistemas de agitación y, por tanto, la demanda de energía en la operación es baja (Vandevivere et al., 2002).

El reactor de mezcla completa (CSTR por sus siglas en inglés) es la configuración más comúnmente usada en los digestores húmedos (Weiland, 2006). Las demandas de energía invertida de este tipo de sistemas son mayores que las de los digestores secos ya que requieren dilución, bombeo y agitación del reactor. Así mismo, presentan problemas derivados de la tendencia de los pastos y forrajes a flotar y atascarse alrededor de los agitadores (Thamsiriroj and Murphy, 2010). Sin embargo, un mecanismo de mezcla efectivo puede reducir significativamente dichos problemas.

### **1.5.3. Digestión en una y dos etapas**

En la digestión de una etapa todas las fases microbiológicas de la digestión anaerobia ocurren en un mismo reactor, mientras en la de dos etapas, las diferentes fases microbianas se producen en dos reactores diferentes. En la digestión de dos etapas las fases de hidrólisis y acidogénesis ocurren en el primer reactor y las fases de acetogénesis y metanogénesis en el segundo. El concepto de dos etapas de digestión surge como respuesta a necesidades de optimización de proceso que resultan en un potencial incremento de la producción de biogás en los digestores más pequeños (Nizami and Murphy, 2010).

El sistema de una etapa continúa siendo el más habitual debido a la simplicidad en operación, reducción de costos y menores problemas técnicos. Las principales tecnologías a escala industrial y comercial incluyen Dranco, Kompogas, Valorga, Laran y Bekon, aunque la literatura científica es variada en cuanto a los tipos de reactor a escalas piloto y de laboratorio, conduciendo la mayoría de los estudios a sistemas en dos etapas (Franca and Bassin, 2020).

### **1.5.4. Digestión discontinua y continua**

Los procesos de digestión seca en discontinuo ofrecen un sistema robusto y simple de operación. El sustrato almacenado se introduce en el digestor por cargas, y en el

momento que se establecen las condiciones anaerobias, la producción de biogás se inicia. El biogás producido va incrementando paulatinamente hasta llegar a un máximo, a partir del cual comienza a decrecer. Habitualmente no se espera que cese la producción total de biogás, sino que se busca el óptimo entre tiempo de operación y biogás residual, momento en que se vacía parcialmente el digestor. Parte del sustrato no extraído del reactor puede utilizarse como inóculo del siguiente ciclo de alimentación, y el reactor se carga de nuevo repitiéndose el proceso (Nizami et al., 2010).

En los digestores continuos el sustrato se alimenta de manera continua de manera mecánica y habitualmente se extrae por desplazamiento ocasionado por la entrada de nuevo sustrato. De acuerdo con Bouallagui et al. (2005) alrededor del 90% de las plantas de biogás a escala industrial operando en Europa son de tipo continuo, usados para la digestión anaerobia de FORM (Fracción Orgánica de Residuos Municipales), residuos sólidos y bio-residuos. Sin embargo, los reactores discontinuos de tipo seco pueden ser más adecuados para la digestión de pastos y forrajes, ensilados o no, en la escala de digestor doméstico debido a su alto contenido de materia seca, su fibra y la reducción de demandas de energía invertida de la tecnología. Esto es particularmente adecuado cuando se usa más de un digestor discontinuo con diferentes arranques escalonados, que puedan garantizar una producción continua del biogás (Weiland, 2006).

#### **1.5.5. Digestión psicrófila, mesófila y termófila**

Los microorganismos se pueden clasificar según el rango de temperatura en el cual se desarrollan, así encontramos los microorganismos psicrófilos, que crecen a temperaturas menores de 15°C; los mesófilos, en rangos entre 15 y 45°C; y los termófilos, a temperaturas superiores a 45°C (Romero et al., 2007).

La temperatura afecta directamente la velocidad de las reacciones biológicas, influenciando la actividad metabólica de los microorganismos que intervienen. A su vez, tiene un efecto marcado sobre la velocidad de transferencia de gases y sobre la sedimentación de algunos sólidos biológicos. La temperatura afecta no sólo la



## Capítulo 1

velocidad del proceso, sino también el nivel de degradación, o biodegradabilidad final. A bajas temperaturas, más materia orgánica permanece sin degradarse debido a que la velocidad de hidrólisis de los complejos orgánicos es más lenta (Haandel and Lettinga, 1995).

El rango óptimo para la DA denominada mesofílica se ubica entre 30 y 40°C. La operación en este rango de temperatura es más estable, requiere menor gasto de energía y tiene menos riesgos de inhibición por amonio y por ácidos grasos volátiles que el rango termófilo (Hansen et al., 1998). No obstante, también existen ventajas cuando se trabaja con rango termofílico: mayores tasas metabólicas respecto al mesófilo, lo que permite trabajar a menores tiempos de residencia; sustrato más accesible a los microorganismos, debido a una mejora en las operaciones de transferencia de masa; desinfección, ya que en menos de 1 hora a 55°C se consigue una adecuada higienización; y sistemas más adecuados para trabajar a velocidades de carga orgánica elevada, debido a la mayor velocidad de degradación (Mata-Alvarez et al., 2008).

No obstante, en climas en los que la temperatura media se mantiene durante todo el año en valores elevados (>20°C), la DA en rango por debajo del mesofílico puede ser una alternativa a evaluar, ya que las producciones de biogás acostumbran a ser suficientemente elevadas y se requieren reactores con una menor complejidad tecnológica, no siendo necesario aislarlos ni requiriendo instalaciones y equipos complementarios para mantener la temperatura del reactor. Sutter and Wellinger (1987) indican que la producción bruta de biogás por un digestor que opera a 20 °C y tiempo de retención de 40-50 días es comparable a un digestor que opera a temperatura mesofílica, pero a la mitad del tiempo de retención.

Por otro lado, Latinoamérica es la región con mayor número de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas con tecnología anaerobia y la mayoría de estas han operado de modo estable sin acondicionamiento de temperatura, en un rango de 20 – 30 °C, ubicadas principalmente en Brasil, Colombia y México (Torres, 2012).

Para los tipos de digestores seca, los pioneros se encuentran en Europa, donde el énfasis está en los sistemas de DA de alta tecnología, y Asia (principalmente India y

China), donde el foco está en tecnologías de DA simples y de menor costo para sistemas de gestión descentralizada del FORM (Franca y Bassin, 2020). Las zonas rurales de menores ingresos en el contexto latinoamericano, donde la economía se basa en la agricultura familiar de subsistencia, también han optado por tecnologías simples y de bajo coste para producir gas de cocción, donde la principal alternativa de DA implementada son los digestores tubulares sin acondicionamiento de temperatura, con volúmenes aproximados de 6 a 10 m<sup>3</sup> (Garfí et al., 2016). No obstante, este tipo de sistemas presenta limitaciones respecto a su durabilidad y capacidad de manejar sustratos con alto contenido de materia seca y fibra, que son los de mayor disponibilidad.

## **1.6 Herramientas para la evaluación ambiental de procesos**

### **1.6.1. Herramientas de análisis**

Existen distintas herramientas para el análisis de impactos ambientales, entre ellas: la Huella Ecológica, el Análisis de Emergía o Síntesis de Emergía, la Huella Ecológica Emergética, la Huella de Carbono y el Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

La Huella Ecológica es una herramienta ampliamente utilizada en las comunidades políticas y ecológicas, incluidas organizaciones como la Organización de Alimentos y Agricultura (FAO por sus siglas en inglés) de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), debido a su forma didáctica de presentación de los impactos de la actividad humana sobre la naturaleza como la superficie requerida para suplir sus consumos y sus residuos generados. No obstante, ha recibido críticas como ocurre con todas las herramientas que intentan evaluar de esta manera un concepto tan complejo como la sostenibilidad (Siche et al., 2010).

La emergía, específicamente emergía solar, es la energía solar disponible usada directa o indirectamente en las transformaciones necesarias para generar un servicio o producto. Su unidad son los emjulios solares (seJ). El Análisis de Emergía o Síntesis de Emergía es una metodología propuesta en la década de los ochenta (Zhao et al., 2013); consiste en un método integral de evaluación para tener en cuenta la calidad

## Capítulo 1

de la materia, la energía y la información dentro de los sistemas. Contabiliza todas las contribuciones de la naturaleza y la economía humana con el fin de conocer la importancia relativa de cada recurso. Se considera una medida científica de la riqueza real en términos de la energía requerida previamente para desarrollar un proceso (Siche et al., 2010).

La Síntesis de Emergía permite la contabilización de los flujos adicionales que influyen en la sostenibilidad tales como residuos, pérdida de suelo, mano de obra humana, uso de agua, entre otros. Además, toda la energía disponible usada previamente en cualquier proceso es considerada en el procedimiento de cálculo, presentando la memoria de energía del producto o proceso en los indicadores finales. No obstante, al igual que la Huella Ecológica presenta limitaciones, siendo la más relevante que no tiene indicador alguno de sostenibilidad (Siche et al., 2010).

La Huella Ecológica Emergética surge como mejora al método, mediante un nuevo enfoque en el que la huella ecológica es complementada con la emergía (Zhao et al., 2005). Aquí el consumo humano, correspondiente a seis tipos de áreas bio-productivas básicas, es transformado a una unidad de emergía común. Como resultado de este tipo de análisis se obtiene la capacidad de carga y huella ecológica de un producto o proceso con base en la emergía. Esta herramienta ha tenido su uso principal en China (Zhao et al., 2013).

Por otro lado, se encuentra la Huella de Carbono, que consiste en sumar la totalidad de Gases de Efecto Invernadero (GEI) emitidos por el efecto directo o indirecto de un individuo, organización, evento o producto. Considera todos los seis GEI del protocolo de Kioto ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , HFCs, PFCs y  $\text{SF}_6$ ) y se expresa en toneladas de dióxido de carbono equivalente ( $\text{tCO}_2\text{eq}$ ) (Schneider and Samaniego, 2010). Aunque es la principal herramienta aplicada en América Latina, limita sus conclusiones a los efectos sobre el cambio climático, sin considerar otros aspectos relevantes de la sostenibilidad como la salud humana y los recursos naturales.

Por último, el ACV es un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas con un proceso, producto o servicio mediante la identificación y cuantificación de la energía y materiales consumidos y de los residuos generados,

para valorar el impacto de estos consumos y generaciones en el medio ambiente y para evaluar e implementar mejoras ambientales. Analiza el ciclo de vida completo del proceso, producto o servicio, incluyendo: extracción y procesamiento de materias primas; transformación, transporte y distribución; uso, reutilización y mantenimiento; reciclado y eliminación final (ISO, 2006).

La metodología de ACV se consolidó a inicios de los años noventa con la publicación de la primera gran base de datos específica de ACV por el Ministerio de Medio Ambiente de Suiza en 1991. A inicios de la década siguiente se alcanza una masa crítica que permite la puesta en marcha de congresos científico-técnicos específicos en la materia, arrancando con la 1ª Conferencia Internacional sobre Gestión de Ciclo de Vida en Copenhague. La 2ª edición del evento tuvo lugar en Barcelona en 2005 con la participación de 320 congresistas de 30 países de cinco continentes (Jensen et al., 2005).

La literatura disponible muestra que para la evaluación de impactos en procesos de producción de energía renovable a partir de biomasa la herramienta más ampliamente usada es el ACV. De acuerdo con Franca y Bassin (2020) todavía hay mucho recorrido para optimizar el rendimiento de los sistemas de DA seca, siendo el ACV una herramienta que puede proporcionar un mejor conocimiento del proceso de DA para mejorar su estabilidad y rendimiento.

### **1.6.3. Análisis de Ciclo de Vida**

El ACV se compone de cuatro etapas fundamentales definidas por la ISO (2006): 1) definición de objetivos y alcance, 2) Inventario de Ciclo de Vida (ICV), 3) evaluación del impacto del ciclo de vida (AICV) y 4) interpretación de resultados.

- Una vez definidos los objetivos, el paso siguiente es la definición del alcance, para lo que es necesario: definir la unidad funcional, establecer el sistema con sus límites y el análisis de la calidad de los datos.
- El ICV es la fase más laboriosa del ACV. En esta etapa se recogen los datos de entradas y salidas asociadas al sistema objeto de estudio cuantificándose

## Capítulo 1

la energía, materias primas, emisiones atmosféricas, vertidos líquidos, residuos sólidos y cualquier otro vertido al medio que se produzca durante cualquier etapa incluida en el ciclo de vida.

- De acuerdo con ISO (2006) la etapa de AICV contiene elementos obligatorios, que son: 1) la selección de categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos, 2) la clasificación según el efecto ambiental esperado y 3) la caracterización que consiste en la modelación, mediante factores de caracterización, de los datos del ICV para cada una de las categorías de impacto. Por otro lado, se encuentran los elementos opcionales, que son: 1) la normalización respecto a factores de referencia geográficos o temporales, 2) la agrupación de indicadores, 3) la ponderación según criterios de importancia relativa y 4) el análisis de calidad de los datos.
- Aunque se debe aclarar que el ACV es un proceso cíclico donde las etapas tienen sucesivas interacciones entre ellas, la etapa final de cada ciclo, la interpretación de resultados es la que culmina con conclusiones y recomendaciones que permiten la toma de decisiones. En esta etapa se identifican los procesos del ciclo de vida en los que se producen las mayores cargas ambientales y, por tanto, como puede mejorarse el desempeño ambiental del sistema evaluado. También es posible comparar el mejor comportamiento ambiental de diferentes productos o procesos usando una misma unidad funcional (Anton, 2004).

Los métodos de evaluación de impactos tienen dos opciones de análisis: la opción del efecto último del impacto ambiental (endpoint) y la opción de los efectos intermedios (midpoint), siendo esta última opción la de mayor aplicación debido a que es más cercana a la intervención ambiental y permite modelos de cálculos más ajustados a la intervención (ILCD, 2011).

Los ACV pueden ser atribucionales o consecuenciales. Un ACV atribucional describe los impactos ambientales potenciales que se pueden atribuir a un sistema durante su ciclo de vida, es decir, aguas arriba a lo largo del suministro y aguas abajo siguiendo el uso del sistema y la cadena de valor al final de la vida útil (ILCD, 2011). Un ACV

consecuencial, por el contrario, busca identificar los efectos ambientales netos de un cambio o propuesta de implementación, teniendo como objetivo identificar las consecuencias que tiene una decisión en el sistema de primer plano para otros procesos y sistemas de la economía, tanto en el sistema de fondo del sistema analizado como en otros sistemas (Roos and Ahlgren, 2018).

### **1.6.3. ACV en procesos de bioenergía**

La bioenergía es una forma de energía renovable que puede sustituir a los combustibles fósiles y reducir el impacto antropogénico sobre el calentamiento global. Tiene un papel significativo porque proporciona una gran parte del suministro de energía renovable global. Sin embargo, no solo el sector de la energía, sino también el uso del suelo, juegan un papel importante para el clima global y el medio ambiente (Roos and Ahlgren, 2018). De este modo, la bioenergía, que tiene una relación estrecha con los usos extensivos de terreno para extracción de biomasa, también puede tener impactos ambientales adversos, ya que el resultado ambiental neto de una intervención orientada a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero u otros impactos puede afectar otras esferas del medio ambiente y la salud humana. Por esta razón, las decisiones destinadas a promover el uso de la bioenergía deben analizarse de manera adecuada aplicando métodos confiables como el ACV.

A pesar del desarrollo del ACV, el uso de diferentes datos de entrada, unidades funcionales, métodos de asignación, sistemas de referencia y otros supuestos complica las comparaciones de los estudios de ACV en bioenergía. Además, las incertidumbres y el uso de factores locales específicos para los efectos indirectos (como el cambio de uso del suelo y las emisiones de N) pueden dar lugar a una amplia gama de resultados finales (Cherubini and Stromman, 2011).

El impacto más estudiado en los ACV en bioenergía es el potencial de calentamiento global o CF. La literatura se centra en estudios europeos y existen relativamente pocos estudios en países de las zonas tropicales de América Latina (Cherubini and Stromman, 2011; Roos and Ahlgren, 2018).

## Capítulo 1

De acuerdo con Cherubini y Stromman (2011) las unidades funcionales utilizadas en sistemas de bioenergía son de cuatro tipos: unidad de terreno agrícola, año, unidad de entrada y unidad de salida, siendo esta última la más usada. Respecto al sistema de referencia, en general, los estudios de bioenergía son comparados con un sistema fósil que produzca la misma cantidad de productos y servicios.

Con base en los hallazgos de la revisión de Roos y Ahlgren (2018), las siguientes son áreas donde puede mejorarse la investigación en ACV de sistemas de bioenergía: un mayor enfoque en los sectores domésticos, más estudios en regiones poco investigadas, explicaciones más precisas de los métodos de los ACV consecuenciales, un examen crítico de los escenarios considerados y colaboración metodológica con la modelización del bio-sector económico.

Por último, dos aspectos muy importantes a considerar en un ACV consecuencial en bioenergía para una propuesta de energía de cocción en zonas rurales de países en desarrollo con clima tropical son: 1) se deben analizar los cambios en el uso del suelo, que es un factor importante que ha impulsado la expansión del enfoque ACV consecuencial (ILCD, 2011) y 2) se debe considerar la exposición a la contaminación en el ambiente interior de la vivienda (Rosenbaum et al., 2015). Este factor es muy relevante en el contexto de estudio, pues los impactos de la combustión de leña en la salud humana han recibido considerable atención en América Latina y el Caribe debido a los largos períodos de exposición a concentraciones interiores y diseños de viviendas (World Bank, 2018).

### **1.7 Consideraciones finales**

En general, el aprovechamiento energético de fuentes renovables mediante la DA de biomasa es una tecnología atractiva con alternativas de bajo costo y continua innovación. Recibe considerable atención en años recientes para sustratos como cultivos energéticos, entre los que se destacan: maíz, trigo, sorgo y pastos.

Los pastos, naturales o cultivados, son la biomasa de menor costo y mayor abundancia en zonas rurales. A diferencia de los climas templados, en los climas

## Capítulo 1

tropicales los pastos se producen durante todo el año con rendimientos agronómicos muy superiores (hasta de  $75 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ) adicionalmente, prácticas como el ensilaje son prescindibles en el trópico, lo que simplifica la tecnología en lo que respecta al manejo de materias primas.

Gran parte de la literatura de producción de biogás a partir de cultivos energéticos reporta la aplicación de ensilaje en los sustratos, con rendimientos de metano en el rango de  $0,29\text{--}0,63 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{SV}}$  para diferentes especies de pasto. Los rendimientos de pastos frescos, no ensilados, son menores ( $0,24\text{--}0,39 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{SV}}$ ) pero aceptables a nivel técnico, más si se contabiliza la reducción de recursos a invertir en el ensilaje.

El uso del pasto y forraje como sustrato de la digestión anaerobia hace sentido en zonas con altas productividades agrícolas. En zonas de clima tropical, con suelo agrícola apto, fertilización adecuada, disponibilidad de agua, y en general aplicando Buenas Prácticas Agrícolas (BPA), se pueden alcanzar rendimientos medios de pasto de  $25 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , que equivaldría a  $5250 \text{ m}^3$  anuales de metano-equivalente por hectárea ( $0,53 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ). Considerando el consumo estimado de una vivienda rural típica de  $0,68 \text{ m}^3_{\text{Bg}} \cdot \text{d}^{-1}$  ( $0,41 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{d}^{-1}$ ) se calcula que con  $285 \text{ m}^2$  de cultivos de pasto de corte se logra la autosuficiencia energética para cocinar, superficie fácilmente asumible para cualquier finca en países como Colombia.

El reto consiste en generar el pasto al menor costo posible con tiempo de dedicación mínimo y disponer de una tecnología apropiada para su digestión doméstica a unos costes de inversión, operación y mantenimiento asumibles, considerando que la pequeña escala es menos competitiva a nivel económico. La biodigestión seca, sin calentamiento, de una etapa y discontinua, con varios reactores cargados escalonadamente, se muestra como la tecnología más apropiada para procesar pastos y forrajes en zonas rurales tropicales, donde la temperatura ambiente es mayor a  $20^\circ\text{C}$  durante todo el año y se requieren sistemas robustos y de baja complejidad tecnológica. Por todo esto, se hace necesario desarrollar un sistema con estas características y optimizar su operación en pro de encontrar también la menor complejidad operativa que no afecte la producción de biogás.



## *Capítulo 1*

Asimismo, es necesario evaluar la bondad de la propuesta tecnológica en su integralidad aplicando ACV, lo que permitirá comparar el impacto del modelo de producción de energía de cocción propuesto frente las fuentes actuales o potenciales que permiten el mismo uso: leña y GLP, incluyendo las transformaciones en el uso del suelo en el ciclo de vida y la exposición al ambiente interior.

Desde el punto de vista de su aplicación, esta solución tecnológica para viviendas rurales aseguraría la autoproducción de energía renovable por los campesinos sin dependencia externa ni de intermediarios y serviría al Estado en la priorización de inversiones para el suministro de este servicio básico. No obstante, todavía es necesario desarrollar biodigestores con tecnología apropiada a un coste asumible en distintas condiciones socio-económicas, e investigar y optimizar su operación a diferentes escalas bajo diversas condiciones naturales, tal como indica Prochnow et al. (2009). Esta tesis tiene como objetivo estudiar de la producción de energía de cocción a partir de la DA de pastos en biodigestores domésticos bajo las condiciones naturales del clima tropical y situación socio-económica de la zona rural aislada en Colombia.

## **CAPÍTULO 2.**

### **Objetivos y Descripción de la Tesis**

---

#### **2.1 Objetivos**

El objetivo general de la tesis es estudiar una alternativa de producción de energía de cocción para zonas rurales con clima tropical, a partir del biogás resultante de la Digestión Anaerobia (DA) de pastos.

Para el cumplimiento de este objetivo se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Optimizar el proceso de DA en términos de rendimiento de metano en relación a los parámetros operacionales y características del sustrato (Capítulos 3 y 4).
2. Evaluar económicamente la propuesta alternativa de energía de cocción con biogás en zonas rurales tropicales (Capítulo 5).
3. Evaluar los impactos sobre la salud y el medio ambiente de la producción y uso del biogás como energía de cocción aplicando la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (Capítulo 6).

#### **2.2 Descripción de la Tesis**

El presente documento de Tesis de PhD se estructura en ocho capítulos y un anexo:

##### **Capítulo 1. Introducción**

En él se introducen los temas principales de la tesis. Inicialmente, se presenta una valoración de los requerimientos energéticos en viviendas rurales aisladas en climas tropicales y las prácticas actuales de energía de cocción en América Latina y el Caribe. Seguidamente se presentan el potencial de producir energía renovable a partir de biomasa, la descripción de la DA como proceso de aprovechamiento de la biomasa, los pastos como sustrato para la DA y las tecnologías para digestión anaerobia de pastos y forrajes. Finalmente, se muestran las herramientas de evaluación ambiental

## Capítulo 2

de procesos, haciendo especial hincapié en el Análisis del Ciclo de Vida (ACV), herramienta que se ha seleccionado para realizar esta evaluación.

### **Capítulo 2: Objetivos.**

Se presentan el objetivo general y los objetivos específicos de la tesis doctoral, así como la descripción del contenido de la Tesis.

### **Capítulo 3: Cribado de pastos en el Valle del Cauca y ensayos escala piloto de producción de biogás para cocinar.**

Presenta los resultados de ensayos de Potencial de Bio Metano (PBM) para seleccionar el tipo de pasto de mayor productividad en el Valle del Cauca y los resultados obtenidos durante el arranque, puesta en marcha y operación estable de los ensayos de DA a escala piloto.

### **Capítulo 4: Efecto de la edad de cosecha y reducción de tamaño en la composición y rendimientos de metano del King Grass.**

Presenta los resultados de los ensayos de BPM que permitieron encontrar las variables óptimas de edad de cosecha y método de reducción de tamaño de partícula.

### **Capítulo 5: Evaluación económica de los digestores anaerobios domésticos alimentados con pasto en zonas rurales de clima tropical.**

Se hace un planteamiento de propuesta de producción de energía de cocina a partir de la DA de pastos de corte cultivados in situ, que incluye un diseño conceptual, así como un análisis económico básico a partir de los requerimientos de inversión y los costos de mantenimiento y operación frente a los costos de fuentes actuales de energía.

### **Capítulo 6: Análisis de Ciclo de Vida de la producción de biogás para cocción a partir de pastos y sus beneficios ambientales, sociales y para la salud en comparación con la leña y el GLP.**

Presenta los resultados del ACV de la propuesta de energía de cocina a partir de la DA de pastos con dos opciones de fertilización de cultivo: mineral y orgánica; se muestra su inventario de ciclo de vida, se evalúan los impactos de la propuesta mediante el software SimaPro y se comparan contra las fuentes actuales: leña y GLP.

**Capítulo 7: Conclusiones generales y sugerencias para futuras investigaciones.**

Este capítulo presenta las conclusiones principales obtenidas. También se presentan sugerencias para futuras investigaciones relacionadas con digestores domésticos y fuentes alternativas de energía de cocción.

**Capítulo 8: Referencias Bibliográficas.**

Lista la totalidad de referencias bibliográficas citadas a lo largo del documento de Tesis.

**Anexos.**

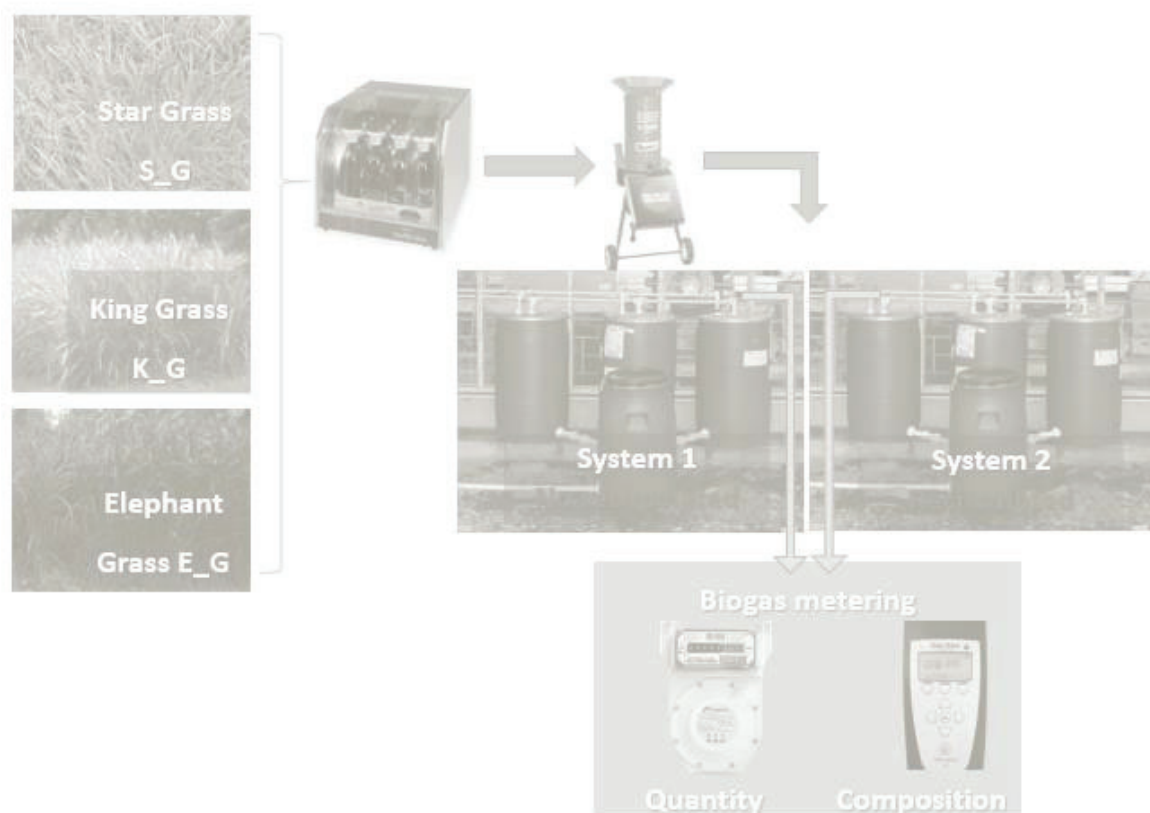
En el anexo se adjuntan las publicaciones relacionadas con la Tesis y el *Curriculum Vitae* del candidato a Doctor.

## Capítulo 2

## CAPÍTULO 3

### Cribado de pastos en el Valle del Cauca y ensayos escala piloto de producción de biogás para cocinar

---



Parte de este capítulo se ha publicado en Pizarro-Loaiza, C.A., Torres-Lozada, P., Palatsi, J., Bonmati, A., 2018. Cooking gas from anaerobic digestion of tropical grasses harvested in Valle del Cauca – Colombia, in: IWA (Ed.), XIII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. ISSN: 2619-2683, 21 – 24 October, Medellín – Colombia.

### Resumen

El pasto es una de las biomásas más comunes y de menor costo producidas en todo el mundo. Es uno de los cultivos con mayor potencial energético en países con clima tropical. Se evaluaron tres cultivos de gramíneas cosechadas en el Valle del Cauca - Colombia [King grass (*Pennisetum purpureum* cv. King grass), un tipo de pasto Elefante de follaje púrpura (*Pennisetum purpureum* cv. Napier) y pasto Estrella (*Cynodon nlemfuensis*)] en términos de rendimiento específico de metano y rendimiento de metano por hectárea, a través de ensayos de Potencial de Bio metano (PBM). Los pastos *Pennisetum purpureum* presentaron mayores rendimientos específicos de metano (159,3 y 148,3 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>SV para el cv. King Grass y el cv. Napier respectivamente) sin diferencias significativas entre ellos. El King Grass tuvo un rendimiento específico de metano significativamente mayor ( $6.627 \pm 215 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ ) y fue el cultivo elegido para realizar el arranque y la operación en estado estable de dos digestores anaerobios domésticos a escala piloto, sin control de temperatura (temperatura ambiental media de 24 ° C). Se obtuvieron rendimientos específicos de metano de hasta 168 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>SV y de metano por hectárea de hasta 7.015 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup> incluso sin recirculación de percolado en digestores secos por baches, utilizando King Grass (49 días de edad de cosecha). Los resultados mostraron un rendimiento agronómico ligeramente superior de King Grass usando fertilización química + digestato del digestor anaerobio de pasto, así como un aumento similar de materia seca con la edad de cosecha para las fertilizaciones química y orgánica. A partir del mayor rendimiento de metano por hectárea obtenido y una demanda de biogás de 0,41 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>eq.d<sup>-1</sup>, se necesitan 219 m<sup>2</sup> de cultivo de pasto como materia prima del digestor doméstico, para suministrar la energía de cocción de una familia típica en zonas rurales de Colombia.

### Palabras clave

*Energía de cocción, digestión por lotes secos, digestor doméstico, rendimiento de metano, pastos tropicales.*

**Abstract**

Grazing represents one of the lowest-cost and most common biomass. Grass is one of the crops with the highest energy potential in countries with tropical climate. Three grass crops harvested in Valle del Cauca – Colombia were evaluated [King grass (*Pennisetum purpureum* cv. *king grass*), a purple-foliage type of Napier grass (*Pennisetum purpureum* cv. *Napier*) and Star grass (*Cynodon nlemfuensis*)] in terms of specific and area-specific CH<sub>4</sub> yield, through Bio Methane Potential (BMP) assays. *Pennisetum purpureum* grasses presented highest specific CH<sub>4</sub> yields (159.3 and 148.3 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>VS for the cv. *King grass* and cv. *Napier*) being no-significantly different between them. King grass had the significantly higher specific CH<sub>4</sub> yield (6,627±215 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>) and was the crop chosen to perform the startup and steady state operation of two household anaerobic digesters at pilot scale without temperature control (mean environmental temperature of 24°C). Specific CH<sub>4</sub> yields until 168 mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>VS and area-specific CH<sub>4</sub> yields until 7,015 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> were achieved even without percolate recirculation on batch dry digesters using King Grass (49 days of harvesting age). Results showed a slightly higher agronomic yield of King grass using chemical fertilization + digestate from anaerobic digester of grass, as well as a similar dry matter increase with the harvesting age for both chemical and organic fertilization. From highest area-specific CH<sub>4</sub> yield obtained and a biogas demand of 0.41 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>eq d<sup>-1</sup>, it is necessary 219 m<sup>2</sup> of grass cultivation as household digester feedstock, for supply cooking energy of a typical family in rural zones of Colombia.

**Keywords**

*Cooking energy, dry batch digestion, household digester, methane yield, tropical grasses.*



### 3.1 Introducción

Colombia es un país andino ubicado en la línea ecuatorial, donde existe una fuerte influencia de la elevación sobre el clima, variando desde el nivel del mar en los litorales pacífico y caribe hasta los 5.775 m.s.n.m. en su cumbre más alta de su sistema montañoso (MINAMBIENTE, 2021). Esta variación en elevación junto con los regímenes de precipitación específicos de cada región, afectan los rendimientos y la elección de los tipos de cultivo. En las zonas de pastoreo del país, donde los climas predominantes según la clasificación Koppen son todos los subgrupos del clima tropical (Kottek et al., 2006), los cuatro pastos de mejor rendimiento son: Elefante, Maralfalfa, King Grass y Toledo. Sin embargo, su elección depende del clima y elevación específicos del lugar donde se establecerá el cultivo así como de las condiciones de riego previstas (Murillo-Solano et al., 2014).

En la zona andina del Valle del Cauca, con una elevación que oscila entre 1.000 y 2.000 m.s.n.m. en sus poblaciones rurales, la clasificación climática Koppen predominante es tropical seco Aw/As, con precipitaciones anuales entre 1,000 y 1,500 mm pero con meses de precipitaciones por debajo de 60mm (Kottek et al., 2006). Bajo estas condiciones, los pastos más cultivados, por su baja demanda de riego, son Elefante (*Pennisetum purpureum cv. Napier*), King Grass (*Pennisetum purpureum cv. King Grass*) y el pasto Estrella (*Cynodon nlemfuensis*), mientras el Toledo (*Brachiaria brizantha*) es de mayor aplicación en clima tropical monzónico Am, típico de la región de los Llanos Orientales, y el Maralfalfa (cruce *Pennisetum purpureum x Pennisetum glaucum*), aunque tiene buen desarrollo entre los 0 y 1.800m.s.n.m., es de uso más extendido bajo condiciones de riego en climas muy cálidos por debajo de los 1.000 m.s.n.m. como los presentes en la región Caribe.

Por otro lado, para suplir el consumo estimado de biogás para cocción de una familia campesina se requieren  $0,68 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{d}^{-1}$ , para lo cual se requiere tener cría doméstica de ganado, ya sea porcino, vacuno u otro, además de cultivos cercanos para gestionar los efluentes (Garfí et al., 2012); no obstante, no todas las fincas tienen las condiciones y vocación para la tenencia de animales.

### Capítulo 3

El uso del pastos y forrajes como sustrato para la Digestión Anaerobia (DA) ha recibido atención considerable en años recientes y es especialmente interesante en zonas con altas productividades agrícolas (Nizami and Murphy, 2010; Rodriguez et al., 2017). En clima tropical se pueden alcanzar rendimientos agronómicos de  $25 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  de media y máximos de  $75 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (Márquez et al., 2007; Roncallo F. et al., 2012), que equivaldrían a rendimientos de metano de hasta  $11.000 \text{ m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . De este modo, se estima que las áreas requeridas de cultivo de pastos de corte para lograr autosuficiencia energética para cocción se encuentran por debajo de  $500 \text{ m}^2$  por unidad familiar, superficie fácilmente asumible por una finca del tamaño habitual de Colombia.

La dificultad consiste en generar el pasto al menor costo posible, de manera sostenible, con tiempo de dedicación mínimo, y disponer de la tecnología apropiada para producir biogás a partir de pastos a un coste de inversión, operación y mantenimiento asumibles. Éste es un gran desafío tecnológico, ya que las experiencias de digestión a escala doméstica suelen usar principalmente las tecnologías tipo domo o tubular, las cuales demandan agua para el procesamiento de sustratos como el pasto y producen un digerido líquido difícil de gestionar en el tamaño de vivienda objetivo (Garfí et al., 2016).

Por otro lado, el factor de escala juega en contra en las instalaciones domésticas de digestión de materiales sólidos, teniendo mayor inversión que en proyectos a gran escala, no obstante la producción neta de energía no difiere mucho entre ambas escalas debido al alto consumo energético de las plantas a gran escala durante su operación (Wang et al., 2018).

El objetivo de este capítulo es hacer un cribado de diferentes tipos de pastos tropicales cultivados en el Valle del Cauca mediante ensayos de Bio Potencial de Metano (BPM) y seleccionar uno para evaluar su DA a escala piloto mediante un Sistema Discontinuo de Biodigestión Seca (SDBS) bajo dos tipos de configuración (sin recirculación de lixiviados y con recirculación de lixiviados), adecuado a un entorno rural en zonas climáticas tropicales, aplicando 2 tipos de fertilización al cultivo (fertilización química más digerido del SDBS y una fertilización completamente orgánica). Los resultados

permiten estimar de una manera más precisa el área de cultivo requerida para suplir las necesidades de cocción es estos contextos.

### **3.2 Materiales y Métodos**

#### **3.2.1 Cribado de tipos de pasto vía potencial de bio metano (PBM)**

Se evaluaron un pasto King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. king grass), un tipo de pasto Elefante de follaje púrpura (*Pennisetum purpureum* cv. Napier) y pasto Estrella (*Cynodon nlemfuensis*). Los cultivos fueron establecidos en una granja ubicada en Cali – Colombia ( $3^{\circ}21'50,8''N$ ;  $76^{\circ}33'45,8''W$ ), fertilizados aplicando fertilización química mediante una mezcla de fertilizantes minerales (50%Urea y 50%Triple 15) en una dosis de  $30 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$  y cosechados a mano a los 56 días de edad. El rendimiento agronómico fue determinado por la materia seca del cultivo cosechado a partir de cada parcela de área conocida.

Una vez los pastos fueron picados en una picadora TRAPP® TR200 industrial (METALÚRGICA TRAPP LTDA, Jaraguá do Sul – SC, Brasil), se tomó una muestra de cada tipo para su caracterización química de ST y SV y su PBM.

La cuantificación del metano de los ensayos de potencial de bio metano (PBM) fue realizada por triplicado en viales de un volumen útil de 200mL y un espacio libre de 50mL, con el sistema Oxitop® (WTW—Xylem, Weilheim, Alemania) incubados a  $35,0 \pm 0,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$  en una cabina de temperatura controlada (WTW—Xylem, Weilheim, Alemania). EL  $\text{CO}_2$  producido junto con el metano en el biogás fue absorbido mediante perlas de NaOH antes del cabezal de medición, así el gas medido era únicamente metano (Pabón Pereira et al., 2012). Se aplicó una solución de macro y micronutrientes, un ajuste de pH a 7,0 y estiércol vacuno como inóculo en una relación sustrato/inóculo de  $1 \text{ gSV}_s\cdot\text{g}^{-1}\text{SV}_i$  de acuerdo con (Parra-Orobio et al., 2017).

Para el estudio estadístico se llevaron a cabo análisis de diferencias significativas entre los rendimientos de metano de los diferentes tipos de pasto usando el software STATISTICA, versión 7.0 (StatSoft Inc, Tulsa, OK, Estados Unidos). Se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) seguido por una prueba post hoc (Fisher) ( $p < 0.05$ ),

una vez probadas la homogeneidad de varianzas (Prueba de Hartley, Cochran y Bartlett) y la normalidad (Shapiro-Wilk).

Las variables respuesta analizadas fueron el rendimiento agronómico ( $Y_{MS}$ ) expresado en  $t_{MS} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ , rendimiento específico de metano ( $Y_{CH_4}$ ) en  $mLCH_4 \cdot gSV^{-1}$  y el rendimiento de metano por hectárea ( $Y_{CH_4/ha}$ ) en  $m^3CH_4 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ .

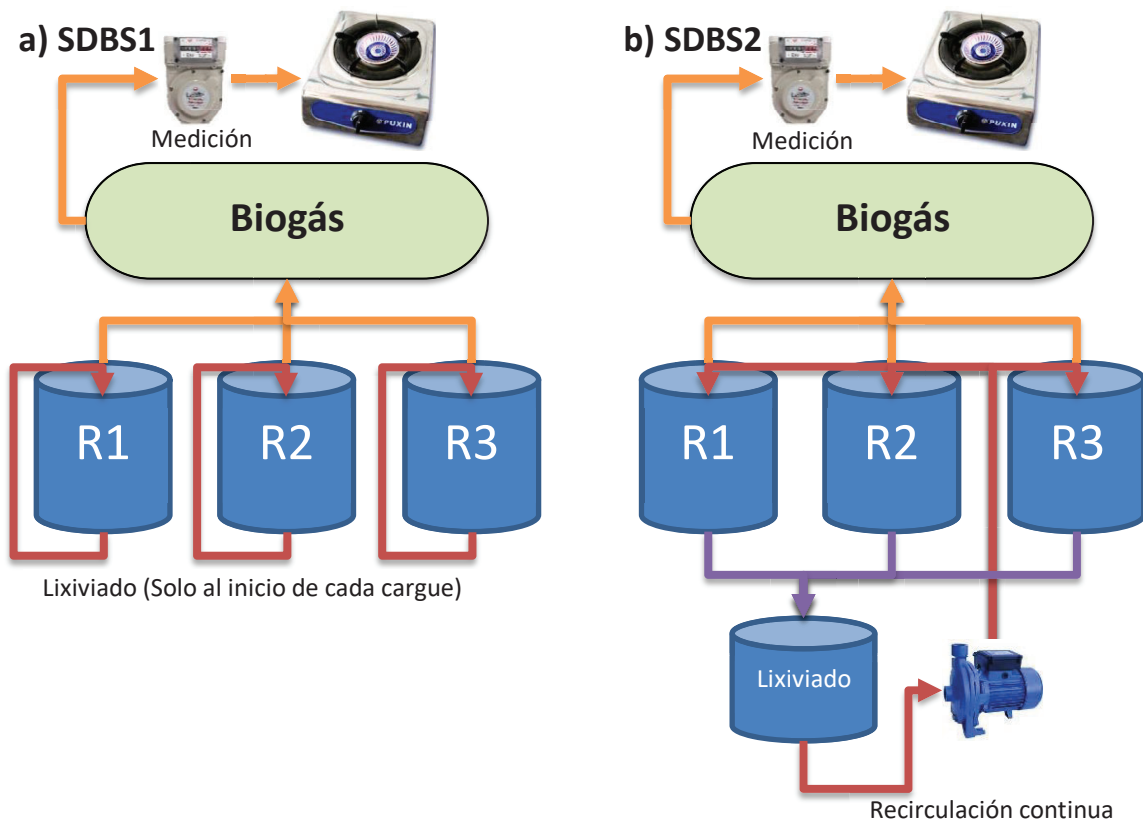
### **3.2.1 Unidades experimentales en ensayos piloto**

Con el objetivo de evaluar la operación de dos configuraciones de biodigestor seco de pastos, se diseñaron y construyeron dos sistemas SDBS (SDBS1 sin recirculación de lixiviados y SDBS2 con recirculación de lixiviados), constando cada uno de tres reactores operando en paralelo, como se presenta en la Figura 3.1.

A diferencia de otras experiencias de biodigestión seca con sistema de dos fases, donde comúnmente hay hidrólisis en un biodigestor seco o de flujo pistón y digestión completa de la fase líquida en un reactor UASB, en este diseño el sistema de biodigestión fue conceptualizado como de una sola fase sin ajuste de temperatura, donde el promedio de temperatura de la masa en digestión fue de 24°C.

Cada uno de los 3 reactores del SDBS tenía un volumen útil de 210L y la alimentación se realizaba de manera escalonada con un decalaje de 21 días entre un reactor y el siguiente con el objetivo de mantener la producción de biogás lo más estable posible.

El SDBS2 contó con un sistema mecanizado de recirculación continua, con un tanque central que recibía el drenaje del percolado procedente del sistema de recirculación, que se infiltraban a través de la masa de pasto de los tres reactores; la recirculación era bombeada desde el mismo tanque estableciendo un circuito cerrado (Figura 3.1b).



**Figura 3.1.** Configuración de los digestores piloto. (a) SDBS1 sin recirculación de lixiviados y b) SDBS2 con recirculación de lixiviados)

### 3.2.3 Sustrato seleccionado en el cribado

El sustrato necesario para la operación de las plantas pilotos de digestión anaerobia se produjo en parcelas agrícolas situadas en la Finca La Carmela en el km 3 Vía a La Buitrera sector El Plan ( $3^{\circ}21'55,67''N$ ;  $76^{\circ}33'42,54''O$ ), las tareas agrícolas llevadas a cabo para su producción se describen a continuación.

#### **Establecimiento del Cultivo**

Para el establecimiento de cultivo se utilizó como semilla pasto King Grass de más de 100 días de rebrote, perteneciente a un cultivo establecido hace más de 20 años, con una renovación promedio de cada 5 años. El cultivo de donde se extrajo la semilla se encuentra en predios del Club Campeste de la Ciudad de Cali, en el km 0,8 Vía a La Buitrera ( $3^{\circ}21'43.77''N$ ;  $76^{\circ}32'34.68''O$ ).



### Capítulo 3

Para el establecimiento del cultivo se definieron nueve parcelas de 25m<sup>2</sup> distribuidas aleatoriamente en 3 lotes de 75 m<sup>2</sup> en diciembre de 2013 (Figura 3.2).



**Figura 3.2.** Establecimiento del Cultivo

El procedimiento de siembra de la semilla consistió en:

1. Corte de estacas de 40-50cm de pasto de más de 100 días de rebrote.
2. Limpieza manual del terreno.
3. Apertura de zanjas de 20cm de ancho cada 50cm siguiendo la curva de nivel.
4. Ubicación de estacas (semilla) de pasto una tras otra con traslape de 15-20cm.
5. Cobertura de zanja con material previamente removido.
6. Aplicación de 200g de compost de gallinaza por cada metro lineal de zanja.
7. Limpieza manual semanal de malezas.

8. Primer corte a los 4 meses: abril de 2014.

9. Cortes sucesivos de los rebrotes de la misma plantación según la edad de cosecha a evaluar.

### **Fertilización**

Se evaluó el rendimiento agronómico del King Grass a diferentes edades de cosecha comparando dos tipos de fertilización, que se describen a continuación:

- Aplicando fertilización química, en una dosis de  $30 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$  con una mezcla de fertilizantes minerales (50%Urea y 50%Triple 15) más el digerido del SDBS en una dosis de  $90 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ .
- Aplicando fertilización orgánica, con un compost en una dosis de  $10 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$  más el digerido del SDBS en una dosis de  $80 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Estos valores fueron consecuentes con las recomendaciones de la FAO para el cultivo de King Grass, con dosis entre  $50$  y  $100 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$  por corte y  $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  y  $\text{K}_2\text{O}$  (Moreno and Molina, 2007).

### **Cosecha y procesado del pasto**

El pasto fue cosechado a mano, con corte 5 cm por encima del nivel del suelo de acuerdo con Lounglawan et al. (2014). Las edades de cosecha durante los ensayos piloto se encontraron entre 42 y 57 días. El rendimiento agronómico fue determinado pesando 4 submuestras de cada parcela de un tamaño determinado ( $25 \text{ m}^2$ ), una vez estas eran picadas usando una picadora industrial de residuos orgánicos TRAPP® TR200 (METALÚRGICA TRAPP LTDA, Jaraguá do Sul - SC, Brasil). También fue caracterizado en términos de ST y SV.

#### **3.2.4 Inóculo del sistema piloto**

Se utilizaron 2 tipos de inóculo durante la operación de los reactores: un inóculo inicial para el arranque y un inóculo para cada carga del sistema en operación normal. El inóculo inicial fue estiércol fresco de bovino. El inóculo aplicado a las cargas consecutivas del sistema en operación normal fue una porción del pasto digerido de

la carga anterior de cada digestor de acuerdo con las recomendaciones de Rocamora et al., (2020). Tanto el inóculo inicial como el digerido extraído en cada descarga del SDBS fueron caracterizados en términos de pH, ST y SV.

### **3.2.5 Arranque y puesta en marcha de la planta piloto anaerobia**

La operación de la planta piloto tuvo 3 etapas, que se describen a continuación:

Etapa 1: Proceso de aclimatación y crecimiento del inóculo. Esta se llevó a cabo en el SDBS1 por un periodo de 90 días.

Etapa 2: Proceso de puesta en marcha de los dos SDBS operando en paralelo con el inóculo producido de la etapa anterior, por un periodo de 120 días. Durante esta etapa ambos reactores operaron sin recirculación de lixiviados, es decir, con la misma configuración del SDBS1.

Etapa 3: Operación estable de los SDBS operando en paralelo. Durante esta etapa el SDBS 1 operó sin recirculación de lixiviados y el SDBS2 con recirculación de lixiviados (Figura 3.1).

El arranque de la planta piloto se realizó de manera escalonada en cada uno de los reactores que forman parte del SDBS1. Inicialmente se realizó la carga de pasto fresco con una relación inóculo (estiércol bovino / sustrato (pasto)) (1/2) en peso de acuerdo con Kusch et al. (2008) en el primero de los tres reactores (R1). Siguiendo el mismo procedimiento y relación inóculo sustrato, se fueron cargando los siguientes reactores (R2 y R3) con un espacio de 21 días entre cada cargue.

Para la segunda etapa de carga, donde ya se había producido pasto digerido, se procedió de la siguiente forma: i) se descargó y pesó el pasto digerido del R1 SDBS1 y se caracterizó, de acuerdo con las variables de control y seguimiento. ii) a continuación se realizó la carga del R1 para ambos SDBS, la cual llevaba pasto fresco y pasto digerido (inóculo) con una relación inóculo sustrato (1/2), iii) de manera consecutiva se fueron descargando y cargando los reactores R2 y R3 de cada SDBS en intervalos de tiempo de 14 días, iv) siguiendo la misma secuencia y procedimiento



se realizaron nuevas cargas en R1, R2 y R3 de ambos sistemas en espacios de 14 días entre cargas.

### **3.2.6 Comparación de los SDBS con y sin recirculación de lixiviados**

Una vez estabilizados los dos sistemas a nivel de arranque (Etapas 1 y 2), se procedió al inicio del experimento de comparación del sistema piloto de digestión anaerobia con recirculación de lixiviados y sin recirculación de éstos (Etapa 3).

Se realizaron las cargas al R1, R2 y R3 de cada SDBS, la cuales llevaban pasto fresco y pasto digerido (inóculo) con una relación (I/S) de 1/2, operando el SDBS 1 sin recirculación de lixiviados y el SDBS2 con recirculación continua de éstos (Figura 4.2).

Al presentarse un evento de acidificación de ambos sistemas, se incrementó el tiempo entre cargas de 14 a 21 días y se procedió a neutralizar el pH usando bicarbonato de sodio, el cual fue aplicado con dilución previa en el tanque de recirculación. A partir de este momento, las cargas de R1, R2 y R3 de cada SDBS recibieron una relación inóculo sustrato (2/1) siguiendo las recomendaciones de Di Maria et al. (2012), hasta su estabilización donde volvió a retomarse la relación (1/1).

### **3.2.7 Caracterización química y variables de control y seguimiento**

Los análisis de laboratorio se realizaron siguiendo los protocolos de los Métodos Estándar para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales (APHA, 2005). También se determinó el rendimiento agronómico en cada corte de pasto. Paralelamente, el control del material cargado y descargado, así como el inóculo de cada carga se realizó por peso.

El biogás generado fue medido mediante caudalímetros volumétricos analógicos tipo diafragma G1.6 (METREX, Popayán, Colombia). Se analizó la composición del gas (%CH<sub>4</sub>, %CO<sub>2</sub>) por método volumétrico de adsorción en soda caustica y se hicieron comprobaciones por cromatografía gaseosa y detección por TCD, mediante un Cromatógrafo GC2014 (Shimadzu, Kioto, Japón). El contenido de H<sub>2</sub>S en el biogás

(ppm) fue determinado mediante tubos colorimétricos (RAE Systems, Barcelona, España). La frecuencia de medición de composición del biogás fue de 3 veces/semana.

### 3.2.8 Cálculo de la superficie agrícola requerida

Para el cálculo de la superficie necesaria de cultivo se consideró que el consumo anual de GLP en Colombia es de 132 kg por unidad familiar (GASNOVA, 2019), con lo que se estima una demanda neta de energía de cocción de 6.000MJ por unidad familiar aproximadamente. Aplicando los resultados de rendimiento de metano en operación estable de los digestores a escala piloto, se estimó la demanda de área por unidad de vivienda para autosuficiencia de energía de cocción con pastos cultivados de acuerdo con las ecuaciones (3.1) y (3.2).

$$V_{BG} = \frac{D_{CE}}{(365 \times \%CH_4 \times GCV_{CH_4})} \quad (3.1)$$

$$A = \frac{(365 \times 10000 \times V_{BG})}{Y_{CH_4}} \quad (3.2)$$

donde  $V_{BG}$  es la demanda diaria de biogás ( $m^3 \cdot d^{-1}$ ),  $D_{CE}$  es la demanda anual de energía de cocción ( $MJ \cdot a^{-1}$ ),  $\%CH_4$  se refiere al contenido de metano en el biogás (60% promedio),  $GCV_{CH_4}$  es el poder calorífico del metano ( $39,8 MJ \cdot m^{-3}$ ),  $Y_{CH_4}$  es el rendimiento de metano por hectárea ( $m^3CH_4 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ ), y  $A$  ( $m^2$ ) es el área de cultivo requerida.

## 3.3 Resultados y Discusión

### 3.3.1 Cribado de pastos

La caracterización de los pastos evaluados, su rendimiento agronómico y su PBM se presentan en la Tabla 3.1.

### Capítulo 3

**Tabla 3.1.** Caracterización química de los pastos, rendimientos agronómicos y de metano (n=3).

Pasto	ST (%)	SV (%)	Y <sub>CH<sub>4</sub></sub> (mLCH <sub>4</sub> ·g <sup>-1</sup> SV)	Y <sub>MS</sub> (t <sub>MS</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	Y <sub>CH<sub>4</sub>/ha</sub> (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )
<b>King Grass</b>	19,6%	16,8%	148,3±4,8a	52±4,5a	6.627±215a
<b>Elefante</b>	15,8%	12,9%	159,3±5,5a	39±4,3b	5.097±176b
<b>Estrella</b>	31,4%	24,4%	116,1±13,9b	19±2,2c	1.725±207c

Números de un mismo parámetro seguidos por una misma letra indican que no hay diferencias significativas ( $p < 0.05$ ). Y<sub>CH<sub>4</sub></sub> es el rendimiento específico de metano; Y<sub>MS</sub> es el rendimiento agronómico en materia seca; Y<sub>CH<sub>4</sub>/ha</sub> es el rendimiento de metano por hectárea

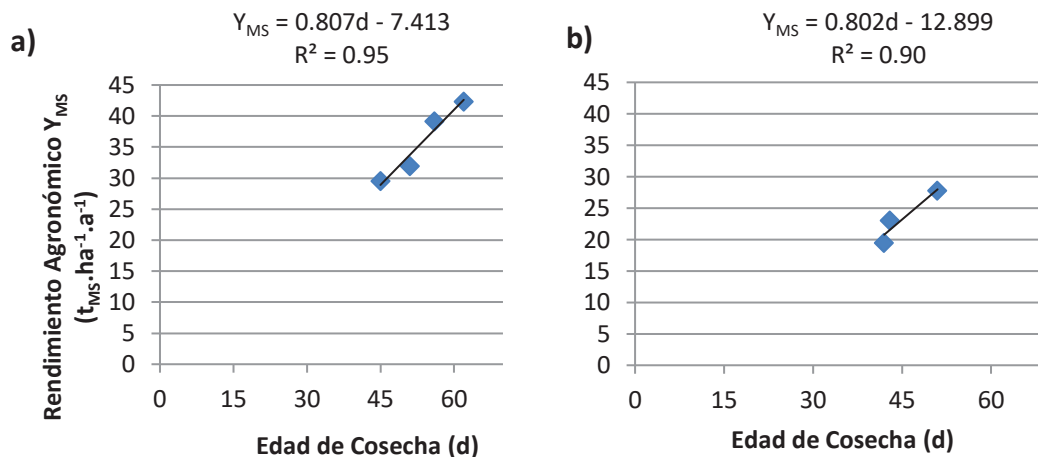
Los resultados muestran que el rendimiento específico de metano no fue significativamente diferente ( $p < 0,05$ ) entre el pasto Elefante y el King Grass, siendo ligeramente mayor para el pasto Elefante. Sin embargo, el rendimiento de metano por hectárea del King Grass fue significativamente superior al de los pastos Estrella y Elefante, lo que se explica principalmente por su mayor rendimiento agronómico.

Los rendimientos de metano por hectárea obtenidos son similares a los reportados por Schank et al. (1993) entre 4.400 y 7.500 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> en condiciones de clima subtropical para seis genotipos de pasto *Pennisetum purpureum* cultivados en Florida – Estados Unidos. Los rendimientos específicos de metano obtenidos para los dos genotipos de *Pennisetum purpureum* de esta tesis (cv. King Grass y cv. Napier) fueron un poco menores que los obtenidos por Surendra & Khanal (2015) para King Grass (219 mLCH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup>VS) con una edad de cosecha similar (60 días) y muy superiores a los reportados por Chanpla et al. (2017) para Napier (32,9 mLCH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup>VS) con una edad de cosecha similar (55 días), ambos estudios en comparación usando el mismo tipo de inóculo (estiércol vacuno).

Los resultados condujeron a seleccionar el pasto King Grass para el desarrollo de los subsecuentes experimentos en la investigación.

### 3.3.2 Producción del sustrato

La Figura 3.3 presenta los rendimientos agronómicos del King Grass a diferentes edades de cosecha para los dos tipos de fertilización evaluados.



**Figura 3.3** Rendimiento agronómico del cultivo de King Grass a diferentes edades de cosecha aplicando digerido más fertilización complementaria a) química y b) orgánica.

Se observa que los rendimientos agronómicos fueron superiores para el cultivo con fertilización química complementaria y una clara tendencia de incremento de materia seca con la edad de cosecha, como se espera para este tipo de cultivo (Lounglawan et al., 2014).

Sin embargo, la tasa de incremento de materia seca fue muy similar entre el cultivo con fertilización orgánica y con fertilización química complementaria, indicando que el tipo de fertilización en las dosis aplicadas afectó principalmente las etapas más tempranas del desarrollo de la planta. Resultados similares han sido reportados por Kefyalew et al. (2020) para Desho grass (*Pennisetum pedicellatum*) en Etiopía, comparando diferentes fertilizaciones a diferentes edades de cosecha, donde los rendimientos de materia seca fueron ligeramente superiores para el cultivo con fertilización química respecto al cultivo orgánico, aunque la tasa de incremento de materia seca con la edad de cosecha fue muy similar entre ambas fertilizaciones.

Así que es importante resaltar que, en el cultivo con fertilización orgánica, una edad 20% mayor que la del cultivo con fertilización química alcanza los mismos niveles de

### Capítulo 3

rendimiento agronómico, aspecto de importancia para la evaluación técnica, económica y ambiental de la alternativa.

#### 3.3.3 Arranque y Puesta en Marcha

Las Tablas 3.2 y 3.3 presentan los resultados de los parámetros de control y seguimiento y las variables operacionales durante el arranque y puesta en marcha. En general, se observa que la relación I/S (1/2) aplicada resultó en un porcentaje (I/S) alrededor del 27% en términos de sólidos volátiles. También se observa una degradación de la materia orgánica aplicada, pues los SV se redujeron del 87-89% en el pasto fresco a 77-84% en el pasto digerido. No obstante, los rendimientos de metano están por debajo de los reportados por Sepälä *et al.* (2009) y por Hidaka *et al.* 2013, donde se emplearon relaciones (I/S) de 1/1 y 2/1 respectivamente.

**Tabla 3.2.** Resultados de los parámetros de control y seguimiento de los SDBS durante el arranque y puesta en marcha.

Etapa	SDBS	Estadística	PASTO FRESCO				INÓCULO			PASTO DIGERIDO			
			EDAD COSECHA (d)	Y <sub>MS</sub> (t <sub>MS</sub> .ha <sup>-1</sup> .a <sup>-1</sup> )	CARGA DE PASTO (kg)	% ST	% SV	CARGA DE INÓCULO (kg)	% I/S MF	% I/S MV	RETIRO (kg)	% ST	% SV
Etapa 1	SDBS 1	Media	43,5	25,8	32,7	16,7	87,1	20,0	48,7	27,0	53,8	9,9	76,5
		Desv. Est.	3,0	3,2	15,4	1,8	3,4	0,0	5,1	5,3	4,7	1,6	8,8
Etapa 2	SDBS 1	Media	43,1	23,0	31,1	16,6	88,8	20,0	49,0	27,3	60,5	12,5	79,3
		Desv. Est.	2,0	2,6	19,9	1,2	1,5	0,0	7,1	6,1	4,2	1,1	4,6
	SDBS 2	Media	43,5	23,8	41,5	16,7	88,2	20,0	49,0	26,7	61,5	11,8	83,8
		Desv. Est.	2,3	2,2	6,0	1,0	3,7	0,0	7,1	5,3	1,0	0,8	1,7

**Tabla 3.3.** Variables operacionales y rendimientos de metano de los SDBS.

Etapa	SDBS	Estadística	PARAMETROS DE OPERACIÓN		RENDIMIENTO DE METANO		
			TIEMPO DE RETENCIÓN (d)	CARGA (kgSV.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	%CH <sub>4</sub>	Y <sub>CH<sub>4</sub></sub> (ml CH <sub>4</sub> .g <sup>-1</sup> .SV)	Y <sub>CH<sub>4</sub>/ha</sub> (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> .ha <sup>-1</sup> .a <sup>-1</sup> )
Etapa 1	SDBS 1	Media	43,0	0,65	63,3	72,8	1397,3
		Desv. Est.	2,2	0,09	4,3	37,7	1129,0
Etapa 2	SDBS 1	Media	45,9	0,73	60,5	38,3	773,3
		Desv. Est.	4,1	0,10	1,0	5,3	106,5
	SDBS 2	Media	46,8	0,72	62,0	37,3	741,8
		Desv. Est.	4,3	0,09	1,6	18,4	376,7

Parra-Orobio *et al.* (2015) habían reportado que relaciones (I/S) menores al 50% en términos de SV fueron menos favorables para la digestión anaerobia de sustratos sólidos. Así, para las siguientes cargas, correspondientes a la etapa de operación estable, se aplicó la relación (I/S) del 80-100% en términos de SV.

### 3.3.4 Comparación Sistema con y sin Recirculación de Lixiviados

La Tabla 3.4 presenta la comparación de los rendimientos de metano de los sistemas con y sin recirculación de lixiviados, correspondiente a la Etapa 3 de la operación.

**Tabla 3.4.** Rendimientos de metano del SDBS con y sin recirculación de lixiviados.

Edad de Cosecha (d)	Estadística	Rendimiento Agronómico ( $t_{MS} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	Rendimiento de Metano			
			Sin Recirculación de lixiviado		Con Recirculación de Lixiviados	
			SDBS1		SDBS2	
			$Y_{CH_4}$	$Y_{CH_4/ha}$	$Y_{CH_4}$	$Y_{CH_4/ha}$
			( $mL CH_4 \cdot g^{-1} SV$ )	( $m^3 CH_4 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )	( $mL CH_4 \cdot g^{-1} SV$ )	( $m^3 CH_4 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ )
49	Media	40,5	157,6	6388,5	160,0	6468,5
	Desv. Est.	1,8	15,0	886,0	1,8	211,4
56	Media	47,7	106,8	5094,0	160,2	7639,0
	Desv. Est.	0,1	8,6	411,5	7,7	367,7

Estos resultados obtenidos a escala piloto muestran que, sin control de temperatura en el proceso de digestión (temperatura media de 24°C), se alcanzaron rendimientos específicos de metano entre alrededor de 160  $mL CH_4 \cdot g^{-1} SV$  y rendimientos de metano por hectárea por encima de 5.094  $m^3 CH_4 \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  en los dos SDBS, siendo la opción sin recirculación de lixiviados y con una edad de cosecha del pasto de 49 días, la más apropiada en el contexto de zona rural, pues demanda menor instalación de equipos y tareas de operación y mantenimiento, a la vez que alcanza rendimientos de metano comparables a los del sistema con recirculación continua de lixiviados.

### Capítulo 3

Sin embargo, cuando la edad de cosecha se incrementa a 56 días, el sistema con recirculación de lixiviados mantiene su rendimiento específico de metano, mientras el no recirculado disminuye su rendimiento. Estos resultados podrían explicarse debido al menor contacto de la biomasa con el sustrato de este sistema comparado con los que cuentan con recirculación de lixiviados (Qian et al., 2017), lo que podría afectar la degradabilidad de los pastos de mayor edad donde la biomasa está más lignificada (Lounglawan et al., 2014).

En el sistema con recirculación de lixiviados, donde los rendimientos específicos de metano se mantuvieron similares con el incremento en la edad de cosecha, se observó un mayor rendimiento de metano por hectárea debido al mayor rendimiento agronómico del cultivo (Tabla 3.4). Sin embargo, es necesario evaluar la influencia de la edad de cosecha bajo condiciones controladas.

Los sistemas piloto evaluados, sin control de temperatura, operando por 360 días a 24°C en promedio, en un rango de 22-25°C, alcanzaron rendimientos de metano por hectárea comparables a los reportados para King Grass a 35°C en climas subtropicales, de 5.500 – 7.500 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> (Schank et al., 1993). Además, los rendimientos obtenidos fueron superiores a los reportados para otras condiciones climáticas, también con temperatura controlada a 35°C: 702 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> en Dinamarca (Molinuevo-Salces et al., 2015); 1.287-1.533 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> en el Mediterráneo (Riau et al., 2021); 3.500 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> en Finlandia (Seppala et al., 2009) y 4.689 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> en Irlanda (Meehan et al., 2017).

#### **3.3.5 Superficie agrícola requerida**

Con el objetivo de constatar que la alternativa para la producción de energía de cocción en zonas rurales de países con clima tropical, donde hay dificultades de acceso a fuentes de energía, mediante la digestión anaerobia de pastos, se calculó la superficie agrícola requerida para producir la energía necesaria de una unidad familiar.

### Capítulo 3

Para realizar el cálculo se eligió el sistema sin recirculación de lixiviados que además de no requerir control de temperatura operando a 24°C en promedio, no requiere tampoco ningún tipo de equipo electromecánico para su operación.

Con el rendimiento de metano por hectárea alcanzado con el sistema sin recirculación de lixiviados (Promedio de  $6.389 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ) y la demanda de energía de cocción ( $6.000 \text{ MJ} \cdot \text{a}^{-1}$ ), se obtiene una unas necesidades de producción de biogás de  $0,42 \text{ m}^3\text{CH}_{4\text{eq}} \cdot \text{d}^{-1}$  que corresponden a una superficie agrícola de  $240 \text{ m}^2$  de cultivo de King Grass para alimentar el SDBS y suplir la energía de cocción de una familia tipo en zonas rurales de Colombia.

#### **3.4 Conclusiones**

La evaluación de los diferentes tipos de pastos tropicales más comunes en la zona mostró que las especies de *Pennisetum purpureum* son las más aptas en el Valle del Cauca por sus condiciones de clima tropical seco (Clasificación Koppen Aw/As). El rendimiento específico de metano de los dos genotipos de *Pennisetum purpureum* evaluados (*cv King Grass* y *cv Napier*) no presentó diferencias significativas entre ellos. Sin embargo, el *cv King Grass* presentó un mayor rendimiento de metano por hectárea, razón por la que se seleccionó como sustrato para el estudio piloto de DA.

La estrategia de fertilización agrícola del pasto King Grass producido para la generación de biogás mostró mayores rendimientos de metano por hectárea, al aplicar fertilización química más digerido de un digestor anaerobio de pastos en comparación con una fertilización completamente orgánica. No obstante, el incremento de materia seca con la edad de cosecha fue muy similar entre los dos tipos de fertilización, siendo ambos factibles. De este modo, se sugiere que la elección del tipo de fertilización sea en base a factores económicos y su desempeño ambiental evaluado mediante análisis de ciclo de vida.

Por lo que se refiere a la DA de pastos en digestores domésticos tipo SDBS de una fase, la operación de los reactores sin recirculación de lixiviados se considera la



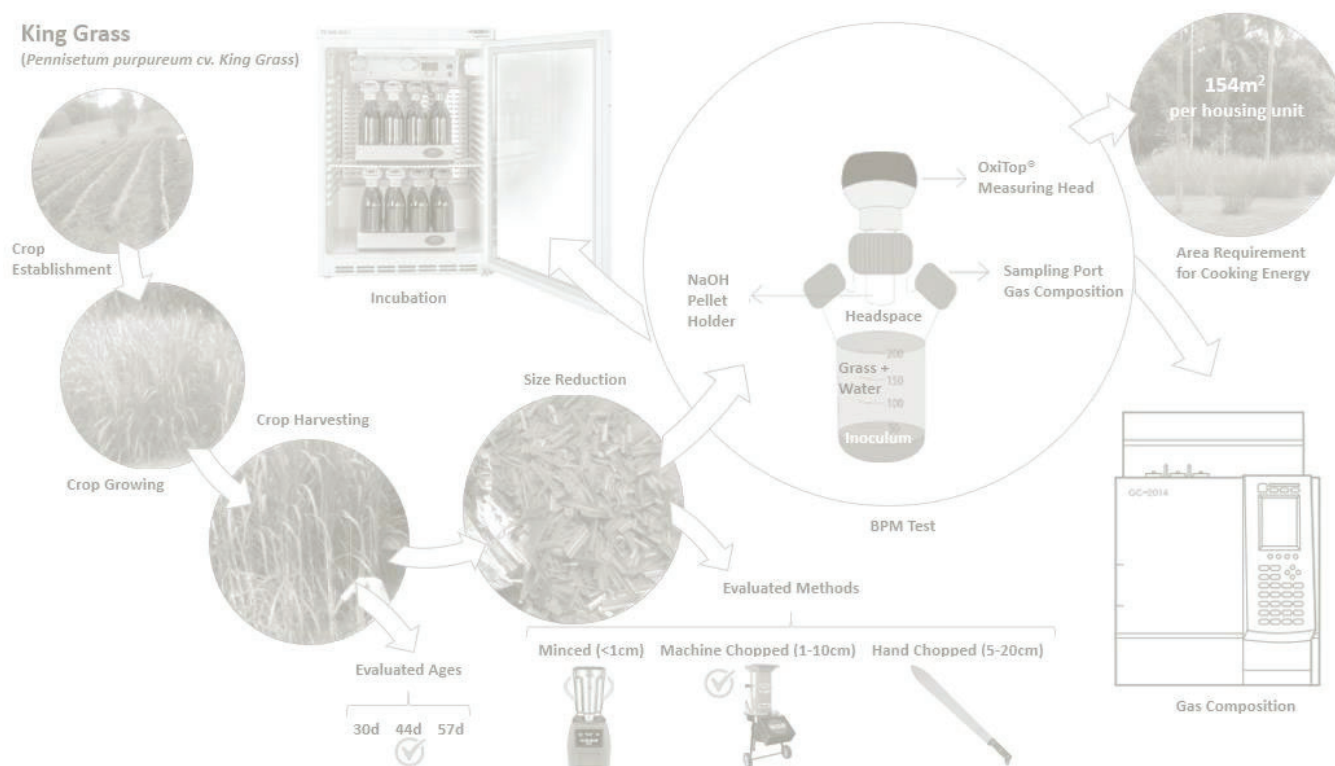
### *Capítulo 3*

alternativa más adecuada en estos contextos por la simplicidad de los equipos necesarios y sus operaciones.

Suplir la energía de cocción para una familia tipo en zonas rurales de Colombia requeriría 219 m<sup>2</sup> de cultivo de pastos, área que puede ser asumida por una finca en el contexto de estudio. No obstante, si así se requiere, dicha área podría disminuirse optimizando parámetros adicionales como la edad de cosecha y la reducción de tamaño, los cuales deben estudiarse bajo condiciones controladas en ensayos de potencial de metano a escala de laboratorio.

## CAPÍTULO 4

### Efecto de la edad de cosecha y reducción de tamaño en la composición y rendimientos de metano del King Grass



Parte de este capítulo se ha publicado en Pizarro-Loaiza, C.A., Torres-Lozada, P., Illa, J., Palasti, J., Bonmati, A., 2020. Effect of Harvesting Age and Size Reduction in the Performance of Anaerobic Digestion of *Pennisetum* grass. An energy option for cooking in tropical climates. Processes No 8 Fasc. 11. MDPI. ISSN 2227-9717, Basel - Switzerland. <https://doi.org/10.3390/pr8111414>

## Resumen

En las zonas rurales de los países en desarrollo de América Latina y el Caribe, los hogares más pobres dependen de combustibles tradicionales como la leña para satisfacer sus necesidades diarias de cocina. Muchos de esos países están ubicados cerca del ecuador, donde tienen un clima tropical y el pasto es uno de los cultivos de biomasa más comunes. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la edad de cosecha (30, 44 y 57 días) en el desempeño de la digestión anaeróbica de King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. King Grass) cultivado en condiciones de clima tropical. También se compararon tres métodos de reducción del tamaño del pasto cosechado. Los resultados mostraron que la edad de cosecha de 44 días presentó el mayor rendimiento de metano específico (347,8 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>SV) y el rendimiento de metano específico del área (9.773 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>). El método de picado a máquina (1-3 cm para tallos y 1-10 cm para hojas) fue el método de reducción que maximizó la producción de metano. A partir de esos resultados, el área calculada requerida para el cultivo de pasto para proporcionar la energía para cocinar a una familia típica en las zonas rurales de Colombia sería de 154 m<sup>2</sup>.

## Palabras clave

*Digestión anaerobia, pastos perennes, clima tropical, edad de cosecha, reducción del tamaño de partícula, rendimiento de metano, biogás.*

**Abstract**

In the rural zones of Latin American and Caribbean developing countries, the poorest households rely on traditional fuels such as firewood to meet their daily cooking needs. Many of those countries are located near the equator, where they have a tropical climate and grass is one of the most common biomass crops. The aim of this study was to evaluate the effect of harvesting age (30, 44, and 57 days) in the performance of anaerobic digestion of King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. King Grass) grown under tropical climate conditions. Three reduction methods of crop size were also compared. Results showed that 44-day harvesting age presented the greater specific methane yield (347.8 mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>VS) and area-specific methane yield (9,773 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>). The machine chopped method (1–3 cm for stems and 1–10 cm for leaves) was the reduction method that maximized the methane production. From those results, the calculated area required for grass cultivation to provide the cooking energy to a typical family in the Colombian rural zones is 154 m<sup>2</sup>.

**Keywords**

*Anaerobic digestion, perennial grasses, tropical climate, harvest age, particle size reduction, methane yield, biogas.*

#### 4.1 Introducción

La influencia de la edad de cosecha sobre la composición y producción de biogás con pastos *Pennisetum* han sido estudiados. Los rendimientos específicos de metano oscilan entre 104 y 310 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>SV para edades de cosecha entre 60 y 360 días, donde los tejidos jóvenes producen más metano que los tejidos viejos utilizando la prueba de potencial de bio metano (PBM) (Chynoweth et al., 1993; Surendra and Khanal, 2015). En reactores continuos de laboratorio, la literatura reportó rendimientos que varían de 100 a 242 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>SV (4.803 a 7.899 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>) para edades de cosecha alrededor de 60 días (Janejadkarn and Chavalparit, 2014; Pizarro-Loaiza et al., 2018; Thaemngoeng et al., 2020). En los países tropicales, las edades de cosecha comunes son entre 30 y 60 días (Chanpla et al., 2017; Lounglawan et al., 2014), lo que podría mejorar los rendimientos de metano.

La mayoría de los estudios sobre el potencial de biogás de los cultivos se han realizado con cultivos en climas templados o boreales, donde las edades de cosecha son mucho más altas y los rendimientos agronómicos más bajos. Hay poca información sobre la producción de biogás en América Latina y el Caribe (ALC), ya que la mayor parte de la información disponible sobre pastos se refiere a su uso como alimento para el ganado.

Este capítulo evalúa el efecto de la edad de cosecha del King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. *King Grass*), sobre su rendimiento de metano específico y el rendimiento de metano específico del área, evaluando tres edades de cosecha típicas (30, 44 y 57 días) de acuerdo con las prácticas locales en Colombia. Además, se compararon tres métodos de reducción del tamaño de partícula en los mismos términos, con la mejor edad de cosecha previamente seleccionada. Finalmente, se calculó el área requerida para el cultivo para suministrar la energía para cocinar de un hogar rural.

## **4.2 Materiales y Métodos**

### **4.2.1 Producción y Caracterización del Cultivo**

El cultivo de King Grass se cultivó en una finca ubicada en Cali, Colombia (3°21'50,8"N; 76°33'45,8"W), con precipitación anual de 1.173 mm y temperatura promedio de 23°C (17°C hasta 31°C) (Climate-Data, 2021). El cultivo se fertilizó siguiendo prácticas locales comunes (325 kgN·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>; 22 kgP·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>; 42 kgK·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>).

Fueron nueve parcelas de 25 m<sup>2</sup> cada una, distribuidas aleatoriamente en tres bloques. El pasto se cosechó a mano a 5 cm sobre el nivel del suelo (Lounglawan et al., 2014) y se refrigeró antes de la caracterización. El rendimiento del cultivo de gramíneas se calculó pesando 4 submuestras de cada parcela después de picado (tamaños de 1-3 cm en tallos y 1-10 cm en hojas).

Los sólidos totales (TS), los sólidos volátiles (VS) y el pH se determinaron siguiendo los protocolos de los Métodos Estándar para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales (APHA, 2005); las concentraciones de C y N se midieron de acuerdo con los métodos estándar de la Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM, 2007) utilizando el analizador elemental CHN 628 (LECO, St. Joseph — MI, EE. UU.); y la proteína cruda (CP), el extracto etéreo (E.E.), la celulosa, la hemicelulosa y la lignina se estimaron de acuerdo con (Van Soest, 1963).

Se calculó un rendimiento teórico (estequiométrico) de metano (Triolo et al., 2011) para evaluar una posible correlación entre el rendimiento de metano y la composición de la hierba en diferentes edades de cosecha. Para calcular el rendimiento teórico, se estimaron fórmulas empíricas para cada componente orgánico como proteína (C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N), lípido (C<sub>57</sub>H<sub>104</sub>O<sub>6</sub>), lignina (C<sub>10</sub>H<sub>13</sub>O<sub>3</sub>) y carbohidratos (carbohidratos no lignocelulósicos, celulosa y hemicelulosa) (C<sub>6</sub>H<sub>10</sub>O<sub>5</sub>) (Triolo et al., 2011). El rendimiento teórico de metano se estimó de acuerdo con la Ecuación (1.1) descrita en el numeral 1.4.3.

#### 4.2.2 Prueba del potencial de bio metano (PBM)

La cuantificación del metano se realizó por triplicado en viales discontinuos con el sistema Oxitop® (WTW — Xylem, Weilheim, Alemania) incubados a  $35,0 \pm 0,5$  ° C por 90 días en un armario termostato TS 606-2 (WTW — Xylem, Weilheim, Alemania) siguiendo la misma metodología descrita en el numeral 3.2.1 y verificando semanalmente la composición del gas mediante cromatografía de gases utilizando un cromatógrafo GC2014 (Shimadzu, Kyoto, Japón). El inóculo utilizado fue el digerido de un SDBS (pH: 8,31, TS: 11,0% y SV: 75,3% en base seca).

La producción neta de metano en condiciones estándar se calculó restando la producción de metano de los blancos (inóculo sin sustrato) de la producción de metano de los viales de tratamiento. Finalmente, la producción de metano se ajustó a la ecuación de Gompertz (Ecuación 4.1) (Gadhamshetty et al., 2010):

$$P = P_m \times \exp\left(-\exp\left[\frac{R_m \times e}{P_m}\right](\lambda - t)\right) \quad (4.1)$$

donde P es la producción acumulada de metano ( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ ),  $P_m$  es el rendimiento específico de metano ( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ ),  $R_m$  es la tasa máxima de producción de metano ( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV} \cdot \text{d}^{-1}$ ) y  $\lambda$  es la fase de retraso período de producción de biogás (d). El criterio de la suma de errores de mínimos cuadrados se utilizó en el proceso de ajuste y el método de Monte Carlo para establecer el intervalo de confianza del 95% de los valores estimados de los parámetros (Hauser, 2009).

#### 4.2.3 Diseño Experimental

Se evaluaron tres edades de cosecha (30, 44 y 57 días) ( $n = 3$ ) y las variables de respuesta fueron el rendimiento específico de metano ( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ ) y el rendimiento de metano por hectárea ( $\text{m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ). Se aplicó un ANOVA seguido de una prueba de diferencia mínima significativa de Fisher post hoc (LSD,  $p < 0.05$ ) a las variables de respuesta utilizando el software STATISTICA, versión 7.0 (StatSoft Inc, Tulsa - OK, EE. UU.).

## Capítulo 4

Para la edad de cosecha con mayor rendimiento de metano, se aplicaron tres métodos de reducción de tamaño de partícula (n=3): i) Picado (<1 cm para hojas y tallos) obtenido con una licuadora CB15 (Waring Commercial, Torrington-CT, EE.UU.) a una velocidad de 15.800 rpm durante un minuto (velocidad estándar del mezclador); ii) Troceado a máquina (tallos de 1-3 cm y hojas de 1-10 cm) obtenido con una TRAPP® TR200 industrial (METALÚRGICA TRAPP LTDA, Jaraguá do Sul-SC, Brasil); y por último iii) Troceado a mano (tallos de 5 a 10 cm y hojas de 5 a 20 cm) obtenido cortando a mano con un machete. La variable de respuesta fue el rendimiento específico de metano ( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ ) y también se realizó un ANOVA seguido de un Fisher a posteriori.

Finalmente, se estimaron los requerimientos de biogás y área para suministrar una energía de cocción de 6.000 MJ (equivalente a  $150 \text{ m}^3 \text{CH}_4$ ), necesaria por unidad de vivienda por año en las zonas rurales de Colombia.

### **4.3 Resultados y Discusión**

#### **4.3.1 Producción y Caracterización del Cultivo**

Los resultados de los rendimientos agronómicos y la caracterización del sustrato se presentan en la Tabla 4.1.

Aunque se observó una ligera reducción del pH con un aumento en la edad de cosecha, los valores de pH para todos los tratamientos fueron cercanos a la neutralidad. En cuanto a las variables relacionadas con la materia orgánica, la materia seca tiende a aumentar con las edades de cosecha más allá de los 44 días, observándose una leve disminución en los SV (base seca). Estos valores fueron similares a los obtenidos por Chanpla et al. (2017), que con *Pennisetum purpureum* con edades de 35, 45 y 55 días, reportan un 18,4%, 19,2% y 20,2% de contenido de MS respectivamente, con un porcentaje de SV de 87-89%.



## Capítulo 4

**Tabla 4.1.** Caracterización y rendimientos de King Grass según edad de cosecha (n=3 donde se presenta la desviación estándar).

Parámetro	Edad de Cosecha (d)		
	30	44	57
pH	7,00	6,78	6,50
Sólidos Torales ST (Materia Seca MS) (%)	15,0	14,2	21,1
Sólidos Volátiles (%)	86,0	86,0	85,0
N (%)	2,75	3,24	2,24
Relación C/N	15,7	13,7	19,8
Proteína Cruda (g·kg <sup>-1</sup> SV)	127,87	145,15	90,52
Extracto Etéreo (g·kg <sup>-1</sup> SV)	15,5	25,9	23,8
Celulosa (g·kg <sup>-1</sup> SV)	357,8	324,0	357,0
Hemicelulosa (g·kg <sup>-1</sup> SV)	192,6	241,9	256,7
Lignina (g·kg <sup>-1</sup> SV)	26,7	20,7	19,6
Rendimiento Agronómico (t <sub>MS</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	16,8 ± 2,0 a	28,1 ± 3,9 b	38,6 ± 6,6 c
Rendimiento Teórico de Metano (mLCH <sub>4</sub> ·g <sup>-1</sup> SV)	326,9	348,2	337,9
Rendimiento Específico de Metano (mLCH <sub>4</sub> ·g <sup>-1</sup> SV)	241,7 ± 35,9 b	347,8 ± 27,0 a	191,2 ± 17,1 b
Rendimiento de Metano por Hectárea (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	4060,6 ± 603,1 c	9773,2 ± 758,7 a	7380,3 ± 660,1 b

Nota: Números de un mismo parámetro seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes (p = 0.05).

Las relaciones C/N obtenidas fueron 15,7; 13,7 y 19,8 para edades de cosecha de 30, 44 y 57 días, respectivamente. Según Dai et al. (2016), que evaluó la codigestión de lodos activados y raigrás a un pH de 7,00, los rendimientos específicos de metano más altos se encontraron con relaciones C/N inferiores a 15, mientras que los contenidos más altos de metano en el biogás se encontraron con una C/N de 9.

En cuanto a la composición de la fibra y los componentes estructurales, no hubo diferencias notables entre las edades de cosecha excepto un aumento del extracto etéreo a partir de los 44 días y una disminución de la proteína cruda observada a los 57 días.

## Capítulo 4

Como era de esperar, los rendimientos agronómicos obtenidos se mostraron mayores al aumentar la edad de cosecha. Los valores obtenidos para edades de corte de 30 y 44 días ( $16,8 \pm 2,0$  y  $28,1 \pm 8,0$   $t_{MS} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ ) son similares a los reportados para King Grass de edades similares: 22,86 y 28,95  $t_{MS} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  para 30 y 45 días de edad, respectivamente (Lounglawan et al., 2014). Sin embargo, el rendimiento agronómico ( $38,6 \pm 6,6$   $t_{MS} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ ) para una edad de cosecha de 57 días fue superior al obtenido por Lounglawan et al. (2014) de 28,93  $t_{MS} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$  para una edad de cosecha de 60 días en Tailandia.

A partir de la composición del pasto en diferentes edades de cosecha, el rendimiento teórico estimado de metano mostró un valor más alto para la edad de cosecha de 44 días.

Los resultados muestran que la edad de recolección influye en la producción y caracterización del sustrato de King Grass. De acuerdo con esas características, se puede prever que una edad de cosecha de 44 días sería óptima para la producción de biogás. Una edad de cosecha de 44 días muestra una mejor relación C/N y proteína cruda que una edad de 57 días, mejores concentraciones de C, N, proteína cruda, extracto etéreo y lignina que una edad de 30 días y el mayor rendimiento teórico de metano.

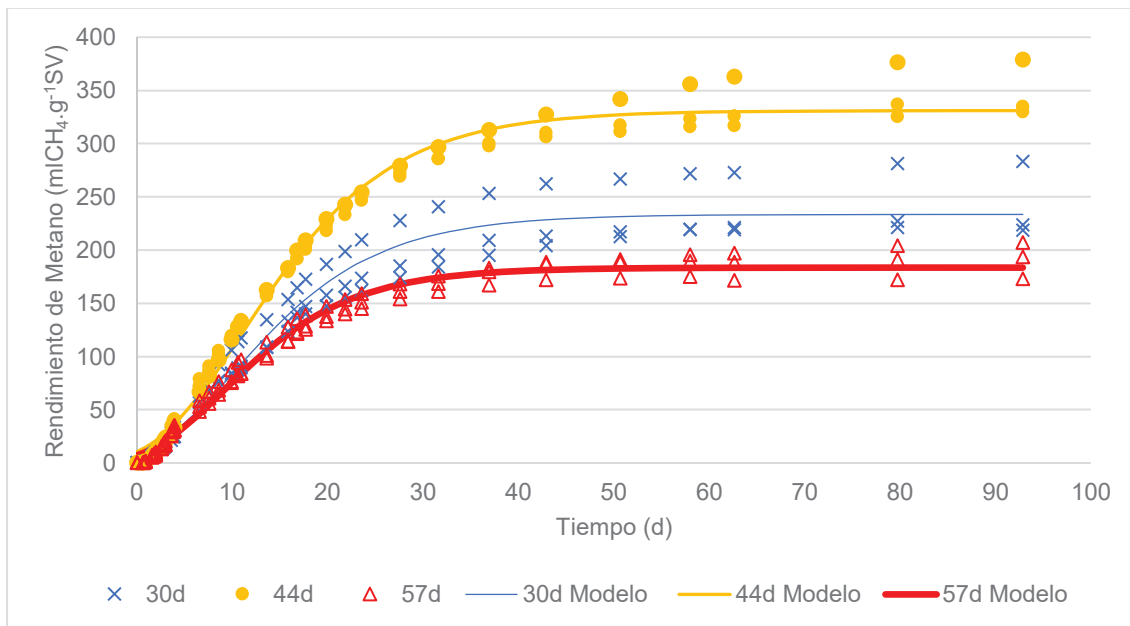
### **4.3.2 Influencia de la edad de cosecha sobre el rendimiento de metano**

El análisis estadístico de los rendimientos de metano a diferentes edades de cosecha presentó diferencias significativas ( $p = 0,000623$ ); el post hoc de Fisher mostró que el rendimiento de metano a los 44 días de edad ( $347,8 \pm 27,0$   $mLCH_4 \cdot g^{-1}SV$ ) fue significativamente mayor que en las otras dos edades de cosecha (Tabla 4.1) como se esperaba de los resultados de la caracterización. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre 30 y 57 días. Estos resultados son similares a los reportados por Chanpla et al. (2017) para *Pennisetum purpureum* cv. *Pakchong-1*, que obtuvo el mejor rendimiento de metano específico en las pruebas de PBM para una edad de cosecha de 45 días, seguida de una edad de cosecha de 35 días y 55 días.

La Figura 4.1 muestra la línea de tiempo de la producción de biogás y la ecuación de Gompertz ajustada. La Tabla 4.2 muestra los parámetros del ajuste. Como se puede

## Capítulo 4

ver, el ajuste mostró altos coeficientes de correlación ( $r^2 > 0.96$ ) y evidenció que la tasa máxima de producción de metano ( $R_m$ ) de la edad de cosecha de 44 días es la más alta de las tres edades evaluadas. Estos resultados concuerdan con informes anteriores para pastos frescos de *Pennisetum purpureum* entre 10,64 y 13,97  $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV} \cdot \text{d}^{-1}$  (Li et al., 2017). En cuanto al parámetro  $\lambda$ , se observaron valores muy cercanos entre los tratamientos.



**Figura 4.1.** Rendimiento específico de metano a lo largo del tiempo para edades de cosecha ( $n = 3$ ).

**Tabla 4.2.** Parámetros del ajuste de la ecuación de Gompertz sobre el PBM según la edad de cosecha ( $P_m$ ,  $R_m$  y  $\lambda$ ), intervalo de confianza (IC con  $\alpha = 0,05$ ) y evaluación del coeficiente de determinación ( $r^2$ ).

Edad de Cosecha (d)	$P_{max}$		$R_m$		$\lambda$		$r^2$
	( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$ )	IC (95%)	( $\text{mLCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ )	IC (95%)	(d)	IC (95%)	
30	233,5	226,2–241,2	10,0	9,3–11,0	10,2	9,6–10,9	0,96
44	331,1	325,3–336,8	13,6	13,1–14,3	11,1	10,7–11,4	0,99
57	183,6	180,2–187,1	8,8	8,3–9,3	9,1	8,7–9,4	0,99

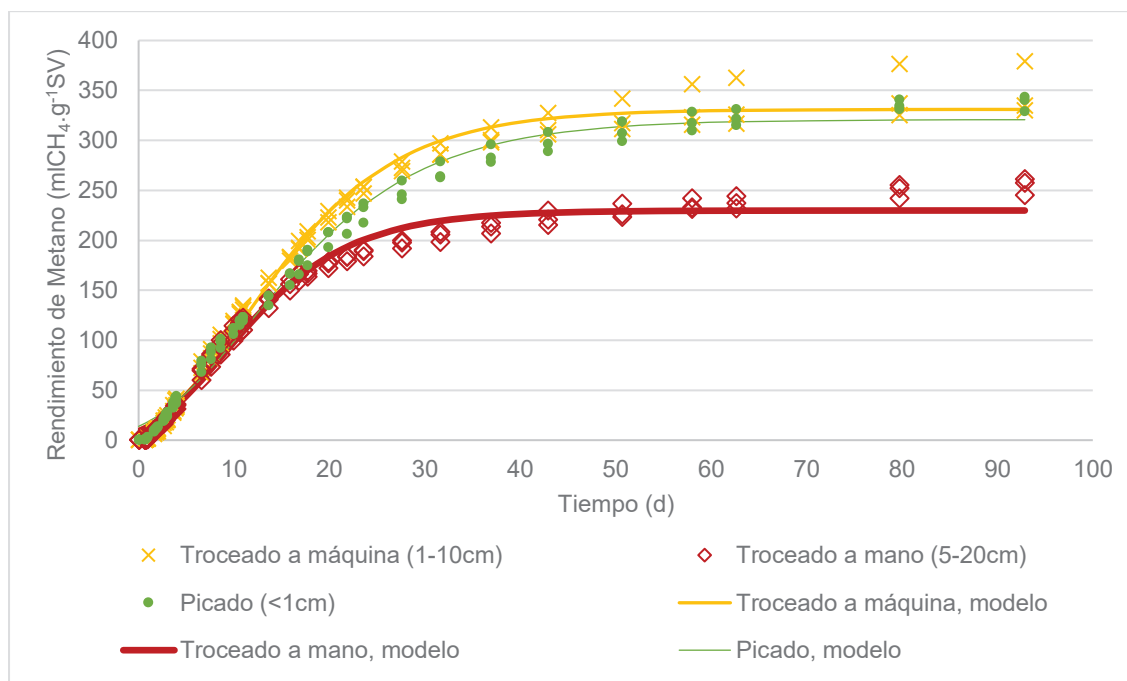
El análisis estadístico de los rendimientos de metano por áreas específicas (Tabla 4.1) mostró diferencias significativas entre todos los tratamientos ( $p < 0.05$ ). Los resultados indican que la edad de cosecha de 44 días mostró el mejor rendimiento de metano por hectárea ( $9.773 \pm 759 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ). Aunque el rendimiento de metano específico obtenido se encuentra dentro de los rangos reportados en la literatura para la digestión de pastos no ensilados, el alto rendimiento agronómico de King Grass dio como resultado un alto rendimiento de metano por hectárea, por encima del obtenido para el mismo cultivo en climas subtropicales de  $5.500\text{-}7.500 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (Schank et al., 1993).

#### **4.3.3 Influencia del método de reducción de tamaño sobre el rendimiento específico de metano**

La Figura 4.2 presenta el rendimiento específico de metano a lo largo del tiempo para los tres métodos utilizados de reducción de tamaño con una edad de cosecha de 44 días. El análisis estadístico evidenció diferencias significativas con  $p=0,000130$  aplicando el test ANOVA. El análisis post hoc de Fisher mostró que los rendimientos de metano del método *Troceado a mano* fueron significativamente más bajos que los obtenidos con los métodos de *Picado* y *Troceado a máquina* (Tabla 4.3). Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre *Troceado a máquina* y *Picado*.

Adicionalmente, el comportamiento cinético (Tabla 4.4) analizado mediante la ecuación de Gompertz ( $r^2 = 0,99$ ) mostró que el método de *Troceado a máquina* presentó la  $R_m$  más alta. Tsapekos et al. (2017) han informado de diferencias en  $R_m$  aplicando diferentes métodos de reducción de tamaño. Estos resultados sugieren que una reducción adicional del tamaño del pasto con una picadora industrial típica para desechos orgánicos no mejora la cinética de la producción de biogás. Esto está de acuerdo con el estudio de Narinthorn et al. (2019), quienes no encontraron diferencias significativas en los rendimientos de metano de *Pennisetum* entre tamaños de 2-3 cm y  $<0,6$  mm.

## Capítulo 4



**Figura 4.2.** Rendimiento de metano específico a lo largo del tiempo para los tres métodos de reducción de tamaño (n = 3).

**Tabla 4.3.** Rendimientos de King Grass de 44 días según el método de reducción de tamaño (n=3).

Parámetro	Método de Reducción de Tamaño		
	Picado	Troceado a máquina	Troceado a mano
Rendimiento Específico de Metano (mLCH <sub>4</sub> ·g <sup>-1</sup> SV)	337,6 ± 7,5 a	347,8 ± 27,0 a	254,6 ± 8,4 b
Rendimiento de Metano por Hectárea (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> )	9.486,6 ± 210,8 a	9.773,2 ± 758,7 a	7.154,3 ± 236,0 b

**Tabla 4.4.** Parámetros de la ecuación de Gompertz sobre el PBM según el método de reducción de tamaño ( $P_m$ ,  $R_m$  y  $\lambda$ ), intervalo de confianza (IC con  $\alpha = 0,05$ ) y evaluación del coeficiente de determinación ( $r^2$ ).

Método de Reducción de Tamaño	$P_{max}$		$R_m$		$\lambda$		$r^2$
	(mLCH <sub>4</sub> ·gSV <sup>-1</sup> )	IC (95%)	(mLCH <sub>4</sub> ·gSV <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )	IC (95%)	(d)	IC (95%)	
Picado	320,8	315,5–326,6	11,6	11,1–12,1	11,7	11,3–12,1	0,99
Troceado a máquina	331,1	325,3–336,8	13,6	13,1–14,3	11,1	10,7–11,4	0,99
Troceado a mano	229,8	225,6–234,3	11,4	10,7–12,0	8,8	8,4–9,1	0,99

Los rendimientos de metano de  $337,6 \pm 7,5$  y  $347,8 \pm 27,0$  mLCH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup>SV, obtenidos con los métodos *Picado* y *Troceado a máquina*, respectivamente, están cerca de valores de 330 mLCH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup>SV para tamaños de partículas de 0-1 cm de pastos en espacios públicos en Japón (Hidaka et al., 2013) y valores de 373 a 438 mLCH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup>SV·d<sup>-1</sup> obtenidos de pastos *Festulolium* con tamaños de partícula de 1–1,5 cm (Meehan et al., 2017).

#### 4.4 Conclusiones

En condiciones de clima tropical, se detectó un aumento significativo en el rendimiento de la digestión anaeróbica de King Grass con edades de cosecha inferiores a 60 días, que es la edad más baja generalmente evaluada y reportada por la literatura. Se encontró una edad óptima de cosecha de 44 días, con un mayor rendimiento de metano de 347,8 mLCH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup>SV y 9.773 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>, incluso cuando el rendimiento agronómico aumenta con la edad de cosecha. El método de reducción de tamaño cortado a máquina (1-10 cm) fue el pretratamiento más eficiente, aunque no tuvo una diferencia significativa con el tamaño más pequeño evaluado (<1 cm). El suministro de energía para cocinar para una familia típica en zonas rurales de Colombia requeriría 154 m<sup>2</sup> de cultivo King Grass, un área que puede ser fácilmente asumida por este tipo de viviendas.

## Capítulo 4

# CAPÍTULO 5

## Evaluación económica de los digestores anaerobios alimentados con pasto en zonas rurales de clima tropical.

Variables	Características
Tipo de pasto	Paso las condiciones del estudio a TRINACUIN con precipitación anual de 3000mm (Según para las condiciones del clima tropical se eligió pasto King-Graz (Pizarro-Loaiza et al., 2018).
Edad de Cosecha	El pasto King-Graz presento edad de cosecha óptima de 44 días, equivalente a 4 meses (Pizarro-Loaiza et al., 2018).
Indicador de cosecha	Según las condiciones del estudio el tamaño de parcela elegida fue 1.5 con 1000 m <sup>2</sup> y 1.30 con 100 m <sup>2</sup> de riego, con cuando se obtiene con esta parcela potencialmente para el cultivo de sistemas orgánicos y simples (Pizarro-Loaiza et al., 2018).
Tipo de fertilización	Adaptar los requerimientos de nutrientes obtenidos, aplicando fertilización mineral complementaria frente a los obtenidos con fertilizante 100% orgánico, se analizó de ciclo de vida mínimo que la alternativa con fertilizante orgánico respecto los recursos, impactos ambientales respecto a la alternativa con aditivos de fertilizantes minerales, así como también respecto a la leña y el GLP (Pizarro-Loaiza et al., 2018).
Requisito de México	El medioambiente de México fue 100% orgánica, de acuerdo con las condiciones mexicanas (Pizarro-Loaiza et al., 2018).

Tabla 1/ Características óptimas del pasto para digestión anaeróbica.

Energía (energía)	Potencia (energía)	Costo (energía)	Disponibilidad (energía)	Potencia (energía)	Costo Anual (energía)
4000	100	100	100	100	100
GLP	100	100	100	100	100
Electricidad	100	100	100	100	100
Biogas de (energía)	100	100	100	100	100

Tabla 3 / Costos de Operación de Fuentes de Energía de Cocina.

Criterio o Variable	Descripción
Configuración	De acuerdo con los resultados experimentales en esta piloto, el no presento una alta diferencia aparente entre las producciones de metano del sistema 100% biogas respecto al sistema con recambio de biomasa, se eligió sistema 100% biogas que tiene menores requerimientos de energía y mantenimiento (Pizarro-Loaiza et al., 2018).
Tiempo de Digestión	De acuerdo con los ensayos de HSB, el tiempo de digestión ideal para el pasto King-Graz picado con humedad reducida de 44 días de edad de cosecha, fue de 40 días (Pizarro-Loaiza, 2018).
Relación Inicial/Sustrato	De acuerdo con los resultados experimentales en esta piloto corroborado con los resultados obtenidos en los ensayos HSB y la literatura, se eligió una relación 15:1 en relación de W (Pizarro-Loaiza et al., 2018), Sánchez and Chavira, 2012).

Tabla 2 / Criterios de diseño del sistema de digestión.

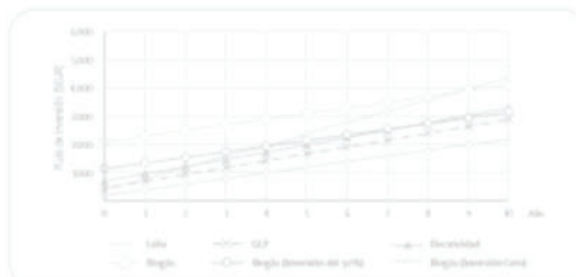


Figura 1 / Flujo de Inversión de Fuentes de Energía de Cocina para sustitución de leña. Sin Ajuste de precios ni recambio sobre la inversión.



Parte de este capítulo se ha publicado en:

Pizarro-Loaiza, C.A., Torres-Lozada, P., Palatsi, J., Bonmati, A. (2018). Gas de cocina a partir de la digestión anaerobia de pastos, Poster in: II Congreso Nacional de Bioenergía, Cali - Colombia.

Pizarro-Loaiza, C.A. (2021). Digestores domésticos para producir biogás a partir de pastos. Evaluación económica para sustitución de leña y GLP zonas rurales de clima tropical. Capítulo 6 del Libro: "BIOGÁS Nanotecnología, Beneficios & Producción". Editorial de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Colección Álvarez Lleras, No 40. 317p. Editores: E. González, E. Forero. ISBN: 978-958-52796-2-9. Bogotá, 2021.



### Resumen

Un gran número de familias en áreas rurales de países en desarrollo no puede acceder a otra fuente de energía que no sea leña para cocinar, lo que genera problemas de salud e impactos ambientales, además de tener una estrecha relación con bajos índices de desarrollo económico. Por otro lado, los pastos se encuentran entre los cultivos con mayor potencial energético en países con clima tropical, representando una de las biomásas de menor costo y más comunes en zonas rurales. En este capítulo se ha dimensionado y evaluado económicamente una propuesta de producción de energía de cocina a partir del biogás resultante de la digestión anaerobia de pastos de corte cultivados in situ, que permiten simplicidad y adecuación al entorno rural en clima tropical. Los resultados muestran que para producir la energía cocción con biogás requerida por una vivienda típica de zona rural se requiere un Sistema Discontinuo de Digestión Seca SDBS con 3 reactores de 1 m<sup>3</sup> cada uno, para ser alimentados cada 3 semanas, con un coste de inversión de € 851, que es alta para un habitante en zona rural de países como Colombia, donde el ingreso per cápita del 43% de los habitantes está por debajo de € 884 anuales y el del 15% por debajo de los € 387 anuales. No obstante, el análisis económico mostró que la alternativa de biogás a partir de pastos es una opción viable de sustitución de leña.

**Palabras Clave:** *energía de cocción, digestores domésticos, sustitución de leña, flujo de inversión, periodo de recuperación de la inversión.*

### **Abstract**

A large number of families in rural areas of developing countries cannot access another source of energy other than firewood for cooking, which generates health problems and environmental impacts, in addition to being closely related to low rates of economic development. On the other hand, pastures are among the crops with the highest energy potential in countries with a tropical climate, representing one of the lowest-cost and most common biomass in rural areas. In this chapter, a proposal for the production of cooking energy has been dimensioned and economically evaluated from the biogas resulting from the anaerobic digestion of tropical grasses cultivated in situ, which allow simplicity and adaptation to the rural environment in a tropical climate. The results show that to produce the cooking energy with biogas required by a typical house in a rural area, a Discontinuous System of Dry Digestion SDBS is required with 3 reactors of 1 m<sup>3</sup> each, to be fed every 3 weeks, with an investment cost of € 851, which is high for an inhabitant in rural areas of countries like Colombia, where the per capita income per year is below € 884 for 43% of the inhabitants and below € 387 for 15% of them. However, the economic analysis showed that the biogas alternative from grasses is a viable option to replace firewood.

**Key Words:** *cooking energy, domestic digesters, wood replacement, investment flow, investment payback.*

## **5.1 Introducción**

A nivel mundial alrededor de 3.000 millones de personas utilizan leña o biomasa similar para cocinar. La leña comúnmente utilizada tiene un bajo poder calorífico y puede causar toxicidad si las cocinas no están bien ventiladas, pues la combustión no es completa, lo que es responsable de aproximadamente 4,3 millones de muertes relacionadas con la contaminación al interior de la vivienda cada año (World Bank, 2018).

El Gas Licuado del Petróleo (GLP) es el principal sustituto de la leña en países en desarrollo como Colombia, donde se estima que alrededor de 13 millones de personas lo utilizan como combustible para cocinar y su consumo anual por vivienda es de 132 kg (GASNOVA, 2019). Sin embargo, su aplicación aún es limitada debido a sus altos costos y acceso limitado de vehículo en ciertas áreas. El biogás de la digestión anaerobia de biomasa en digestores domésticos de bajo costo podría ser una alternativa para cambiar a una fuente de energía renovable para cocinar en áreas rurales.

El objetivo de este capítulo es dimensionar y evaluar económicamente una propuesta de producción de energía de cocina a partir del biogás resultante de la digestión anaerobia de pastos de corte cultivados in situ. Para el diseño y dimensionado se han utilizados las condiciones óptimas de operación obtenidas en esta tesis, complementado con datos de la literatura. La premisa para el diseño de los reactores anaerobios ha sido que permita simplicidad en su operación y que sea adecuación al entorno rural de países de clima tropical.

## **5.2 Materiales y Métodos**

### **5.2.1 Datos de partida para realizar los cálculos**

#### ***Demanda de Energía de Cocina y de Biogás***

Considerando la demanda anual de GLP para cocción, equivalente a 6.000 MJ/año por vivienda (GASNOVA, 2019), y la eficiencia térmica de la estufa a GLP del 40% (Kaushik and Muthukumar, 2018) según la tecnología comúnmente instalada en la

## Capítulo 5

actualidad en el contexto rural de Colombia, se obtiene una demanda anual de calor útil de 2.400 MJ. Con esta demanda de calor útil, los poderes caloríficos y las eficiencias térmicas de cada combustible se calculan las demandas de leña y biogás equivalentes.

### **Ubicación del Estudio y Establecimiento del Cultivo**

El estudio se desarrolló en el corregimiento de La Buitrera (3°21'50,8"N; 76°33'45,8"W), Cali – Colombia, con una altitud de 1.100 m.s.n.m. y una precipitación media anual de 1.173 mm. Se establecieron cultivos contiguos, distribuidos aleatoriamente, lo que permitía controlar el tipo de pasto y la edad de cosecha en el momento de la carga de los digestores a escala piloto o de los ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM).

### **Características Óptimas del Pasto**

La Tabla 5.1 presenta un resumen de las características óptimas del pasto para producción de biogás como energía de cocina bajo las condiciones de clima tropical. Se destaca que, en las condiciones del Valle del Cauca, el King Grass con fertilización orgánica, cosechado a los 44 días de rebrote y picado de 1-10cm presenta unos rendimientos óptimos de metano de  $0,35 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}$  y  $8.069 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ .

**Tabla 5.1.** Características óptimas del pasto para digestión anaerobia.

<b>Variable</b>	<b>Característica</b>
Tipo de Pasto	Para las condiciones del estudio a 1.100m.s.n.m. con precipitación anual de 1.000mm (Baja para las condiciones del clima tropical) se eligió pasto <b>King Grass</b> (Pizarro-Loaiza et al., 2018).
Edad de Cosecha	El pasto King Grass presentó edad de cosecha óptima de <b>44 días, equivalente a 6 semanas</b> (Pizarro-Loaiza et al., 2020).
Reducción de tamaño	Bajo las condiciones del estudio el tamaño de picado elegido fue: <b>1-3 cm en tallos y 1-10 cm en hojas</b> . Este tamaño se obtiene con una <b>picadora industrial</b> común para picado de residuos orgánicos y forrajes (Pizarro-Loaiza et al., 2020).
Tipo de fertilización	Aunque los rendimientos de metano obtenidos aplicando fertilización mineral complementaria fueron superiores a los obtenidos con fertilización 100% orgánica, un análisis de ciclo de vida mostró que la alternativa con <b>fertilización orgánica</b> mostró los menores impactos ambientales respecto a la alternativa con adición de fertilizantes minerales, así como también respecto a la leña y el GLP (Pizarro-Loaiza et al., 2021).
Rendimiento de Metano	Los rendimientos de metano fueron <b><math>0,35 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}\text{SV}</math> y <math>8.069 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}</math></b> con las condiciones mencionadas (Pizarro-Loaiza et al., 2021).

### 5.2.2 Criterios de Diseño del Sistema de Digestión

La Tabla 5.2 presenta un resumen de los criterios de diseño del sistema de digestión de pasto para producción de biogás como energía de cocina bajo las condiciones de clima tropical. Se resalta la elección del sistema sin recirculación de lixiviados, con 60 días de tiempo de retención y relación Inóculo/Sustrato (I/S) de 1/1 en términos de SV.

**Tabla 5.2.** Criterios de diseño del sistema de digestión.

<b>Criterio o Variable</b>	<b>Descripción</b>
Configuración	De acuerdo con los resultados experimentales en escala piloto, al no presentarse una diferencia significativa entre los potenciales de metano con y sin recirculación de lixiviados, se elige el sistema sin recirculación, que tiene menores requerimientos de energía y tecnología (Pizarro-Loaiza et al., 2018).
Tiempo de Digestión	De acuerdo con los ensayos de PBM, el tiempo de digestión ideal para el pasto King Grass picado con picadora industrial de 44 días de edad de cosecha, fue de 60 días.
Relación Inóculo/Sustrato (I/S)	De acuerdo con los resultados experimentales en escala piloto, corroborado con los rendimientos obtenidos en los ensayos PBM y la literatura, se elige una relación I/S de 1/1 en términos de SV (Pizarro-Loaiza et al., 2018; Surendra and Khanal, 2015)

### 5.2.3 Análisis Económico

Los costos considerados en la inversión inicial corresponden a precios locales de referencia del mercado convertidos a euros (€) aplicando una tasa de 4.500 \$(COP)/€(EUR). Para la leña se consideró inversión inicial cero, ya que el usuario objetivo de esta propuesta tecnológica es aquel que actualmente tiene una infraestructura para cocción con leña. En el caso de la alternativa con biogás se consideró la inversión en la picadora de pastos, el sistema de biodigestores y la estufa. Para el GLP se consideró el costo de la estufa y del cilindro.

Respecto a los costos recurrentes o costos de operación de las alternativas evaluadas, para leña se estimó el costo anual como el precio de 21 jornales a €8,89, correspondientes a 164 horas anuales de dedicación para su recolección, las cuales se desarrollan principalmente por mujeres y niños (World Bank, 2015); no obstante, no han sido cuantificados en este estudio los costos económicos por reducción de acceso a la educación por ausencia debida a enfermedades respiratorias asociadas a la cocción o debidas al tiempo dedicado por los niños a las labores de recolección.

## Capítulo 5

Para el biogás se consideró como costo anual, el precio de 10 jornales en las mismas condiciones que para la leña. Para los costos de GLP y electricidad, se ha considerado un cilindro de 40 lb (18 kg) de GLP a € 13,89 más € 5,56 de transporte hasta las ubicaciones remotas objeto de este estudio. Para ninguna de las proyecciones se aplicó ajuste de precios en el tiempo ni se consideró tasa de retorno sobre la inversión.

Se usó como indicador económico el Periodo de retorno (Payback), aplicando la Ecuación 5.1:

$$Payback = a + \frac{I_0 - b}{Ft} \quad (5.1)$$

donde:  $a$  es el número del periodo inmediatamente anterior hasta recuperar el desembolso inicial.  $I_0$  es la inversión inicial del proyecto.  $b$  es la suma de los flujos hasta el final del periodo “a” y  $Ft$  es el valor del flujo de caja del año en que se recupera la inversión.

### 5.3 Resultados y Discusión

#### 5.3.1 Demanda de Energía de Cocina y de Biogás

La Tabla 5.3 presenta las equivalencias de demanda anual de combustible de cocción obtenidas entre GLP, leña y biogás.

**Tabla 5.3.** Equivalencias de demanda anual de GLP, leña y biogás para 2.400MJ de calor útil.

Combustible	Poder Calorífico	Eficiencia Térmica	Demanda Anual
GLP	46,4 MJ.kg <sup>-1</sup>	40% <sup>a</sup>	129 kg (6.000 MJ)
Leña	12,5 MJ.kg <sup>-1</sup>	12,5% <sup>b</sup>	1.536 kg (19.200 MJ)
Biogás	24,0 MJ.m <sup>-3</sup>	40% <sup>a</sup>	250 m3 (6.000 MJ)

<sup>a</sup> Boy et al., 2000; <sup>b</sup> Kaushik and Muthukumar, 2018

Se observa como la leña, por tener un poder calorífico bajo y disponer de tecnología local de muy baja eficiencia térmica, tiene la mayor demanda de energía bruta, siendo

## Capítulo 5

esta de 19.200 MJ anuales o 1.536 kg de leña. Respecto al biogás, su demanda estimada en 6.000 MJ o 250 m<sup>3</sup> anuales, muestra que para su implementación se requiere un biodigestor con su respectivo sustrato con capacidad para producir 685 L diarios de gas.

### **5.3.2 Requerimiento de Pastos y Cultivo**

Considerando la demanda de 250 m<sup>3</sup> anuales de biogás, equivalentes de 150m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> anuales y los rendimientos de metano obtenidos de 8.069 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup> aplicando fertilización orgánica (Pizarro-Loaiza et al., 2021), se calcula un requerimiento de área efectiva de cultivo de 186 m<sup>2</sup>. Para el establecimiento de cultivo productor de semillas y previsión de bajos rendimientos en temporada seca, se estima un área adicional del 35%, quedando el requerimiento total de área en 250 m<sup>2</sup>.

### **5.3.3 Dimensionamiento del Sistema de Digestión**

La Tabla 5.4 presenta un resumen del proceso de dimensionamiento del sistema de digestión de pasto para producción de biogás como energía de cocina bajo las condiciones de clima tropical.

Los cálculos muestran que son necesarias 3 unidades de digestión de 1 m<sup>3</sup> cada una, las cuales procesarían cargas de pasto cada 21 días (3 semanas) con 176,5 kg de pasto de 6 semanas de edad de cosecha. El espacio que ocuparía el sistema doméstico de digestión sería de 5 m<sup>2</sup>.

## Capítulo 5

**Tabla 5.4.** Dimensionamiento del sistema de digestión.

Parámetro	Valor	Unidad
Requerimiento diario de Biogás	0,70	m <sup>3</sup> biogás·d <sup>-1</sup>
Composición del Biogás	60%	% CH <sub>4</sub>
Requerimiento diario de Metano	0,42	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·d <sup>-1</sup>
% de pérdidas de Biogás	5%	pérdidas
Requerimiento total diario de Metano	0,44	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·d <sup>-1</sup>
Rendimiento de metano del pasto	0,35	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·kg <sup>-1</sup> SV
Requerimiento de SV del pasto	1,26	kg SV·d <sup>-1</sup>
Contenido de SV del pasto	15%	%SV (Base húmeda)
Requerimiento de pasto fresco	8,4	kg·d <sup>-1</sup>
Tiempo de digestión	63	TRH días
Pasto en digestión	528	kg MF sustrato
Densidad del pasto	0,4	kg·L <sup>-1</sup>
Requerimiento de Volumen para sustrato	1,3	m <sup>3</sup>
Requerimiento de inóculo en digestión	79,4	kg SV
Contenido de SV en Inóculo	8%	%SV (Base húmeda)
Requerimiento de inóculo fresco en digestión	993	kg inóculo
Densidad del inóculo	0,9	kg·L <sup>-1</sup>
Volumen de Inóculo	1,1	m <sup>3</sup>
Volumen Total Reacción	2,4	m <sup>3</sup>
Número de Digestores	3	unidades
Volumen por digestor	1	m <sup>3</sup>

### 5.3.4 Análisis Económico

#### Costes de Inversión

La Tabla 5.5 presenta un resumen de la inversión requerida para la implementación de un sistema de gas de cocina a partir de pastos en una finca campesina de clima tropical de acuerdo con el dimensionamiento previamente realizado.

Se puede observar que la inversión de € 851 por vivienda corresponde a una inversión inicial per cápita de € 170, que es alta para un habitante de bajos recursos en zona rural de países con clima tropical, lo que merece considerar alternativas de financiación para su implementación. En un país como Colombia, el ingreso per cápita del 43% de los habitantes está por debajo de € 884 anuales y el del 15% por debajo



## Capítulo 5

de los € 387 anuales (Forbes, 2021). Otro aspecto relevante es incluir a la comunidad en los montajes, lo que disminuye la inversión inicial y aporta a la sostenibilidad de la implementación, puesto que genera sentido de pertenencia, conocimiento y apropiación tecnológica.

**Tabla 5.5.** Presupuesto de Inversión Energía de Cocina con Pastos.

ITEM	CANTIDAD	UND	PRESUPUESTO (€)	
<b>CULTIVO</b>				
Picadora de forraje	1	und	€	326
<b>BIODIGESTORES</b>				
Tanque Polietileno 1.000L	3	und	€	183
Acondicionamiento anclaje sello neumático	3	und	€	65
Carpas PVC d=1,5m	3	und	€	65
Tuberías y accesorios	1	gl	€	54
<b>MANEJO DE LIXIVIADOS</b>				
Tanque Polietileno 60L	5	und	€	60
<b>USOS BIOGÁS</b>				
Tuberías, accesorios y estufa	1	gl	€	98
<b>PRESUPUESTO TOTAL</b>			<b>€</b>	<b>851</b>

### **Costes de operación y mantenimiento de diferentes fuentes de energía para cocinar**

La Tabla 6 presenta un resumen de costos de diferentes fuentes de energía de cocina.

**Tabla 5.6.** Costes de Operación y Mantenimiento de las Fuentes de Energía Para Cocinar.

Demanda Anual de Energía de Cocción (MJ)	Fuente Energética	Unidad Referencia (UR)	Requerimiento Anual (UR)	Precio Mercado (€/UR)	Costo Anual (€)
2.400	Leña	kg	1.536	0,12	187
	GLP	kg	129	1,07	139
	Biogás de Pastos (60%CH <sub>4</sub> )	m <sup>3</sup>	250	0,35	88

## Capítulo 5

De este análisis de costes, la fuente de energía de cocción con Leña aparentemente no tendría un competidor desde el punto de vista del usuario, ya que no tiene inversión inicial, habitualmente ya se dispone de una cocina de leña las casas de la zona rural de clima tropical objeto de este estudio, independientemente de su diseño y eficiencia asociada. Sin embargo, el coste de operación de la leña aquí estimado corresponde principalmente al tiempo invertido en su recolección, estimado en 21 jornales anuales de 8 horas. Aquí no se considera otros costes, posiblemente más altos, como los ambientales, de salud y de educación. En este sentido cabe indicar que la fuente de suministro de la leña, en la mayoría de los casos, son bosques públicos sin control de un control sostenible de su explotación (ECLAC, 2009). Además, el uso de leña y otros tipos de biomasa para cocción y calentamiento están estrechamente relacionados con impactos generalizados en la salud de quienes habitan viviendas poco ventiladas y cocinas de baja eficiencia, situación que es la más habitual en el contexto de estudio (World Bank, 2018).

### ***Análisis de Flujo de Inversión***

La Tabla 5.7 presenta una comparación del flujo de inversión y periodo de recuperación de ésta para diferentes escenarios de sustitución de leña. Se puede observar que, entre el escenario base de sustitución de leña por GLP y el escenario 1 de sustitución por Biogás, el GLP presenta un mejor comportamiento por tener un periodo de recuperación de la inversión menor (4,7 vs 7,6 años) y una inversión inicial más baja (€ 272 vs € 851). Sin embargo, el coste de operación y mantenimiento de la alternativa con Biogás es menor que el del GLP y con una subvención del 50% se podría reducir su periodo de recuperación a 3,3 años, que presentaría ya un mejor comportamiento económico desde la perspectiva del usuario.

También es importante resaltar que una subvención del 70% en la implementación de cocción con Biogás, equivaldría en costes de inversión inicial a la implementación de GLP para sustituir la leña y tendría un periodo de recuperación de sólo 1,6 años.

Considerando que la alternativa con biogás representa alrededor de la mitad de los impactos sobre el cambio climático de la cocción con GLP y 2 órdenes de magnitud menos impactos sobre la toxicidad humana que la cocción con leña (Pizarro-Loaiza et

## Capítulo 5

al., 2021), la implementación de subvenciones por parte del Estado para este tipo de alternativas de energía renovable a nivel doméstico tiene sentido.

**Tabla 5.7.** Flujo y periodo de recuperación de la inversión del GLP y Biogás para sustitución de leña.

Fuente o Escenario	Coste de Inversión Inicial €	Coste de Operación y Mantenimiento Anual €	Año								
			0	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Escenario Base: Sustitución de Leña con GLP</b>											
Inversión Inicial (Estufa GLP)	272										
Operación y Mantenimiento Anual		139									
Ahorros anuales por sustitución de Leña		187									
Flujo de Inversión			-224	-176	-128	-80	-32	16	64	112	160
Payback en años								4,7			
<b>Escenario 1: Implementación de Biogás sin Subvención</b>											
Inversión Inicial	851										
Operación y Mantenimiento Anual		88									
Ahorros anuales por sustitución de Leña		187									
Flujo de Inversión			-752	-653	-554	-455	-356	-257	-158	-59	40
Payback en años											7,6
<b>Escenario 2: Implementación de Biogás Subvención del 50%</b>											
Inversión Inicial	426										
Operación y Mantenimiento Anual		88									
Ahorros anuales por sustitución de Leña		187									
Flujo de Inversión			-326,5	-227,5	-128,5	-29,5	69,5	168,5	267,5	366,5	465,5
Payback en años							3,3				
<b>Escenario 1: Implementación de Biogás Subvención del 70%</b>											
Inversión Inicial	255,3										
Operación y Mantenimiento Anual		88									
Ahorros anuales por sustitución de Leña		187									
Flujo de Inversión			-156,3	-57,3	41,7	140,7	239,7	338,7	437,7	536,7	635,7
Payback en años					1,6						

#### **5.4 Conclusiones**

La implementación de digestores domésticos de bajo costo para abastecer la energía de cocción en áreas rurales de países con clima tropical, utilizando pastos como sustrato, es una alternativa técnica y económicamente viable para sustituir la biomasa tradicional como leña, lo que podría reducir los impactos ambientales y mejorar el estándar de la vida de las familias rurales.

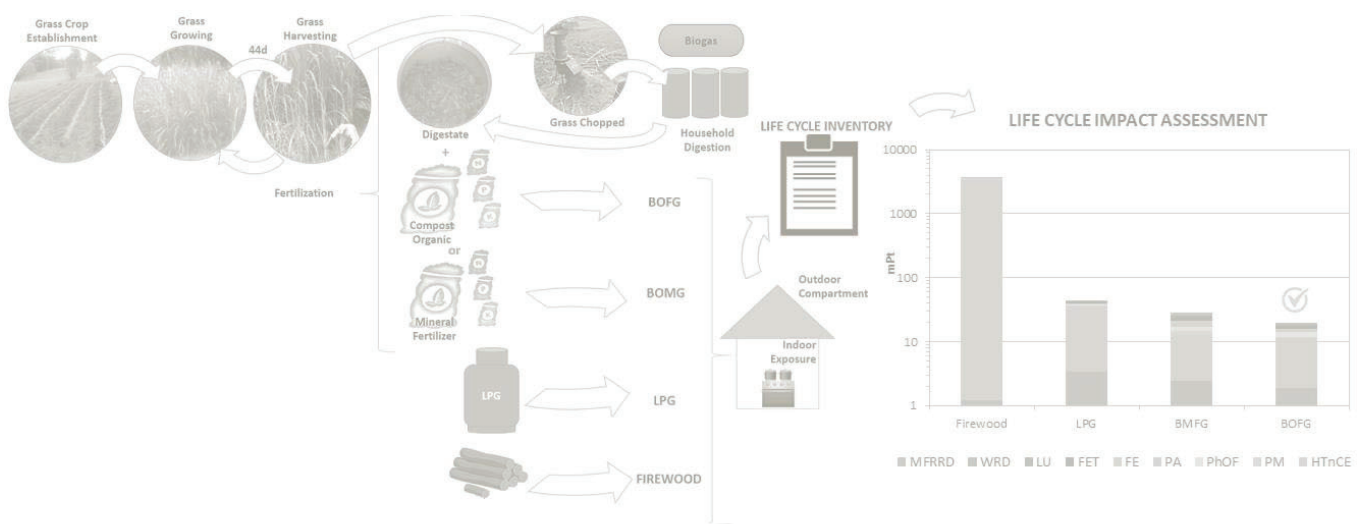
La inversión necesaria para la construcción del Sistema Discontinuo de Digestión Seca SDBS (3 reactores anaerobios con un volumen de 1 m<sup>3</sup> cada uno) y la implementación de todos los demás componentes de la alternativa (Picadora de pastos, estufa y conexiones hidráulicas y de gas), tendría un coste estimado de € 851 por unidad de vivienda.

El coste de operación y mantenimiento (€/año) anual de la cocción con biogás a partir de la digestión anaerobia de pastos (€ 88) es menor que el de la leña (€ 187) y el GLP (€ 139). La evaluación económica de la alternativa de biogás a partir de pastos como una opción de sustitución de leña, muestra que el tiempo de recuperación de la inversión sería de 7,6 años y en un escenario de subvención a la inversión del 50%, el tiempo de recuperación sobre la inversión sería de 3,3 años.

## Capítulo 5

## CAPÍTULO 6

# Análisis de Ciclo de Vida de la producción de biogás para cocción a partir de pastos y sus beneficios ambientales, sociales y para la salud en comparación con la leña y el GLP



Parte de este capítulo se ha publicado en *Pizarro-Loaiza, C.A., Antón, A., Torrellas, M., Torres-Lozada, P., Palatsi, J., Bonmatí, A., 2021. Environmental, social and health benefits of alternative renewable energy sources. Case study for household biogas digesters in rural areas. J. Clean. Prod. 297, 126722.*

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126722>

### Resumen

En las zonas rurales de Colombia, el gas licuado de petróleo (GLP) es la opción preferida disponible para cocinar. Sin embargo, los hogares más pobres dependen de la leña para satisfacer sus necesidades diarias de cocina, porque es la fuente de energía más accesible y asequible. Este alto nivel de dependencia de los combustibles sólidos tradicionales y el uso de cocinas no optimizadas tiene como resultado altos costos sanitarios, ambientales, económicos y sociales para los hogares de los países en desarrollo. Este estudio tiene como objetivo evaluar los beneficios ambientales y en la salud la implementación de digestores de biogás domésticos alimentados con pasto en áreas rurales de Colombia, a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV). La Unidad Funcional fue la demanda anual de energía para cocinar por una familia típica de esas zonas rurales, lo que significa 2.400 MJ de calor útil. Se evaluaron dos fuentes de biogás obtenido de pasto *Pennisetum*: Biogás de pasto fertilizado mineralmente (BMFG) y de pasto fertilizado orgánicamente (BOFG). Los resultados mostraron que la leña tuvo los impactos más altos de los combustibles evaluados, mientras que los impactos más bajos se encontraron con BOFG, mostrando la mitad de los impactos totales del ACV en comparación con los del GLP y más de dos órdenes de magnitud más bajos en compuestos orgánicos volátiles sin metano y materia particulada ( $PM_{2.5eq}$ ) emitidos en comparación con los de la leña. Por lo tanto, BOFG aparece como una alternativa ambientalmente factible para cocinar, lo que permitió reducir los impactos del ACV entre la mayoría de las categorías evaluadas, como los gastos de compra de combustible y el tiempo de recolección de leña. Además, los impactos en la salud, incluida la exposición a las emisiones en interiores, también mostraron más de dos órdenes de magnitud menos de impacto en comparación con la leña. Se puede concluir que los digestores domésticos podrían mejorar el nivel de vida de las familias rurales.

### Palabras clave

*Energía para cocinar, Análisis de Ciclo de Vida (ACV), Contaminación del aire interior, Digestor doméstico, países en desarrollo, pastos Pennisetum.*

### Abstract

In rural areas of Colombia, liquefied petroleum gas (LPG) is the preferred option available for cooking. However, the poorest households rely on firewood (FW) to meet their daily cooking needs, because it is the most accessible and affordable energy source. This high level of dependence on traditional solid fuels and the use of non-optimized cook stoves results in high health, environmental, economic and social costs on developing countries' households. This study aimed at assessing the environmental and health benefits of implementing grass-fed household biogas digesters in rural areas of Colombia, through Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Functional Unit was the annual demand of cooking energy by a typical family in those rural areas, which means 2,400 MJ of useful heat. There were evaluated two sources of biogas obtained from *Pennisetum* grass: Biogas from mineral fertilized grass (BMFG) and from organically fertilized one (BOFG). Results showed that FW had the highest impacts from fuels assessed, while the lowest impacts were found with BOFG, showing half of LCA total impacts compared with LPG and more than two orders of magnitude lower in non-methane volatile organic compounds and particulate matter (PM<sub>2.5eq</sub>) emitted compared with FW. Therefore, BOFG appears as an environmentally feasible alternative for cooking, which allowed the reduction LCA impacts among most of the categories assessed, as the fuel purchase expenses and of the wood collection time. Moreover, health impacts including the indoor emissions exposure showed also more than two orders of magnitude less impact compared with FW. It can be concluded that household digesters could improve the living standard of rural families.

### Keywords

*Cooking energy, Life Cycle Assessment (LCA), Indoor air pollution, Household digester, developing countries, Pennisetum grasses.*



### 6.1 Introducción

La proporción de combustibles sólidos en la demanda total de energía final del sector residencial en los países en desarrollo sigue siendo significativa, en el rango del 75% en 1990 al 60% en 2011. Por el contrario, la proporción de combustibles líquidos o gaseosos (queroseno, GLP, biogás y combustibles naturales) está aumentando constantemente del 15% en 1990 al 20% en 2011. A diferencia de los países en desarrollo, la proporción de combustibles modernos en la demanda total de energía final del sector residencial está aumentando constantemente del 68% en 1990 al 79% en 2011 en los países de la OCDE (Malla and Timilsina, 2014).

Según el Banco Mundial, los combustibles sólidos como la biomasa (leña, carbón vegetal, estiércol, residuos agrícolas) y el carbón son a menudo las principales fuentes de energía para cocinar en las zonas rurales de los países en desarrollo (World Bank, 2015). El Gas Licuado de Petróleo (GLP), y en menor medida el biogás, tienen un uso cada vez mayor como fuente de energía en las zonas rurales, mientras que la electricidad se utiliza principalmente para iluminación y dispositivos eléctrico-electrónicos más que para cocinar, y tiene restricciones en áreas no interconectadas. Colombia cuenta con programas a gran escala para apoyar la adopción de GLP en áreas rurales, que representa alrededor del 40% de la matriz de suministro de energía. Sin embargo, la leña y el carbón vegetal continúan siendo los combustibles más utilizados con un 49% de la participación (Global Alliance for Clean Cookstoves, 2012).

Si bien el uso de la biomasa en sí no es una preocupación, cuando los recursos naturales no se aprovechan de manera sostenible y las tecnologías de conversión son ineficientes, se podrían generar consecuencias adversas para la salud, el medio ambiente y el desarrollo económico (IEA, 2006). Casi 3 mil millones de personas en el mundo cocinan o calientan sus hogares con combustibles sólidos como leña u otra biomasa, lo que resulta en contaminación del aire interior y exterior que causa impactos generalizados en la salud (World Bank, 2018).

La leña ha sido considerada el combustible con mayor impacto negativo en la salud en América Latina y el Caribe debido a sus altas emisiones de material particulado ( $PM_{2.5eq}$ ) y monóxido de carbono (CO). Otros de los mayores impactos son el tiempo

## Capítulo 6

que dedican mujeres y niños a recolectar leña y la exposición al aire contaminado dentro de las casas, debido a dispositivos defectuosos o caducados (circulación de aire inadecuada). En ausencia de programas de uso eficiente de la leña, los electrodomésticos consumen una cantidad considerable de este combustible para satisfacer sus requerimientos (ECLAC, 2009). Además, puede ser un factor específico relevante en relación con el problema de la deforestación. Sin embargo, actualmente se acepta ampliamente que los cambios de uso de la tierra provocados por la expansión de las actividades agrícolas son la principal causa de la deforestación y no el uso de leña para energía, como se creía en el pasado (Ekouevi and Tuntivate, 2012).

Dos enfoques complementarios pueden mejorar esta situación: promover un uso más eficiente y sostenible de la biomasa tradicional y alentar a las personas a utilizar tecnologías de cocción modernas (IEA, 2006). Si bien el biogás constituye una de las principales alternativas con aplicación en las zonas rurales de los países en desarrollo, su participación difiere entre países. La implementación de digestores domésticos para la producción de biogás en América Latina y el Caribe fue estimulada desde la crisis energética de la década de 1970, pero la cantidad instalada es menor que en Asia (Garfí et al., 2016). De los 35M tep de biogás consumidos a nivel mundial en 2018, alrededor del 27% corresponde a China, mientras que América Latina y el Caribe se mantienen por debajo del 3% de la participación (IEA, 2020).

Por otro lado, los pastizales naturales y cultivados representan el 67% de las áreas cultivadas del mundo, siendo una de las biomásas menos costosas y más comunes en las zonas rurales (FAO, 2021). Los pastizales en Colombia son productivos durante todo el año y sus tasas de crecimiento dependen principalmente de la disponibilidad de agua. Los pastos *Pennisetum sp.* son los más prevalentes en la región y los genotipos de elefante verde se recomiendan en condiciones sin riego o lluvias limitadas, entre 600 y 1.500 mm anuales (Murillo-Solano et al., 2014).

Además, los pastos *Pennisetum* son uno de los cultivos energéticos con mayor rendimiento específico de metano en todo el mundo (Nallathambi Gunaseelan, 1997). Sus rendimientos específicos de metano varían de 104 a 310 mLCH<sub>4</sub>·g<sup>-1</sup>SV para edades de recolección entre 60 y 360 días, donde los tejidos jóvenes producen más

## Capítulo 6

metano que los tejidos viejos (Chynoweth et al., 1993; Surendra and Khanal, 2015; Thaemngoan et al., 2020). En los países tropicales, las edades de cosecha entre 30 y 60 días son comunes (Chanpla et al., 2017; Lounglawan et al., 2014). Los resultados publicados de la evaluación experimental mostraron que la digestión anaerobia de King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. King grass) podría generar un rendimiento de metano específico de  $347 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{SV}$  y un rendimiento de metano específico de área de  $9.773 \text{ m}^3 \text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  con una edad de cosecha de 44 días (Pizarro-Loaiza et al., 2020).

La demanda anual de energía para cocinar por una familia típica en las zonas rurales de Colombia se estima en 2.400 MJ y equivalente a 6.000 MJ de GLP con una eficiencia térmica del 40%. Cerca de 13 millones de personas que utilizan GLP, como combustible para cocinar, tienen un consumo anual por vivienda de 132 kg GLP (GASNOVA, 2019). El diseño conceptual y evaluación económica de la alternativa de producción de biogás para cocción a partir de pastos mostró que para una familia típica en zonas rurales colombianas se requerirían  $250 \text{ m}^2$  de cultivo King Grass, que pueden ser fácilmente asumidos por este tipo de vivienda.

Pocos estudios han evaluado los beneficios ambientales de los digestores domésticos y de pequeña escala en las zonas rurales de los países en desarrollo. Aunque demostraron que los digestores domésticos generaron beneficios ambientales, la mayoría de ellos solo se enfocan en el cambio climático o los impactos ambientales al aire libre (Garfí et al., 2019; Vu et al., 2015; Wang et al., 2018). Estudios de Sfez et al. (2017) así como Lansche and Müller (2017) consideran la contaminación del aire interior, pero se centran en la sustitución de las tortas de estiércol y la biomasa tradicional para cocinar en países en desarrollo africanos o asiáticos.

La evaluación del ciclo de vida (ACV) se está convirtiendo en la herramienta recomendada para realizar evaluaciones ambientales (ISO, 2006). El ACV tiene aplicaciones generalizadas en la gestión de la cadena de suministro, el análisis de políticas, la identificación de estrategias de mejora efectivas para el desempeño ambiental de los productos y evitar el cambio de carga entre diferentes problemas ambientales. Sin embargo, la mayoría de los ACV actuales solo consideran la exposición al aire libre a concentraciones químicas presentes en el medio ambiente,

## Capítulo 6

mientras que la exposición de proximidad interior a fuentes emisoras en espacios confinados aún no se ha integrado (Rosenbaum et al., 2015).

Dado que los impactos de la combustión de leña en la salud humana han recibido considerable atención en América Latina y el Caribe, debido a los largos períodos de exposición a concentraciones interiores y diseños de viviendas (World Bank, 2018), la exposición a contaminantes del aire interior debe cuantificarse, además del emisor.

El objetivo de este capítulo fue evaluar los beneficios ambientales de implementar un digestor de biogás doméstico alimentado con pasto alimentado con King Grass cultivado en áreas rurales de Colombia utilizando fertilizante mineral (BMFG) y fertilizante orgánico (BOFG). Se comparó el uso de biogás con los combustibles de cocina disponibles en la zona, leña y GLP. Se utilizó la metodología de ACV para evaluar el impacto ambiental. Además, la exposición al ambiente interior se consideró en el método de cálculo para la categoría de toxicidad humana, que representa los impactos en la salud.

### **6.2 Materiales y Métodos**

#### **6.2.1 Metodología**

Para evaluar los beneficios ambientales de implementar un sistema de biogás doméstico alimentado con King Grass en áreas rurales de Colombia, sustituyendo los combustibles de cocina, leña y GLP disponibles, se estimaron y compararon los impactos ambientales de las diferentes opciones de combustibles de cocina utilizando una metodología de ACV de acuerdo con la ISO-14044 (ISO, 2006).

Se propusieron dos opciones basadas en biogás, que utilizan King Grass como materia prima para digestores domésticos. En el primero se fertilizó el pasto con fertilizante mineral (BMFG) y en el otro se fertilizó con abono orgánico (BOFG). En ambos casos, el digestato del sistema de biogás doméstico se utilizó para fertilizar los campos de cultivo cerrando el ciclo de nutrientes y reduciendo los requerimientos de fertilización inorgánica.

## Capítulo 6

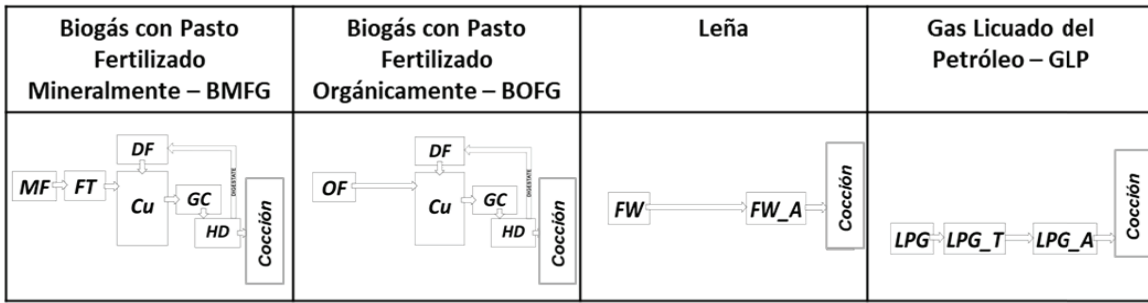
Los principales aspectos considerados fueron: i) inventario ambiental, que incluyó consumo de energía y recursos, emisiones y residuos; ii) impactos ambientales y etapas ambientales críticas para BMFG y BOFG; iii) comparación de los impactos ambientales entre los combustibles de cocción basados en biogás, la leña y GLP; y iv) beneficios del mejor escenario basado en biogás vs escenario actual en la Colombia rural (50% leña + 50% GLP, considerando que los hogares rurales colombianos aislados no utilizan exclusivamente un solo combustible, sino una combinación de combustibles). La demanda anual de energía para cocinar (2.400MJ de calor útil) por una familia típica de la Colombia rural fue la unidad funcional elegida como referencia para normalizar los flujos de entrada / salida (ISO, 2006).

Se seleccionaron diez categorías de impacto de punto medio (midpoint) siguiendo los métodos propuestos por ILCD (2011) y relevantes para el estudio de caso realizado (excluyendo aquellas categorías en las que no se observaron cambios entre escenarios): Cambio climático (kg CO<sub>2eq</sub>), Toxicidad humana sin efectos cancerígenos (Unidad de Toxicidad Comparativa para humanos CTUh), Material particulado (kg PM<sub>2.5eq</sub>), Formación de ozono fotoquímico (kg NMVOC<sub>eq</sub>), Acidificación (mol H<sup>+</sup><sub>eq</sub>), Eutrofización del agua dulce (kg P<sub>eq</sub>), Ecotoxicidad del agua dulce (Unidad de Toxicidad Comparativa para ecosistemas CTUe), Uso de la tierra (kg C déficit), Agotamiento de los recursos hídricos (m<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O<sub>eq</sub>) y Agotamiento de los recursos minerales, fósiles y renovables (Antimonio equivalente kg Sb<sub>eq</sub>). Además, se consideró como indicador social una categoría no normalizada de Tiempo de dedicación (h).

Para el análisis de impactos del ciclo de vida se utilizó el programa SimaPro 8.0.5.13 (PRé consultants, 2015) con las fases de clasificación y caracterización requeridas establecidas por la norma ISO 14044 (ISO, 2006). Se aplicó el método de ponderación equitativa y para la normalización se utilizó el impacto ambiental general de EU27 (ILCD, 2011). El factor de normalización de la categoría Toxicidad humana, efectos no relacionados con el cáncer se ajustó con los factores de exposición integrados en interiores y exteriores para países que no pertenecen a la OCDE, según Rosenbaum et al. (2015). La Figura 6.1 muestra el proceso y el sistema detallado considerado en los cuatro escenarios de combustibles de cocción analizados: Biogás BMFG, Biogás BOFG, leña y GLP.

Capítulo 6

A.



B.

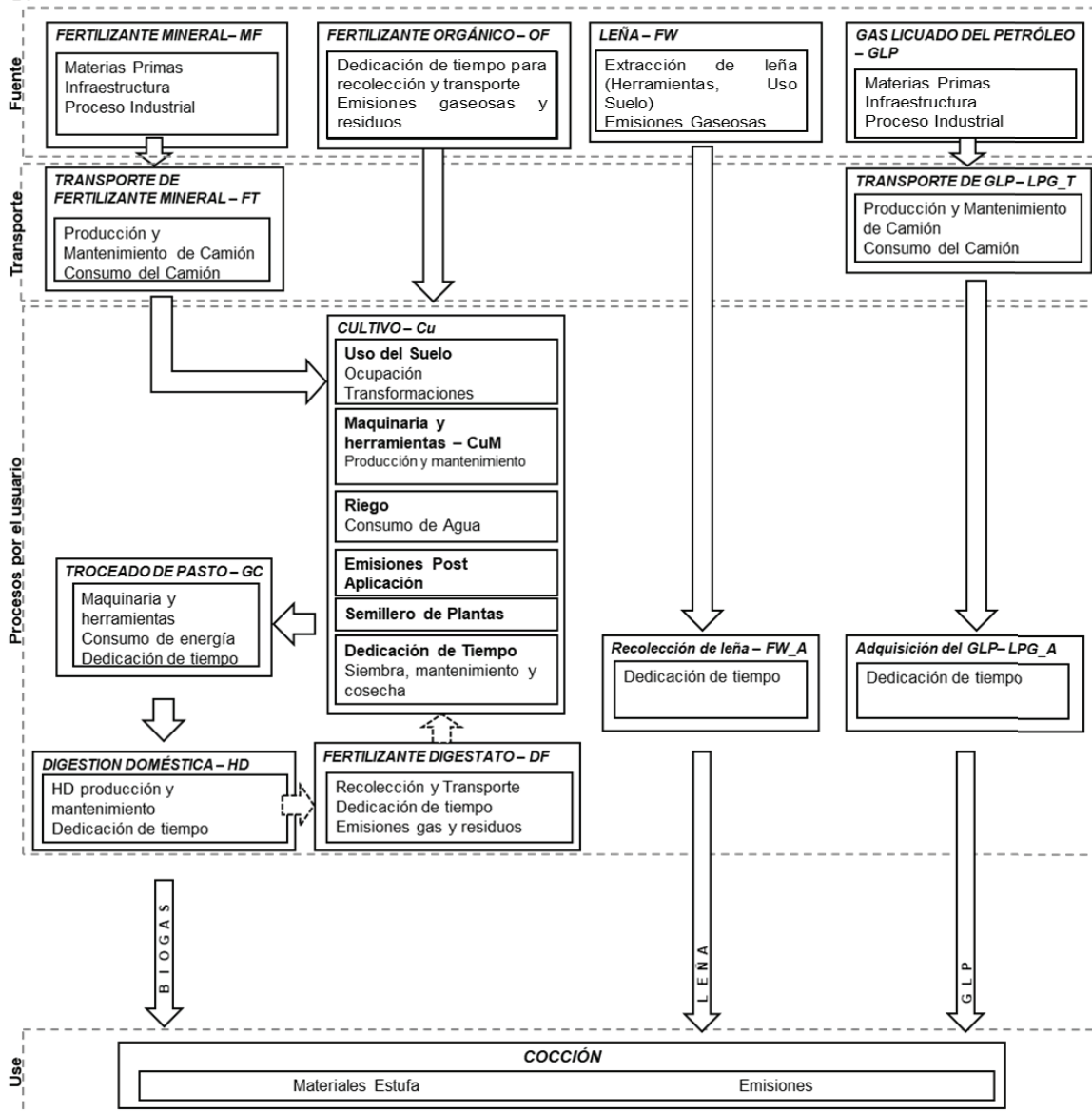


Figura 6.1. A. Escenarios de cocción evaluados y B. Procesos considerados.

Nota: MF, Producción de Fertilizantes Minerales; FT, Transporte de Fertilizantes; Cu, Cultivo; GC, Troceado del pasto; HD, Digestor Doméstico; DF, Fertilizante Digestato; OF, Fertilizante Orgánico; FW, Extracción de Leña; FW\_A, Adquisición de Leña; GLP, Producción del GLP; LPG\_T, Transporte del GLP; LPG\_A, Adquisición del GLP.

## Capítulo 6

### 6.2.2 Recolección de datos

La descripción del sistema (Figura 6.1) requirió un proceso detallado de recolección de datos de diferentes fuentes (Tabla 6.1). Los datos primarios se han diferenciado entre los obtenidos experimentalmente en campo mediante ensayos de laboratorio, digestor doméstico a escala piloto (E) y datos locales previamente recolectados mediante entrevistas a usuarios finales, proveedores y expertos (L). Se utilizaron datos secundarios de la base de datos Ecoinvent V3.0 (Weidema et al., 2013) para completar el inventario del ciclo de vida (O).

**Tabla 6.1.** Fuentes de información utilizadas para las etapas y subetapas del sistema. La información se divide en Experimental (E), Local (L) y Otros (O).

Etapa	Fuente de Información		
	E	L	O
FERTILIZANTE MINERAL – MF			
<i>MF Producción</i>	x	x	x <sup>a</sup>
<i>MF Transporte</i>		x	x <sup>a</sup>
FERTILIZANTE ORGÁNICO – OF			
<i>OF Recolección y transporte</i>	x		x <sup>a</sup>
<i>OF Dedicación de tiempo</i>	x		
<i>OF Emisiones gaseosas y residuos</i>		x	x <sup>a,b</sup>
CULTIVO – Cu			
<i>Cu Uso del Suelo</i>	x	x	x <sup>a</sup>
<i>Cu Maquinaria y herramientas</i>	x		x <sup>a</sup>
<i>Cu Riego</i>	x	x	x <sup>a,c</sup>
<i>Cu Emisiones Post-aplicación</i>	x		x <sup>a,b</sup>
<i>Cu Semillero de reposición</i>	x	x	x <sup>a</sup>
<i>Cu Dedicación de tiempo</i>	x	x	
TROCEADO DE PASTO – GC			
<i>GC Maquinaria y herramientas</i>	x		x <sup>a</sup>
<i>GC Consumo de energía</i>	x	x	x <sup>a,d</sup>
<i>GC Dedicación de tiempo</i>	x	x	
DIGESTIÓN DOMÉSTICA – HD			
<i>HD Producción y mantenimiento</i>	x	x	x <sup>a</sup>
<i>HD Dedicación de tiempo</i>	x	x	
LEÑA – FW			
<i>FW Extracción y emisiones gaseosas</i>		x	x <sup>a,e</sup>
<i>FW Dedicación de tiempo</i>		x	
GAS LICUADO DEL PETRÓLEO (GLP) – LGP			
<i>GLP Producción</i>		x	x <sup>a</sup>
<i>GLP Transporte</i>		x	x <sup>a</sup>
<i>GLP Adquisición</i>		x	
COCCIÓN			
<i>Emisiones (incluyen emisiones del HD)</i>	x	x	x <sup>a,e,f,g,h</sup>
<i>Materiales estufa (Incluidos en HD)</i>	x	x	x <sup>a</sup>

Otras fuentes de información: <sup>a</sup>Weidema et al. (2013); <sup>b</sup>Nemecek et al. (2015); <sup>c</sup>Solano et al. (2014); <sup>d</sup>UPME (2018); <sup>e</sup>IPCC (2000); <sup>f</sup>IPCC (2006); <sup>g</sup>Rosenbaum et al. (2015); <sup>h</sup>Karvosenoja et al. (2008).



### ***Datos de las prácticas agrícolas***

El cultivo utilizado como sustrato para la digestión anaeróbica (*Pennisetum purpureum* cv. *King grass*) fue establecido conforme se describió en el numeral 3.2.3 y su rendimiento y caracterización se efectuó conforme se describió en el numeral 4.2.1. Durante 10 meses se fertilizó el cultivo aplicando digestato de biogás de la unidad domiciliaria y compost de residuos de frutas y verduras. Posteriormente, durante un período similar, el cultivo fue fertilizado con digestato de la unidad doméstica de biogás y complementado con fertilizantes minerales. Los rendimientos agronómicos y de metano presentados en los capítulos 3 y 4 fueron también publicados en Pizarro-Loaiza et al. (2018) y Pizarro-Loaiza et al. (2020).

### ***Datos de digestión y cocción en el hogar***

El diseño, la construcción y el funcionamiento del digestor de biogás doméstico se obtuvieron a partir de datos experimentales. La base de datos Ecoinvent v3.0 (Weidema et al., 2013) también se utilizó cuando fue necesario.

El sistema de digestión de biogás domiciliaria consistió en tres (3) reactores de 1 m<sup>3</sup> de volumen de trabajo, conforme el dimensionamiento realizado en el numeral 5.3.3; fueron fabricados en polietileno con una membrana de PVC para la captura de biogás. Las tuberías para drenaje y recirculación de lixiviados, así como la conexión de biogás a la estufa, fueron construidas en PVC, ya que es una práctica común en las zonas rurales de Colombia.

### ***Datos de emisiones de FW, combustión y contaminación del aire interior***

La mayoría de los datos sobre las emisiones de combustión de leña se obtuvieron del IPCC (2000). Los factores de emisión de materia particulada (PM<sub>2,5eq</sub>) y las fracciones de ingesta y los factores de caracterización de la exposición a la concentración en interiores se obtuvieron de Karvosenoja et al. (2008) y Rosenbaum et al. (2015), respectivamente.



### 6.2.3 Inventario de Ciclo de Vida

#### Consideraciones Preliminares

##### **Eficiencia térmica**

Dado que la unidad funcional seleccionada, 2.400 MJ de calor útil para cocinar, resultó de la demanda anual de GLP en el área estudiada (GASNOVA, 2019), es necesario conocer la eficiencia térmica (ET) de cada uno de los escenarios analizados. Para leña se consideró una ET de 12,5% (Boy et al., 2000) y para GLP y biogás una ET de 40% (Kaushik and Muthukumar, 2018).

##### **Prácticas de fertilización de cultivos y rendimiento de metano**

En la Tabla 6.2 se muestran las dosis y tipología de fertilizantes aplicados a los cultivos, así como los rendimientos agronómicos y de metano obtenidos experimentalmente.

**Tabla 6.2.** Prácticas agrícolas y rendimientos de metano del pasto.

Parámetro	Unidad	Biogás BMFG	Biogás BOFG
Dosis de Fertilizante	Concentraciones NPK <sup>a</sup>	833:91:50 <sup>c</sup> + 281:50:50 <sup>d</sup>	686:75:102 <sup>c</sup> + 85:3:102 <sup>e</sup>
Rendimiento Agronómico <sup>b</sup>	t <sub>MS</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	28,1±2,5	23,2±2,2
Sólidos Volátiles	%SV	86%	86%
Rendimiento Específico de Metano	mLCH <sub>4</sub> ·g <sup>-1</sup> SV	347,8	347,8
Rendimiento de Metano por Hectárea	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	9.773	8.069

Nota: <sup>a</sup> en kg·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>; <sup>b</sup> 45d de edad de cosecha; <sup>c</sup> 100% del pasto digerido; <sup>d</sup> Fertilizantes minerales; <sup>e</sup> Compost de residuos de frutas y verduras.

##### **Dedicación de tiempo**

El tiempo usado para la adquisición/producción de la energía para cocinar en cada escenario fue estimado así: a) escenarios con biogás, cultivo de pastos (1.154 h·ha<sup>-1</sup>), cosecha de pastos (374 h·ha<sup>-1</sup>), troceado de pastos (200 kg·h<sup>-1</sup>), alimentación y mantenimiento general del digester doméstico (32 h·a<sup>-1</sup>); b) escenario de la leña, 9 kg·h<sup>-1</sup> para la extracción y transporte a pie; c) escenario GLP, 9 h anuales dedicadas a la adquisición y transporte de los cilindros en un vehículo comercial ligero.

##### **Matriz Eléctrica**

La Tabla 6.3 muestra la matriz eléctrica de Colombia y la contribución de CO<sub>2</sub> de cada combustible de acuerdo con UPME (2018).

**Tabla 6.3.** Matriz Eléctrica de Colombia.

Fuente	Participación	Contribución CO <sub>2</sub> <sup>a</sup>
Hidráulica	70,4%	1,2%
Gas Natural	11,7%	27,1%
Petróleo	9,7%	37,1%
Carbón	7,6%	34,4%
Biomasa	0,5%	0,26%
Eólica	0,1%	0,01%

Nota: <sup>a</sup> La contribución está referida a 1MJ de electricidad de alto voltaje con una emisión de 0,078 kgCO<sub>2</sub>eq.

## Escenarios Biogás

### ***Producción y transporte de fertilizantes.***

#### i) Compost

El inventario de insumos, productos y características de la producción de compost a partir de desechos orgánicos sólidos y poda verde fue proporcionado por granjeros y agricultores. El método de recogida considerado fue el manual y el transporte a pie. No se han considerado las emisiones provenientes de la producción de compost, así como las emisiones evitadas y la fijación de carbono en el suelo por la aplicación de fertilizantes orgánicos, ya que el manejo actual de los residuos orgánicos para su producción en las zonas rurales colombianas es la combustión o entierro in situ.

En principio, los residuos vegetales, debido a su densidad relativamente baja y bajo contenido de humedad, no suelen producir emisiones especialmente elevadas y las pilas de compost correctamente manipuladas no suelen generar grandes cantidades de metano porque permanecen en condiciones aeróbicas y con un contenido de humedad adecuado. En cualquier caso, las emisiones de CO<sub>2</sub> podrían considerarse biogénicas y, por tanto, no contabilizadas. De la misma manera, se podrían considerar las emisiones de CH<sub>4</sub>, pero al estar por debajo de las emisiones de las prácticas locales actuales de manejo de residuos, no se han tenido en cuenta.

#### ii) Producción de fertilizantes minerales

Los datos sobre la fabricación de fertilizantes minerales se obtuvieron de la base de datos Ecoinvent v3.0 (Weidema et al., 2013), incluyendo la infraestructura de producción, transporte de materias primas, síntesis de los componentes químicos requeridos y la deposición o tratamiento de los residuos generados, según Nemecek et al. (2015).

## Capítulo 6

### iii) Transporte de fertilizantes minerales

En Colombia, los fertilizantes se importan en su mayoría a través de puertos marítimos (500 km en un camión de > 32 t EURO 3), siendo la Unión Europea, Rusia y Canadá los principales proveedores. Los usuarios finales de energía para cocinar con biogás se encuentran al menos a 30 km de los principales municipios y los vehículos comerciales ligeros son la fuente de transporte más común. Como se mencionó anteriormente, se incluyeron en el inventario los viajes de ida y vuelta.

## **Cultivo**

### i) Uso y ocupación del suelo

Se consideró la transformación de pastizales no utilizados a plantaciones de pastos, ya que se podían cultivar pastos en zonas sin explotación agrícola. En el caso de BOFG se consideró la transformación a pasto y pradera orgánica, y se consideró la misma ocupación. Para el BMFG se aplicó la transformación a pastizal y pradera intensiva, y su respectiva ocupación. En ambos escenarios, se considera que la explotación de pastos es de 30 años, por lo que no se ha considerado ningún efecto sobre el cambio climático.

### ii) Maquinaria y herramientas

La carretilla, el machete y el hacha se consideraban herramientas para el cultivo manual del pasto. Con base en la experiencia local, se estimó una vida útil en 5 años con un 5% de dedicación.

## **Emisiones al suelo**

Las emisiones al suelo se calcularon considerando los aportes de nitrógeno y fósforo del fertilizante, compost o fertilizante mineral, mientras que las concentraciones de N y P absorbidas por el pasto se obtuvieron experimentalmente. Las emisiones atmosféricas de NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O y NO<sub>x</sub>, y las emisiones de agua de NO<sup>3-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> se contabilizaron siguiendo las metodologías descritas por Montemayor et al. (2019) y Torrellas et al. (2018). También se estimaron las emisiones de CO<sub>2</sub> para la aplicación de urea según Nemecek et al. (2015) y Weidema et al. (2013).

### **Troceado del pasto**

Se consideró una cantidad de 15 kg de maquinaria agrícola con producción no especificada (Weidema et al., 2013) para los 10 años completos de vida, procesando 266 toneladas anuales de pastos. Una tonelada de pastos demanda 0,118 kWh para el proceso de troceado.

### **Digestor doméstico**

Se consideró un digestor doméstico con conexión de biogás a una estufa de gas para 10 años de vida útil. Siguiendo el diseño, el suministro de biogás requiere 3 tanques de plástico de 1 m<sup>3</sup> con membrana de cubierta cada uno y las conexiones hidráulicas y válvulas en PVC. Además, se incluyó una tubería de polietileno para biogás y una estufa de gas. La Tabla 6.4 presenta las entradas para este paso.

**Tabla 6.4** Lista de entradas incluida en el digestor doméstico para la vida útil de 10 años.

<b>Entrada</b>	<b>Valor</b>
Suspensión polimerizada PVC {RER}	22 kg
Polipropileno granulado {RER}	150 kg
HDPE granulado {RER}	5 kg
Acero cromado 18/8 {RER}	3 kg
Nylon 6-6 {RER}	2 kg
Tubería de cobre 15 mm, 1 mm espesor EU-15 S	0,2 kg
Electricidad	8 kWh

### **Escenario GLP**

#### **Producción de GLP**

Los datos de fabricación de GLP se obtuvieron de la base de datos Ecoinvent v3.0 (Weidema et al., 2013), incluyendo la infraestructura de producción, transporte de materias primas, síntesis de componentes químicos requeridos y deposición o tratamiento de residuos generados (Nemecek et al., 2015).

#### **Transporte de GLP**

En Colombia, el GLP se transporta principalmente a través de gasoductos. Sin embargo, las zonas rurales con acceso limitado a la energía para cocinar requieren 500 km en un camión de > 32 t MAL EURO 3 y 50 km en un vehículo comercial ligero entre el productor o la instalación de almacenamiento y la casa.

### Botella de GLP

Se consideraron cinco años de vida útil para la botella de GLP de 20 kg. La Tabla 6.5 presenta las entradas consideradas para este paso.

**Tabla 6.5.** Entradas para la producción y mantenimiento de la botella de GLP.

Proceso de Ecoinvent	Valor
Energía y entradas auxiliares, trabajos metálicos de fábrica {RER}  con calentamiento a partir de petróleo pesado	13,5 kg
Acero de baja aleación laminado en caliente {RER}  producción	13,5 kg
HDPE granulado {RER}  producción	0,2 kg
Acero inoxidable 18/8 {RER}  producción de acero, electricidad y cromado 18/8	0,3 kg

### Escenario Leña

Para la extracción FW se consideró una carretilla con una vida útil de 5 años y un 10% de dedicación, un machete y un hacha, ambos con una vida útil de 2 años.

### Cocción

#### Emisiones en la cocción

La Tabla 6.6 presenta las emisiones consideradas para este proceso.

**Tabla 6.6.** Emisiones en la cocción para la unidad funcional (2.400 MJ de calor útil).

Emisión	Valor (kg)
Biogás BMFG o BOFG*	
Metano biogénico (0,667 kgCH <sub>4</sub> ·m <sup>-3</sup> ) <sup>a</sup>	5,0
Sulfuro de hidrógeno (5% de pérdidas de biogás en HD 1,4 gH <sub>2</sub> S·m <sup>-3</sup> ) <sup>a</sup>	0,0035
Monóxido de dinitrógeno (0,1 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	0,0006
Leña**	
Metano biogénico (300 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	5,75
Monóxido de dinitrógeno (4 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	0,075
Óxidos de nitrógeno (100 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	1,9
Monóxido de carbono biogénico (5.000 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	96
NMVOG, Compuestos Orgánicos Volátiles No-Metano (600 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	11,5
PM <sub>2,5eq</sub> (700 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>d</sup>	13,44
GLP	
Dióxido de carbono fósil (63.100 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	379
Metano (5 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	0,03
Monóxido de dinitrógeno (0,1 kg·TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	0,0006

a Vu et al. (2015); b IPCC (2006); c IPCC (2000); d Karvosenoja et al. (2008). \*Principalmente proveniente de las pérdidas en el digestor; \*\* incluye la extracción de la leña.

### 6.3 Resultados y Discusión

#### 6.3.1 Caracterización de impactos del BMFG y BOFG

La caracterización de los impactos de BMFG y BOFG se presenta en la Tabla 6.7. En general, los impactos de BOFG fueron menores que los de BMFG, excepto en las categorías de uso de suelo y tiempo dedicado, debido a la mayor demanda de tierra y trabajo para el cultivo orgánico y rendimientos más bajos. (Hakala et al., 2012).

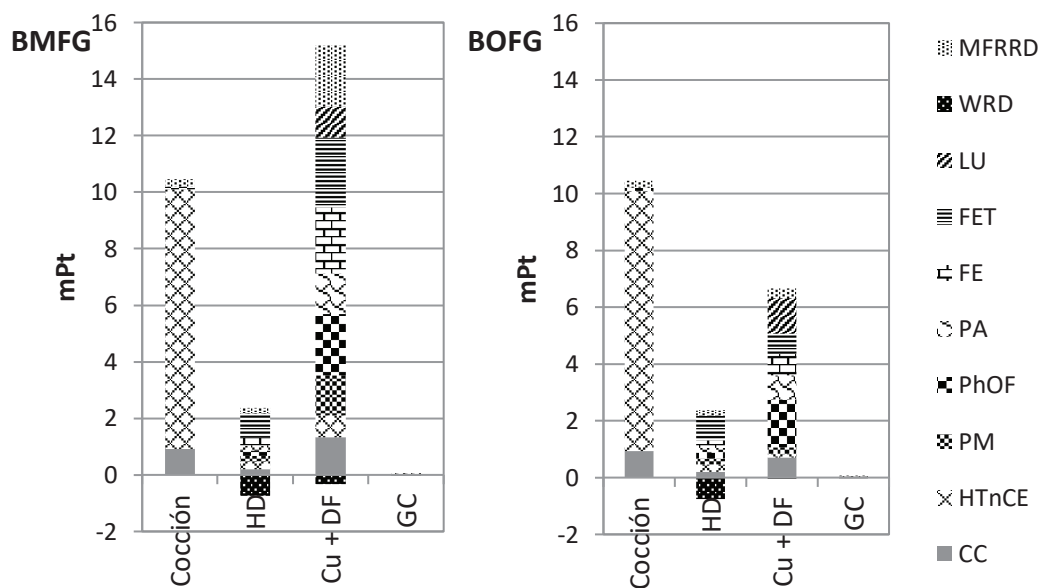
**Tabla 6.7.** Caracterización de impactos del Biogás BMFG y BOFG para la unidad funcional (2.400 MJ de calor útil).

Categoría de Impacto	Unidad	Cocción	HD	Cu + DF	GC
<b>BMFG</b>					
CC	kg CO <sub>2eq</sub>	126,3	28,7	181,2	0,2
HTnCE	CTUh	1,25E-04	3,5E-06	1,0E-05	7,9E-08
PM	kg PM <sub>2.5eq</sub>	0,002	0,010	0,080	0,000
PhOF	kg NMVOC <sub>eq</sub>	0,051	0,095	1,031	0,001
PA	mol H <sup>+</sup> <sub>eq</sub>	0,010	0,110	1,022	0,002
FE	kg P <sub>eq</sub>	1,2E-04	0,006	0,052	0,000
FET	CTUe	23,8	88,0	325,0	1,8
LU	kg C déficit	0,0	11,0	1.214,9	0,2
WRD	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O <sub>eq</sub>	-0,005	-0,905	-0,387	-0,010
MFRRD	kg Sb <sub>eq</sub>	0,00031	0,00037	0,00331	0,00003
TD	h	-	32,0	35,4	5,0
<b>BOFG</b>					
CC	kg CO <sub>2eq</sub>	126,3	28,7	97,0	0,3
HTnCE	CTUh	1,25E-04	3,5E-06	1,8E-06	9,4E-08
PM	kg PM <sub>2.5eq</sub>	0,002	0,010	0,012	0,000
PhOF	kg NMVOC <sub>eq</sub>	0,051	0,095	0,802	0,001
PA	mol H <sup>+</sup> <sub>eq</sub>	0,010	0,110	0,611	0,002
FE	kg P <sub>eq</sub>	1,2E-04	0,006	0,017	0,000
FET	CTUe	23,8	88,0	94,2	2,2
LU	kg C déficit	0,0	11,0	1.398,6	0,2
WRD	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O <sub>eq</sub>	-0,005	-0,905	-0,045	-0,012
MFRRD	kg Sb <sub>eq</sub>	0,00031	0,00037	0,00052	0,00003
TD	h	-	32,0	41,8	5,9

donde: Cambio Climático – CC, Toxicidad Humana, Efectos no Cancerígenos – HTnCE, Material Particulado – PM, Formación de Ozono Fotoquímico – PhOF, Acidificación – PA, Eutroficación de Agua Dulce– FE, Eco-toxicidad de Agua Dulce – FET, Uso del Suelo – LU, Agotamiento de Recursos Hídricos – WRD, Agotamiento de los recursos minerales, fósiles y renovables – MFRRD y una categoría no normalizada de Dedicación de Tiempo – TD; Los acrónimos de las etapas son: Digestión Doméstica – HD, Cultivo, que incluye la fertilización con digestato – Cu+DF y Troceado del Pasto – GC.

## Capítulo 6

La etapa de cultivo de BMFG mostró los mayores impactos. Al rastrear las subetapas, la mayoría de los impactos provienen de la producción de fertilizantes, principalmente urea, que se utiliza como fuente de nitrógeno en la fertilización mineral (Hakala et al., 2012; Hasler et al., 2015; Martínez-Blanco et al., 2011). La Figura 6.2 presenta las evaluaciones de impacto del ciclo de vida de BMFG y BOFG normalizadas y ponderadas en una sola puntuación.



**Figura 6.2.** Impactos del Ciclo de Vida normalizados y ponderados para 2.400MJ de calor útil a partir de BMFG y BOFG.

donde: Cambio Climático – CC, Toxicidad Humana, Efectos no Cancerígenos – HTnCE, Material Particulado – PM, Formación de Ozono Fotoquímico – PhOF, Acidificación – PA, Eutroficación de Agua Dulce– FE, Eco-toxicidad de Agua Dulce – FET, Uso del Suelo – LU, Agotamiento de Recursos Hídricos – WRD, Agotamiento de los recursos minerales, fósiles y renovables – MFRRD y una categoría no normalizada de Dedicación de Tiempo – TD; Los acrónimos de las etapas son: Digestión Doméstica – HD, Cultivo, que incluye la fertilización con digestato – Cu+DF y Troceado del Pasto – GC.

Según la Figura 6.2, la categoría de toxicidad humana mostró los mayores impactos con un alto impacto en la etapa de cocción. La categoría de cambio climático se destaca en las etapas de cocción y cultivo, siendo los impactos del cambio climático en el escenario BMFG un 33% mayor que en BOFG. Esta diferencia en los impactos ambientales entre cultivos orgánicos y con fertilización mineral ha sido previamente

documentada (Fagnano et al., 2011; Hakala et al., 2012). Si bien los rendimientos agronómicos de los cultivos con fertilización química podrían ser superiores a los de los cultivos orgánicos, su impacto en el cambio climático es mayor (Hakala et al., 2012). Además, Fagnano et al. (2011) ha demostrado efectos positivos de la fertilización del suelo con compost de desechos sólidos orgánicos sobre la fijación de carbono en la materia orgánica estable del suelo. Sin embargo, en el presente estudio no se consideró la fijación de carbono mediante la aplicación de fertilizante orgánico en el BOFG.

Así, a pesar de que el BOFG mostró un mayor impacto en el uso del suelo (15% mayor) y tiempo dedicado (10% mayor), los menores impactos en las diferentes categorías analizadas, principalmente en la etapa de cultivo, sugieren que es una mejor opción entre las dos opciones basadas en biogás.

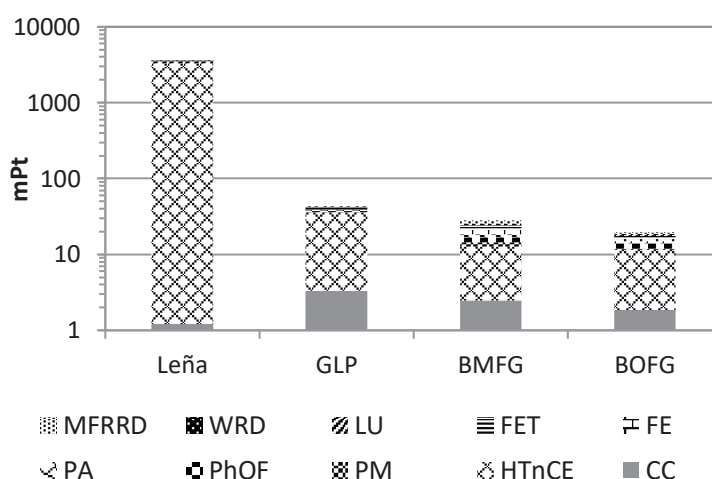
### **6.3.2 Impactos Escenarios Biogás vs GLP y Leña**

La Figura 6.3 y la Tabla 6.8 presentan una comparación de los impactos del ciclo de vida del BMFG y BOFG con las fuentes actuales de suministro de energía de cocción de la población objetivo, a saber: leña y GLP. La leña desplegó los mayores impactos totales mientras el BOFG tuvo los menores impactos del ciclo de vida.

Los impactos de la categoría de toxicidad humana son mucho mayores para la leña que para el GLP, BMFG y BOFG, debido a los impactos en la salud de las emisiones en interiores, aspecto no siempre considerado en los estudios de ACV (Rosenbaum et al., 2015). De hecho, son mucho más altos que los impactos convencionales al aire libre y más de dos órdenes de magnitud más bajos para cocinar con gas en comparación con leña.



## Capítulo 6



**Figura 6.3.** Comparación de impactos del ciclo de vida de las fuentes de suministro de energía de cocción para 2.400MJ de calor útil.

donde: Cambio Climático – CC, Toxicidad Humana, Efectos no Cancerígenos – HTnCE, Material Particulado – PM, Formación de Ozono Fotoquímico – PhOF, Acidificación – PA, Eutroficación de Agua Dulce– FE, Eco-toxicidad de Agua Dulce – FET, Uso del Suelo – LU, Agotamiento de Recursos Hídricos – WRD y Agotamiento de los recursos minerales, fósiles y renovables – MFRRD.

**Tabla 6.8.** Comparación de impactos del ciclo de vida para la unidad funcional (2.400 MJ de calor útil).

Categoría de Impacto	Unidad	Leña	GLP	Escenario Actual (50%Leña 50% GLP)		
				BMFG	BOFG	
CC	kg CO <sub>2</sub> eq	167	453,7	310,35	336,5	252,3
HTnCE	CTUh	4,45E-02	4,36E-04	2,3E-02	1,39E-04	1,30E-04
PM	kg PM <sub>2.5</sub> eq	13,4995	0,0525	6,78	0,093	0,024
PhOF	kg NMVOC <sub>eq</sub>	13,46	0,65	7,06	1,176	0,949
PA	mol H <sup>+</sup> <sub>eq</sub>	1,42	0,535	0,98	1,144	0,733
FE	kg P <sub>eq</sub>	0,0015	0,009	0,005	0,058	0,023
FET	CTUe	80,1	420,2	250,1	439,3	209,0
LU	kg C déficit	2.198,2	275,2	1.236,7	1.226,3	1.410,1
WRD	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O <sub>eq</sub>	-0,034	-0,475	-0,250	-1,308	-0,968
MFRRD	kg Sb <sub>eq</sub>	0,0003	0,0018	0,0011	0,0040	0,0012
TD	h	163,8	9,0	86,4	72,4	79,7

donde: Cambio Climático – CC, Toxicidad Humana, Efectos no Cancerígenos – HTnCE, Material Particulado – PM, Formación de Ozono Fotoquímico – PhOF, Acidificación – PA, Eutroficación de Agua Dulce– FE, Eco-toxicidad de Agua Dulce – FET, Uso del Suelo – LU, Agotamiento de Recursos Hídricos – WRD, Agotamiento de los recursos minerales, fósiles y renovables – MFRRD y una categoría no normalizada de Dedicación de Tiempo – TD.

A pesar de los fuertes impactos sobre la toxicidad humana, el material particulado y la formación de ozono fotoquímico de la leña, esta tiene el potencial de cambio climático

## Capítulo 6

más bajo. El BOFG tiene un 44% menos de impacto en el cambio climático que el GLP, debido a su origen fósil. Los estudios que evaluaron los beneficios ambientales de los digestores domésticos y de pequeña escala en las áreas rurales de los países en desarrollo mostraron que los digestores domésticos producían beneficios ambientales al reducir las diferentes categorías de impacto frente a los combustibles de cocción actuales (Garfí et al., 2019, 2012; Lansche and Müller, 2017; Sfez et al., 2017; Vu et al., 2015; Wang et al., 2018).

Sin embargo, la mayoría de los estudios obtuvieron beneficios ambientales de la sustitución de los combustibles actuales y de las emisiones de metano evitadas por una mala gestión de residuos como el estiércol de ganado y la sustitución de fertilizantes minerales por el uso del digestato. En este estudio no se consideraron las emisiones evitadas por la gestión ineficiente de los residuos orgánicos para producir compostaje. No se consideró la sustitución de fertilizantes porque el digestato se aplica en un ciclo cerrado para la fertilización como materia prima y los beneficios se deben únicamente a la sustitución de los combustibles actuales para cocinar.

### ***6.3.3 Beneficios de la cocción con Biogás a partir de pastos vs las fuentes actuales en la zona rural de Colombia incluyendo la contaminación del aire interior***

La implementación del BOFG muestra una mejora para 8 de las 11 categorías de impacto analizadas en comparación con el escenario actual. El impacto actual en la categoría de agotamiento de recursos minerales, fósiles y renovables persiste. Sólo las categorías Uso del suelo y Eutrofización de agua dulce tienen un impacto en el BOFG mayor que la condición actual con un aumento del 14% en el primer caso y 3.6 veces en el segundo.

Siguiendo las subetapas del BOFG, las emisiones de fósforo de la fertilización orgánica representan el 74% del peso en la categoría de Eutrofización de agua dulce; El 23,5% del impacto proviene del proceso de moldeado por inyección de materiales plásticos de construcción de los biodigestores. Estos dos procesos contribuyentes son difíciles de mejorar en la evaluación del ciclo de vida de la alternativa proyectada, ya

## Capítulo 6

que los fertilizantes orgánicos utilizados para la sustitución de fertilizantes minerales tienden a tener una relación P/N superior al requerimiento del cultivo (Hanserud et al., 2018). Además, los cultivos de pastos tropicales tienen una mayor eficiencia en el uso de fósforo cuando se aplican en el momento y las condiciones de pH adecuados en lugar de aplicar una mayor cantidad (Mengel, 1997).

Si bien existe una baja respuesta de la fertilización con fósforo sobre la fijación de carbono en pastos permanentes (Eze et al., 2018), estos cultivos se encuentran entre los más eficientes para la extracción de fósforo (Dorioz et al., 2006). Además, la captura de fósforo excedente en explotaciones agrícolas o ganaderas, mediante la siembra de pastos, así como el reciclaje del fósforo contenido en la fracción orgánica de los residuos sólidos mediante compostaje, son todas aceptadas como estrategias para la conservación del recurso fósforo (Reijnders, 2014). Se resalta que estas externalidades positivas no se cuantificaron como beneficios en el presente estudio.

Entre los beneficios ambientales de implementar el BOFG para reemplazar leña y GLP, se destacan las reducciones de entre 1 y 2 órdenes de magnitud en las categorías de Toxicidad Humana con Efectos no Cancerígenos, Material Particulado y Formación de Ozono Fotoquímico. No obstante, se reduce en menor medida el impacto sobre el Cambio Climático, la Acidificación y la Eco-Toxicidad del Agua Dulce.

El tiempo dedicado se redujo levemente en un 8%, porque el GLP requiere solo 9 h de tiempo dedicado y en el escenario actual representa el 50%. Sin embargo, si se compara BOFG con la leña, la reducción de tiempo alcanza un 51%. El BOFG tiene la ventaja de aportar un mayor control y autosuficiencia energética para cocinar con el cultivo de pastos propios en comparación con la recolección de leña y compra de GLP, lo que representa un costo monetario. Estos aspectos cobran relevancia en el entorno social de aplicación (Garfí et al., 2019, 2012; Lansche and Müller, 2017).

### **6.4 Conclusiones**

De acuerdo con el ACV, los digestores domésticos de biogás alimentados con pastos *Pennisetum* en las zonas rurales de Colombia con cultivos fertilizados orgánica y

## Capítulo 6

mineralmente (BOFG y BMFG) mostraron una buena sostenibilidad ambiental en las emisiones de contaminantes, en comparación con la leña y el GLP. Entre el tipo de fertilización, el BOFG tuvo un mejor desempeño ambiental que el BMFG en la mayoría de las categorías de impacto y el mejor desempeño global entre todos los combustibles evaluados. La investigación futura debería centrarse en diferentes pastos y sustratos orgánicos disponibles en climas tropicales para optimizar la producción de biogás.

El trabajo presentado, que cubre los beneficios sociales y de salud además de los beneficios ambientales, muestra la posibilidad de implementar un digestor de biogás doméstico. Sin embargo, se podrían mejorar varios aspectos cuantificables, por ejemplo, se deberían definir factores de emisión específicos para los países de América Latina y el Caribe. Los impactos en la salud de los espacios cerrados mal ventilados, especialmente en relación con las prácticas de cocción en las zonas rurales de los países en desarrollo, es otro tema relevante que también debe ser abordado.

Los resultados serán útiles para desarrollar políticas públicas sobre economía, salud y medio ambiente. Los formuladores de políticas podrían utilizar esta investigación para establecer los requisitos de inversión, respaldar la asignación de recursos y la inversión en proyectos a gran escala. Finalmente, las organizaciones no gubernamentales y el público en general también podrían ser beneficiarios de los resultados de esta investigación.

## Capítulo 6

## **CAPÍTULO 7**

### **Conclusiones generales y sugerencias para futuras investigaciones.**

---

Este capítulo presenta las conclusiones principales obtenidas. También se presentan sugerencias para futuras investigaciones relacionadas con digestores domésticos y fuentes alternativas de energía de cocción.

## Capítulo 7

### 7.1 Conclusiones finales

Las conclusiones a las que se ha llegado en esta tesis se presentan a continuación.

Por lo que se refiere a la optimización de la DA de pastos se concluyó que:

- Los pastos *Pennisetum purpureum* son los más aptos en el Valle del Cauca por sus condiciones de clima tropical seco, donde el King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. *king grass*) presentó el mayor rendimiento de metano por hectárea ( $\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ).
- La DA con el SDBS de una fase sin calentamiento ni control de temperatura es una alternativa viable con y sin recirculación de lixiviados a una temperatura media de  $24^\circ\text{C}$  y una relación (I/S) del 80-100% (en términos de SV), siendo la opción sin recirculación de lixiviados la alternativa que se considera más adecuada en estos contextos, por la simplicidad de los equipos necesarios y su operación/mantenimiento.
- El análisis del tipo de fertilización mostró un mayor rendimiento agronómico del King Grass y, por tanto, mayores rendimientos de metano por hectárea, al aplicar fertilización química complementada con aplicación de digerido del digestor de pastos (BMFG), en comparación con una fertilización completamente orgánica (BOFG). No obstante, la tasa de incremento de materia seca con la edad de cosecha fue muy similar entre los dos tipos de fertilización, siendo ambos factibles para la producción de biomasa para digestores.
- La edad óptima de cosecha para el King Grass cultivado en clima tropical se estimó de 44 días, con un rendimiento máximo de metano en su DA de  $347.8 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1}\text{SV}$  y  $9,773 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Reducciones en el tamaño de partícula ( $<1\text{cm}$ ) no presentaron rendimientos de metano significativamente superiores respecto al tamaño de 1-10 cm, obtenido con una picadora comercial de residuos orgánicos.



## Capítulo 7

En relación al dimensionamiento y evaluación económica de la propuesta alternativa de energía de cocción con biogás en zonas rurales tropicales, se concluyó que:

- Para la DA del pasto para producir el biogás requerido por una familia rural “tipo” en Colombia se estima un área necesaria de 250 m<sup>2</sup> de cultivo, que es asumible por la población “tipo”.
- Se estimó que cada unidad de vivienda requeriría un SDBS con volumen útil de 2,4m<sup>3</sup>, que, incluyendo todos los equipos auxiliares requeridos, supondría un costo de inversión estimado de 851€, valor que puede resultar alto para la población objetivo del estudio (donde el 43% de las personas viven con menos de 884€ anuales y el 15% con menos de 387€ anuales).
- Los costos operativos anuales de cocción con biogás a partir de la DA de pastos son menores que los costes equivalentes de la leña y el GLP, No obstante, su viabilidad económica dependerá de posibles subvenciones a la inversión inicial.

Referente a la evaluación de los impactos sobre la salud y el medio ambiente de la producción y uso del biogás como energía de cocción, aplicando la metodología de Análisis de Ciclo de Vida, se concluyó que:

- Los digestores domésticos de biogás en las zonas rurales de Colombia alimentados con pasto King Grass, muestran una buena sostenibilidad ambiental referente a las emisiones de sustancias contaminantes, en comparación con la leña y el GLP.
- Entre el tipo de fertilización, la orgánica (BOFG) tiene un mejor desempeño ambiental que la complementada con fertilizantes minerales (BMFG) en la mayoría de las categorías de impacto y el mejor desempeño global entre los combustibles evaluados.
- Los impactos de la categoría de toxicidad humana son mucho mayores para la leña que para el GLP, BMFG y BOFG, debido a los impactos en la salud de las emisiones en interiores, aspecto que no siempre considerado en los estudios de ACV.

Como conclusión general se puede decir que se ha demostrado la viabilidad de producir biogás a partir la DA de pastos cultivados *in situ* usando SDBS de tipo doméstico, optimizando el proceso de cultivo y el de digestión. Por lo tanto, esta propuesta tecnológica se puede considerar como una alternativa para suministrar la energía de cocción en zonas rurales con climas tropicales, donde la principal fuente de suministro actual, la leña, está afectando la salud de la población por la exposición a la contaminación al interior de la vivienda. Otras alternativas evaluadas, como el GLP, presenta un alto coste de operación y mayores impactos sobre el cambio climático.

### **7.2 Sugerencias para futuras investigaciones**

La principal conclusión de esta tesis es que la producción de biogás a partir de la DA de pastos es viable técnica, económica y ambientalmente; no obstante, todavía debe realizarse investigación que permita optimizar el proceso y hacerlo económicamente más atractivo.

A continuación, se indican las líneas de investigación que se consideran necesarias para avanzar en esta dirección:

- Optimización de la DA mediante estrategias de co-digestión.
- Optimización de la sostenibilidad ambiental de los digestores domésticos mediante diferentes estrategias:
  - Cultivos en terrenos no aprovechados como en los cercados de la finca.
  - Cultivos de pasto para recuperación de terrenos degradados.
  - Cosecha de pastos naturales, no cultivados.
- Estudio de factores de emisión específicos para los países de América Latina y el Caribe.

## Capítulo 7

## CAPÍTULO 8

### Referencias Bibliográficas

---

- Agbor, V.B., Cicek, N., Sparling, R., Berlin, A., Levin, D.B., 2011. Biomass pretreatment: Fundamentals toward application. *Biotechnol. Adv.* 29, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.05.005>
- Anton, A., 2004. Utilización del Análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. Univ. Politècnica Catalunya. Universitat Politècnica de Catalunya.
- APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation., Washington DC.
- Arévalo, W., 2015. La Biomasa: Una Alternativa Energética Proveniente de la Vida Misma, in: Libros Editorial UNIMAR. pp. 81–89.
- ASTM, 2007. ASTM D5373 Standard Test Methods for Determination of Carbon, Hydrogen and Nitrogen in Analysis Samples of Coal and Carbon in Analysis Samples of Coal and Coke.
- Bernal, J., 2003. Pastos y forrajes tropicales: producción y manejo, 4 edición. ed. Editorial Ángel, Bogotá.
- Blokhina, Y.N., Prochnow, A., Plöchl, M., Luckhaus, C., Heiermann, M., 2011. Concepts and profitability of biogas production from landscape management grass. *Bioresour. Technol.* 102, 2086–2092. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.002>
- Bogdan, A.V., 1997. Pastos tropicales y plantas de forraje. México, D.F.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., Hamdi, M., 2005. Bioreactor performance

## Capítulo 8

- in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochem.* 40, 989–995. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.03.007>
- Boy, E., Bruce, N., Smith, K.R., Hernandez, R., 2000. Fuel efficiency of an improved wood-burning stove in rural Guatemala: implications for health, environment and development. *Energy Sustain. Dev.* 4, 23–31. [https://doi.org/10.1016/S0973-0826\(08\)60239-2](https://doi.org/10.1016/S0973-0826(08)60239-2)
- Bretigniere, L., Godfernaux, J., Der Khatchadourian, L., 1954. *Ensilado de los forrajes verdes*. Madrid.
- Cadavid Rodríguez, L.S., Bolaños Valencia, I.V., 2016. Grass from public green spaces an alternative source of renewable energy in tropical countries. *Rev. Investig. Optim. y Nuevos procesos en Ing.* 29, 109–116. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016009>
- Carulla, J.E., Cárdenas, E., Sánchez, N., Riveros, C., 2004. Valor nutricional de los forrajes más usados en los sistemas de producción lechera especializada de la zona andina colombiana; in: EU, E. y A.A. (Ed.), *Seminario Nacional de Lechería Especializada: “Bases Nutricionales y Su Impacto En La Productividad*. Medellín - Colombia, pp. 21–38.
- Castañó, G.A., 2004. Utilización de la fibra en la alimentación de la vaca lechera. *Boletín Investig. UNISARC* 2, 16–24.
- Chacón-Hernández, P.A., Vargas-Rodríguez, C.F., 2009. Digestibilidad y calidad del *Pennisetum purpureum* cv. King Grass a tres edades de rebrote. *Agron. Mesoam.* 20, 399–408.
- Chang, V.S., Burr, B., Holtzapple, M.T., 1997. Lime pretreatment of switchgrass. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 63–65, 3–19. <https://doi.org/10.1007/BF02920408>
- Chanpla, M., Kullavanijaya, P., Janejadkarn, A., Chavalparit, O., 2017. Effect of harvesting age and performance evaluation on biogasification from Napier grass in separated stages process. *KSCE J. Civ. Eng.* 1–6. <https://doi.org/10.1007/s12205-017-1164-y>

## Capítulo 8

- Chernicharo, C.A. de L., 2013. Principios del Tratamiento Biológico de Aguas Residuales: Reactores Anaerobios, Vol5. 1a e. ed. Universidad de Nariño (Colombia), Pasto.
- Cherubini, F., Stromman, A.H., 2011. Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresour. Technol.* 102, 437–451. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>
- Chynoweth, D.P., Turick, C., Owens, J.M., Jerger, D.E., Peck, M.W., 1993. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy* 5, 95–111. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(93\)90010-2](https://doi.org/10.1016/0961-9534(93)90010-2)
- Climate-Data, 2021. No Title [WWW Document]. Clima Cali. URL <https://es.climate-data.org/location/3426/> (accessed 1.22.21).
- Corleto, A., Cazzato, E., Ventricelli, P., Cosentino, S.L., Gresta, F., Testa, G., Maiorana, M., Fornaro, F., De Giorgio, D., 2009. Performance of perennial tropical grasses in different Mediterranean environments in southern Italy. *Trop. Grasslands* 43, 129–138.
- Cuervo Vivas, W.A., Santacoloma Varón, L.E., Barreto de Escovar, L., 2019. Análisis histórico de la composición química de forrajes tropicales en Colombia entre 1985 – 2015. I - Gramíneas Forrajeras. *Rev. Investig. Agrar. y Ambient.* 10, 89–114. <https://doi.org/10.22490/21456453.2415>
- Dai, X., Li, X., Chen, Y., Dai, L., 2016. Simultaneous enhancement of methane production and methane content in biogas from waste activated sludge and perennial ryegrass anaerobic co-digestion: The effects of pH and C/N ratio. *Bioresour. Technol.* 216, 323–330. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.05.100>
- Dehority, B.A., Scott, H.W., 1967. Extent of Cellulose and Hemicellulose Digestion in Various Forages by Pure Cultures of Rumen Bacteria. *J. Dairy Sci.* 50, 1136–1141. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(67\)87579-9](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(67)87579-9)
- Di Maria, F., Sordi, A., Micale, C., 2012. Optimization of Solid State Anaerobic

## Capítulo 8

- Digestion by inoculum recirculation: The case of an existing Mechanical Biological Treatment plant. *Appl. Energy* 97, 462–469. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.12.093>
- Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J., Trévisan, D., 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics-A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117, 4–21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>
- ECLAC, 2009. Contribution of energy services to the Millennium Development Goals and poverty alleviation in Latin America and the Caribbean. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. ONU., Santiago.
- Ekouevi, K., Tuntivate, V., 2012. Household Energy Access for Cooking and Heating. The World Bank, Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/978-0-8213-9604-9>
- Estrada Alvarez, J., 2002. Pastos y forrajes para el trópico colombiano /, 1. ed. ed. Editorial Universidad de Caldas, Manizales, Colombia :
- Eze, S., Palmer, S.M., Chapman, P.J., 2018. Soil organic carbon stock in grasslands: Effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *J. Environ. Manage.* 223, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.013>
- Fagnano, M., Adamo, P., Zampella, M., Fiorentino, N., 2011. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: A case study in the region of Naples, Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.019>
- FAO, F. and agriculture organization of U.N., 2021. Food and agriculture data [WWW Document]. FAOSTAT. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#home> (accessed 2.21.21).
- Flotats, X., Bonmatí, A., Fernández, B., Magrí, A., 2009. Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresour. Technol.* 100, 5519–5526. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2008.12.050>

## Capítulo 8

- Forbes, 2021. En 2020, la pobreza en Colombia llegó al 42,5% de la población: Dane [WWW Document]. URL <https://forbes.co/2021/04/29/economia-y-finanzas/en-2020-la-pobreza-en-colombia-llego-al-425-de-la-poblacion-dane/> (accessed 6.21.21).
- Franca, L.S., Bassin, J.P., 2020. The role of dry anaerobic digestion in the treatment of the organic fraction of municipal solid waste: A systematic review. *Biomass and Bioenergy* 143. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105866>
- Gadhamshetty, V., Arudchelvam, Y., Nirmalakhandan, N., Johnson, D.C., 2010. Modeling dark fermentation for biohydrogen production: ADM1-based model vs. Gompertz model. *Int. J. Hydrogen Energy* 35, 479–490. <https://doi.org/10.1016/J.IJHYDENE.2009.11.007>
- Garfí, M., Castro, L., Montero, N., Escalante, H., Ferrer, I., 2019. Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale farms in Colombia: A life cycle assessment. *Bioresour. Technol.* 274, 541–548. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.007>
- Garfí, M., Ferrer-Martí, L., Velo, E., Ferrer, I., 2012. Evaluating benefits of low-cost household digesters for rural Andean communities. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, 575–581. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.08.023>
- Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., Ferrer, I., 2016. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 60, 599–614. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071>
- GASNOVA, 2019. Informe del sector del GLP 2019. Bogotá.
- Global Alliance for Clean Cookstoves, 2012. Colombia Market Assessment. Colombia Sector Mapping. Washington D.C.
- González, I., Betancourt, M., Fuenmayor, A., Lugo, M., 2011. Producción y composición química de forrajes de dos especies de pasto Elefante (*Pennisetum* sp.) en el Noroccidente de Venezuela. *Zootec. Trop.* 29, 103–112.
- Haandel, A.C. Van, Lettinga, G., 1995. *Anaerobic Sewage Treatment: A Practical*



## Capítulo 8

Guide for Regions with a Hot Climate, 1st ed, Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate. Wiley, Sao Paulo.

Hakala, K., Nikunen, H.M., Sinkko, T., Niemeläinen, O., 2012. Yields and greenhouse gas emissions of cultivation of red clover-grass leys as assessed by LCA when fertilised with organic or mineral fertilisers. *Biomass and Bioenergy* 46, 111–124. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.021>

Hansen, K.H., Angelidaki, I., Ahring, B.K., 1998. Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. *Water Res.* 32, 5–12. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00201-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00201-7)

Hanserud, O.S., Cherubini, F., Øgaard, A.F., Müller, D.B., Brattebø, H., 2018. Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system. *Sci. Total Environ.* 615, 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.215>

Hare, M.D., Tatsapong, P., Phengphet, S., 2009. Herbage yield and quality of *Brachiaria* cultivars, *Paspalum atratum* and *Panicum maximum* in north-east Thailand | Request PDF. *Trop. Grasslands* 43, 65–72.

Hasler, K., Bröring, S., Omta, S.W.F., Olf, H.W., 2015. Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *Eur. J. Agron.* 69, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.001>

Hauser, J.R., 2009. Numerical methods for nonlinear engineering models, 1st ed. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9920-5>

Hidaka, T., Arai, S., Okamoto, S., Uchida, T., 2013. Anaerobic co-digestion of sewage sludge with shredded grass from public green spaces. *Bioresour. Technol.* 130, 667–672. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2012.12.068>

IEA, 2020. Outlook for biogas and Prospects for organic growth. *World Energy Outlook Special Report Biomethane*.

IEA, 2006. *World energy outlook 2006*. International Energy Agency.

## Capítulo 8

- ILCD, 2011. Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context., 1st Editio. ed. European Commission - Joint Research Centre. International Reference Life Cycle Data System (ILCD), Luxemburg.
- IPCC, 2006. STATIONARY COMBUSTION, in: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. pp. 2.1-2.47.
- IPCC, 2000. Non-CO<sub>2</sub> emissions from stationary combustion, in: Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change, National Greenhouse Inventories Programme, Montreal, pp. 41–54.
- ISO, 2006. ISO 14044:2006 - Environmental management -Life cycle assessment - Requirements and guidelines, 1st ed. International Organization for Standardization, Geneva.
- Janejadkarn, A., Chavalparit, O., 2014. Biogas Production from Napier Grass (Pak Chong 1) ( *Pennisetum purpureum* × *Pennisetum americanum* ). *Adv. Mater. Res.* 856, 327–332.
- Jensen, A.A., Hunkeler, D., Gaillard, G., Hellweg, S., Christiansen, K., 2005. Innovation by Life Cycle Management, in: *International Journal of Life Cycle Assessment*. Barcelona, pp. 451–453. <https://doi.org/10.1065/lca2005.11.009>
- Jhons Hopkins University, 2021. COVID-19 Map - Johns Hopkins Coronavirus Resource Center [WWW Document]. URL <https://coronavirus.jhu.edu/map.html> (accessed 6.14.21).
- Karvosenoja, N., Tainio, M., Kupiainen, K., Tuomisto, J.T., Kukkonen, J., Johansson, M., 2008. Evaluation of the emissions and uncertainties of PM<sub>2.5</sub> originated from vehicular and domestic wood combustion in Finland. *Boreal Environ. Res.* 13, 465–474.
- Kaushik, L.K., Muthukumar, P., 2018. Life cycle Assessment (LCA) and Techno-economic Assessment (TEA) of medium scale (5–10 kW) LPG cooking stove with two-layer porous radiant burner. *Appl. Therm. Eng.* 133, 316–326.

## Capítulo 8

<https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.01.050>

Kefyalew, A., Alemu, B., Tsegaye, A., 2020. Effects of Fertilization and Harvesting Age on Yield and Quality of Desho (*Pennisetum pedicellatum*) Grass Under Irrigation, in Dehana District, Wag Hemra Zone, Ethiopia. *Agric. For. Fish.* 9, 113. <https://doi.org/10.11648/j.aff.20200904.13>

Kothari, R., Pandey, A.K., Kumar, S., Tyagi, V. V., Tyagi, S.K., 2014. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 39, 174–195. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift* 15, 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

Kusch, S., Oechsner, H., Jungbluth, T., 2008. Biogas production with horse dung in solid-phase digestion systems. *Bioresour. Technol.* 99, 1280–1292. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.02.008>

Lansche, J., Müller, J., 2017. Life cycle assessment (LCA) of biogas versus dung combustion household cooking systems in developing countries – A case study in Ethiopia. *J. Clean. Prod.* 165, 828–835. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.07.116>

Lettinga, G., 1995. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie Van Leeuwenhoek* 67, 3–28. <https://doi.org/10.1007/BF00872193>

Lewandowski, I., Scurlock, J.M.O., Lindvall, E., Christou, M., 2003. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy* 25, 335–361. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00030-8](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00030-8)

Li, L., Yuan, Z., Sun, Y., Kong, X., Dong, P., Zhang, J., 2017. A reused method for molasses-processed wastewater: Effect on silage quality and anaerobic digestion performance of *Pennisetum purpureum*. *Bioresour. Technol.* 241, 1003–1011. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.04.117>

## Capítulo 8

- Lounglawan, P., Lounglawan, W., Suksombat, W., 2014. Effect of Cutting Interval and Cutting Height on Yield and Chemical Composition of King Napier Grass (*Pennisetum Purpureum* x *Pennisetum Americanum*). *APCBEE Procedia* 8, 27–31. <https://doi.org/10.1016/J.APCBEE.2014.01.075>
- Lynd, L.R., Weimer, P.J., van Zyl, W.H., Pretorius, I.S., 2002. Microbial Cellulose Utilization: Fundamentals and Biotechnology. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 66, 506–577. <https://doi.org/10.1128/membr.66.3.506-577.2002>
- Malla, S., Timilsina, G.R., 2014. Household Cooking Fuel Choice and Adoption of Improved Cookstoves in Developing Countries: A Review. *Policy Research Working Papers*. <https://doi.org/10.1596/1813-9450-6903>
- Márquez, F., Sánchez, J., Urbano, D., Dávila, C., 2007. *Zootecnia tropical.*, *Zootecnia Tropical*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas.
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A., Rieradevall, J., 2011. Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint. *J. Clean. Prod.* 19, 985–997. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2010.11.018>
- Mata-Alvarez, J., Benabdallah El-Hadj, T., Astals, S., 2008. Digestió Anaeròbia de fangs: possibles millores en el seu rendimiet., in: *III Jornades Tècniques de Gestió de Sistemes de Sanejament d'aigües Residuals. Tractament i Valorització de Fangs*. Barcelona, pp. 91–105.
- Meehan, P., Burke, B., Doyle, D., Barth, S., Finnan, J., 2017. Exploring the potential of grass feedstock from marginal land in Ireland: Does marginal mean lower yield? *Biomass and Bioenergy* 107, 361–369. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2017.10.014>
- Mengel, K., 1997. Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates, in: *European Journal of Agronomy*. Elsevier, pp. 221–233. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(97\)00037-3](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(97)00037-3)

## Capítulo 8

- Miles, J.W., Maass, B.L., DoValle, C.B., 1998. *Brachiaria: Biología, Agronomía y Mejoramiento*. Artes Gráficas CIAT. Panam. Formas e Impresos 312.
- MINAMBIENTE, 2021. Colombia país de montañas | Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [WWW Document]. Colomb. país montañas. URL <https://www.minambiente.gov.co/index.php/noticias-minambiente/2170-colombia-pais-de-montanas> (accessed 1.5.21).
- Mobius, 2021. FAQ - Möbius [WWW Document]. URL <http://mobius.net.co/faq/> (accessed 3.1.21).
- Mobius, 2019. Metanización seca - Möbius [WWW Document]. URL <http://mobius.net.co/metanizacion-seca/> (accessed 7.28.19).
- Molinuevo-Salces, B., Larsen, S.U., Ahring, B.K., Uellendahl, H., 2015. Biogas production from catch crops: Increased yield by combined harvest of catch crops and straw and preservation by ensiling. *Biomass and Bioenergy* 79, 3–11. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2015.04.040>
- Montemayor, E., Bonmatí, A., Torrellas, M., Camps, F., Ortiz, C., Domingo, F., Riau, V., Antón, A., 2019. Environmental accounting of closed-loop maize production scenarios: Manure as fertilizer and inclusion of catch crops. *Resour. Conserv. Recycl.* 146, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.013>
- Moore, K.J., Hatfield, R.D., 2015. Carbohydrates and Forage Quality, in: *Forage Quality Evaluation and Utilization*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 229–280. <https://doi.org/10.2134/1994.foragequality.c6>
- Moreno, F., Molina, D., 2007. Buenas prácticas agropecuarias (BPA) en la producción de ganado de doble propósito bajo confinamiento con caña panelera como parte de la dieta, Primera. ed. FAO, Roma.
- Murillo-Solano, J., Barros-Henríquez, J.A., Roncallo-Fandiño, B., Arrieta-Pico, G., 2014. Water requirement of four cutting grasses water efficiency in the Colombian dry Caribbean region. *Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu.* 15, 83–99.
- Murphy, J., Braun, R., Weiland, P., Wellinger, A., 2011. *Biogas from Crop Digestion*

Task 37-Energy from Biogas.

- Nallathambi Gunaseelan, V., 1997. Anaerobic digestion of biomass for methane production: A review. *Biomass and Bioenergy* 13, 83–114. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00020-2)
- Narinthorna, R., Chooritab, W., Chistic, Y., 2019. Alkaline and fungal pretreatments for improving methane potential of Napier grass. *Biomass and Bioenergy* 127, 105262. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2019.105262>
- National Research Council, 2001. Nutrient Requirements of Dairy Cattle, 7th ed, Nutrient Requirements of Dairy Cattle. National Academies Press, Washington D.C. <https://doi.org/10.17226/9825>
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Rossi, V., Humbert, S., 2015. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. World Food LCA Database (WFLDB).
- Nizami, A.S., Murphy, J.D., 2010. What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage? *Renew. Sustain. Energy Rev.* <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.02.006>
- Nizami, A.S., Thamsiroj, T., Singh, A., Murphy, J.D., 2010. Role of leaching and hydrolysis in a two-phase grass digestion system. *Energy Fuels* 24, 4549–4559. <https://doi.org/10.1021/ef100677s>
- OMS, 2018. Contaminación del aire de interiores y salud [WWW Document]. URL <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/household-air-pollution-and-health> (accessed 6.14.21).
- Pabón Pereira, C.P., Castañares, G., Van Lier, J.B., 2012. An OxiTop® protocol for screening plant material for its biochemical methane potential (BMP). *Water Sci. Technol.* 66, 1416–1423. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.305>
- Palmowski, L.M., Müller, J.A., 2000. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.* 41, 155–162.

## Capítulo 8

- Parra-Orobio, B.A., Donoso-Bravo, A., Ruiz-Sánchez, J.C., Valencia-Molina, K.J., Torres-Lozada, P., 2018. Effect of inoculum on the anaerobic digestion of food waste accounting for the concentration of trace elements. *Waste Manag.* 71, 342–349. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.09.040>
- Parra-Orobio, B.A., Donoso-Bravo, A., Ruiz Sánchez, J.C., Valencia-Molina, K.X., Torres-Lozada, P., 2017. Effect of inoculum on the anaerobic digestion of food waste accounting for the concentration of trace elements. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.09.040>
- Pizarro-Loaiza, C.A., Antón, A., Torrellas, M., Torres-Lozada, P., Palatsi, J., Bonmatí, A., 2021. Environmental, social and health benefits of alternative renewable energy sources. Case study for household biogas digesters in rural areas. *J. Clean. Prod.* 297, 126722. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126722>
- Pizarro-Loaiza, C.A., Torres-Lozada, P., Illa, J., Palatsi, J., Bonmatí, A., 2020. Effect of Harvesting Age and Size Reduction in the Performance of Anaerobic Digestion of Pennisetum Grass. *Processes* 8, 1414. <https://doi.org/10.3390/pr8111414>
- Pizarro-Loaiza, C.A., Torres-Lozada, P., Palatsi, J., Bonmati, A., 2018. Cooking gas from anaerobic digestion of tropical grasses harvested in Valle del Cauca – Colombia, in: IWA (Ed.), XIII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. ISSN: 2619-2683, Medellín - Colombia.
- Pouech, P., Fruteau, H., Bewa, H., 1998. Agricultural crops for biogas production on anaerobic digestion plants, in: Proceedings of the 10th European Conference on Biomass for Energy and Industry. Wurzburg, Germany, pp. 163–165.
- PRé consultants, various authors, 2015. SimaPro Database Manual Methods library, v. 2.8. ed. San Francisco, CA.
- Prochnow, A., Heiermann, M., Plöchl, M., Linke, B., Idler, C., Amon, T., Hobbs, P.J., 2009. Bioenergy from permanent grassland – A review: 1. Biogas. *Bioresour. Technol.* 100, 4931–4944. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.070>
- Qian, M., Zhang, Y., Li, R., Nelles, M., Stinner, W., Li, Y., 2017. Effects of Percolate

## Capítulo 8

- Recirculation on Dry Anaerobic Co-digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Corn Straw. *Energy & Fuels* 31, 12183–12191. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b01869>
- Reijnders, L., 2014. Phosphorus resources, their depletion and conservation, a review. *Resour. Conserv. Recycl.* 93, 32–49. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.09.006>
- RETEMA, 2021. Europa defiende el uso de la biomasa como fuente de energía renovable ante los lobbies - Actualidad RETEMA. <https://www.retema.es/>.
- Riau, V., Burgos, L., Camps, F., Domingo, F., Torrellas, M., Antón, A., Bonmatí, A., 2021. Closing nutrient loops in a maize rotation. Catch crops to reduce nutrient leaching and increase biogas production by anaerobic co-digestion with dairy manure. *Waste Manag.* 126, 719–727. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.006>
- Rocamora, I., Wagland, S.T., Villa, R., Simpson, E.W., Fernández, O., Bajón-Fernández, Y., 2020. Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122681>
- Rodriguez, C., Alaswad, A., Benyounis, K.Y., Olabi, A.G., 2017. Pretreatment techniques used in biogas production from grass. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 68, 1193–1204. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2016.02.022>
- Romero, L.I., Nebot, E., Mart de la Ossa, E.Í., Sales, D., 2007. Microbiological purification kinetics of wine-distillery wastewaters. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 58, 141–149. <https://doi.org/10.1002/jctb.280580207>
- Roncallo F., B., Sierra A., A.M., Castro R., E., 2012. Rendimiento de forraje de gramíneas de corte y efecto sobre calidad composicional y producción de leche en el Caribe seco. *Corpoica Cienc. y Technol. Agropecu.* 13, 71. [https://doi.org/10.21930/rcta.vol13\\_num1\\_art:242](https://doi.org/10.21930/rcta.vol13_num1_art:242)
- Roos, A., Ahlgren, S., 2018. Consequential life cycle assessment of bioenergy systems



## Capítulo 8

- A literature review. *J. Clean. Prod.* 189, 358–373.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.233>
- Rosenbaum, R.K., Meijer, A., Demou, E., Hellweg, S., Jolliet, O., Lam, N.L., Margni, M., McKone, T., 2015. Indoor Air Pollutant Exposure for Life Cycle Assessment: Regional Health Impact Factors for Households. *Environ. Sci. Technol.* 49, 12823–12831.
- Rua-Franco, M., 2008. Pastos de Corte para el trópico. *Engormix* 13.
- Schank, S.C., Chynoweth, D.P., Turick, C.E., Mendoza, P.E., 1993. Napiergrass genotypes and plant parts for biomass energy. *Biomass and Bioenergy* 4, 1–7.  
[https://doi.org/10.1016/0961-9534\(93\)90021-U](https://doi.org/10.1016/0961-9534(93)90021-U)
- Schneider, H., Samaniego, J.L., 2010. La huella del carbono en la producción, distribución y consumo de bienes y servicios. Santiago de Chile.
- Seppala, M., Paavola, T., Lehtomaki, A., Rintala, J., 2009. Biogas production from boreal herbaceous grasses – Specific methane yield and methane yield per hectare. *Bioresour. Technol.* 100, 2952–2958.  
<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2009.01.044>
- Sfez, S., De Meester, S., Dewulf, J., 2017. Co-digestion of rice straw and cow dung to supply cooking fuel and fertilizers in rural India: Impact on human health, resource flows and climate change. *Sci. Total Environ.* 609, 1600–1615.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.150>
- Siche, R., Pereira, L., Agostinho, F., Ortega, E., 2010. Convergence of ecological footprint and emergy analysis as a sustainability indicator of countries: Peru as case study. *Commun. Nonlinear Sci. Numer. Simul.* 15, 3182–3192.  
<https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2009.10.027>
- Silvestre, Gracia, Bonmatí, A., Fernández, B., 2015. Optimisation of sewage sludge anaerobic digestion through co-digestion with OFMSW: Effect of collection system and particle size. *Waste Manag.* 43, 137–143.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.029>

## Capítulo 8

- Silvestre, G., Fernandez, B., Bonmatí, A., 2015. Addition of crude glycerine as strategy to balance the C/N ratio on sewage sludge thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion. *Bioresour. Technol.* 193, 377–385. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.06.098>
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) budget of nine European grassland sites. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 121–134. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.022>
- Sun, Y., Cheng, J., 2002. Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: A review. *Bioresour. Technol.* 83, 1–11. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00212-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00212-7)
- Surendra, K.C., Khanal, S.K., 2015. Effects of crop maturity and size reduction on digestibility and methane yield of dedicated energy crop. *Bioresour. Technol.* 178, 187–193. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.055>
- Sutter, K., Wellinger, A., 1987. The ACF system: a new low temperature biogas digester, in: Erwin Welte (Ed.), 4th International Symposium of CIEC. *Agricultural Waste Management and Environment Protection*. Braunschweig, pp. 61–70.
- Swatloski, R.P., Spear, S.K., Holbrey, J.D., Rogers, R.D., 2002. Dissolution of Cellulose with Ionic Liquids. *J. AM. CHEM. SOC.* 124, 4974–4975. <https://doi.org/10.1021/ja025790m>
- Thaemngoen, A., Saritpongteeraka, K., Leu, S.Y., Phuttaro, C., Sawatdeenarunat, C., Chaiprapat, S., 2020. Anaerobic Digestion of Napier Grass (*Pennisetum purpureum*) in Two-Phase Dry Digestion System Versus Wet Digestion System. *Bioenergy Res.* 1–13. <https://doi.org/10.1007/s12155-020-10110-1>
- Thamsiriroj, T., Murphy, J.D., 2010. Difficulties associated with monodigestion of grass as exemplified by commissioning a pilot-scale digester. *Energy Fuels* 24, 4459–

## Capítulo 8

4469. <https://doi.org/10.1021/ef1003039>

Torrellas, M., Burgos, L., Tey, L., Noguerol, J., Riau, V., Palatsi, J., Antón, A., Flotats, X., Bonmatí, A., 2018. Different approaches to assess the environmental performance of a cow manure biogas plant. *Atmos. Environ.* 177, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.023>

Torres-Lozada, P., Díaz-Granados, J.S., Parra-Orobio, B.A., 2015. Effects of the incorporation of drinking water sludge on the anaerobic digestion of domestic wastewater sludge for methane production. *Water Sci. Technol.* 72, 1016. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.291>

Torres, P., 2012. Perspectives of anaerobic treatment of domestic wastewater in developing countries. *Rev. EIA* 18, 115–129.

Triolo, J.M., Sommer, S.G., Müller, H.B., Weisbjerg, M.R., Jiang, X.Y., 2011. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresour. Technol.* 102, 9395–9402. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2011.07.026>

Tsapekos, P., Kougias, P.G., Egelund, H., Larsen, U., Pedersen, J., Trénel, P., Angelidaki, I., 2017. Mechanical pretreatment at harvesting increases the bioenergy output from marginal land grasses. *Renew. Energy* 111, 914–921. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2017.04.061>

UPME, 2018. Mines and energy statistical bulletin 2018.

Van Soest, P.J., 1963. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *J. Ass. Off. Agr. Chem.* 46, 829–835.

Vandevivere, P., De Baere, L., Verstraete, W., 2002. Types of anaerobic digester for solid wastes, in: Mata-Alvarez, J. (Ed.), *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing, Barcelona, pp. 111–140.

Vijin Prabhu, A., Sivaram, A.R., Prabhu, N., Sundaramahalingam, A., 2021. A study of enhancing the biogas production in anaerobic digestion. *Mater. Today Proc.* In

## Capítulo 8

Press. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.12.1009>

Vu, T.K. V, Vu, D.Q., Jensen, L.S., Sommer, S.G., Bruun, S., 2015. Life Cycle Assessment of Biogas Production in Small-scale Household Digesters in Vietnam. *Asian-Australasian J. Anim. Sci.* 28, 716–29. <https://doi.org/10.5713/ajas.14.0683>

Wang, Y., Wu, X., Tong, X., Li, T., Wu, F., 2018. Life cycle assessment of large-scale and household biogas plants in northwest China. *J. Clean. Prod.* 192, 221–235. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.264>

Weidema, B.P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wernet, G., 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database. *Ecoinvent Report 1(v3), V 3.0.* ed. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen.

Weiland, P., 2006. Biomass Digestion in Agriculture: A Successful Pathway for the Energy Production and Waste Treatment in Germany. *Eng. Life Sci.* 6, 302–309. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620128>

World Bank, 2021. Topics [WWW Document]. URL <https://www.worldbank.org/en/topic> (accessed 3.1.21).

World Bank, 2018. Energy Overview [WWW Document]. URL <http://www.worldbank.org/en/topic/energy/overview> (accessed 2.8.18).

World Bank, 2015. The state of the global clean and improved cooking sector. Energy Sector Management Assistance Program (ESMAP), Washington DC.

Zhao, S., Li, Z., Li, W., 2005. A modified method of ecological footprint calculation and its application. *Ecol. Modell.* 185, 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.11.016>

Zhao, S., Song, K., Gui, F., Cai, H., Jin, W., Wu, C., 2013. The emergy ecological footprint for small fish farm in China. *Ecol. Indic.* 29, 62–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.009>

## Capítulo 8

## Anexos

---



Plataforma  
Cluster



Certifican que:

**Potencial de Suministro de Gas de Cocina en Zonas Rurales de Clima Tropical a Partir de la Digestión Anaerobia de Pastos**

**Ocupó el tercer lugar**

En el concurso de posters del  
Segundo Congreso Nacional de Bioenergía BI-ON 2018.

---

**Esteban Piedrahita Uribe**  
Presidente Cámara de Comercio de Cali





# Gas de cocina a partir de la digestión anaerobia de pastos

Carlos Alexander PIZARRO-LOAIZA<sup>1</sup>\*, Patricia TORRES-LOZADA<sup>2</sup>, Jordi PALATSI<sup>3</sup>† y August BONMATT<sup>4</sup>  
<sup>1</sup> Mobius SAS, <sup>2</sup> Universidad del Valle / Cali – Colombia  
<sup>3</sup> GIRO Unidad de Investigación IRTA-LIPC / Barcelona – España, <sup>4</sup> FCC AQUALIA / Lleida – España.

## Resumen

Los pastos tienen un alto potencial energético en países con clima tropical, siendo una de las biomásas de menor costo y más comunes en zona rural. Se dimensionó y evaluó económicamente la producción de energía de cocina a partir del biogás resultante de la digestión anaerobia de pastos. Los resultados muestran que la energía requerida para abastecer una vivienda típica de zona rural, con 5 habitantes, en países como Colombia sería de 12.000 MJ/año, equivalente a 500 m<sup>3</sup>/año de biogás, a abastecer con un área de cultivo de 550 m<sup>2</sup>, mientras el flujo de inversión mostró que es una opción viable.

## Resultados

### Demanda de energía de cocina, cultivo de pastos y sistema de digestión

Se calculó una demanda de biogás de 1,35 m<sup>3</sup>/día, adicionalmente, con los rendimientos de metano obtenidos de 6,908 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/ha.a (Pizarro-Loaiza et al., 2018c), se estimó un requerimiento de área de cultivo de 550 m<sup>2</sup>, incluyendo sembreros y caminos. El dimensionamiento mostró que se requieren 4,8 m<sup>3</sup> de biogás, que podrían corresponder a 5 unidades de 1 m<sup>3</sup>, que con carga escalonada permitiría una producción de biogás constante.

### Análisis Económico

Los costos de inversión del sistema de biogás serían de \$7,897 EUR por vivienda. La Tabla 3 presenta los costos de operación de las alternativas de sustitución y la Figura 3 presenta una comparación gráfica del flujo de inversión de tres alternativas de sustitución de la leña como energía de cocina. La alternativa de biogás a partir de pastos como opción de sustitución de leña arroja un tiempo de recuperación de la inversión de 8,5 años, que se podría reducir a 4 años a través de mejores costos de mercado o vía subsidios del Estado, adicionalmente, analizando sólo sus costos de operación, presenta los menores.

## Objetivo

Dimensionar y evaluar económicamente una propuesta de energía de cocina a partir de la digestión anaerobia de pastos de corte cultivados en sitio, adecuada al entorno rural de países de clima tropical.

### Análisis Económico

Los costos de inversión inicial corresponden a precios locales de referencia convertidos a euros (\$2.500 COP/EUR). Para la leña se consideró inversión inicial cero, para biogás se consideró la inversión en picadora de pastos, sistema de biodigestores y estufa, para GLP se consideró el costo de estufa y cilindro, y para Electricidad se consideró el costo de estufa eléctrica sin acometida, instalación, ni instalaciones internas. En costos de operación, para leña se estimó como el precio de 40 jornales a \$35.000 COP (Pizarro-Loaiza et al., 2018c), para biogás se estimó como 20 jornales (Pizarro-Loaiza et al., 2018c), para GLP y Electricidad, se estimó el cilindro de 40 lb de GLP a \$62.000 COP y \$5000 COP/MWh.

## Metodología

### Demanda de Energía de Cocina, Cultivo de Pastos y Rendimientos de Metano

Con datos de la LUPME (2010) y CEPAL (2009) se estimó la energía efectiva utilizada en la cocción de alimentos de 4.800 MJ/año. Se establecieron cultivos en zona rural de Cali – Colombia, donde se controló el tipo de pasto y la edad de cosecha a escala piloto o Laboratorio (ensayos PIRM) (Tablas 1 y 2).

## Conclusiones

- El biogás requerido para abastecer una vivienda típica de zona rural en países de clima tropical como Colombia sería 1,35 m<sup>3</sup>/día y el área de cultivo de pastos sería 550 m<sup>2</sup>.
- Para hacer la digestión del pasto y producir el gas requerido se estima un volumen de digestión de 4,8 m<sup>3</sup>, que tendría un costo de inversión de \$7,897 EUR por unidad de vivienda.
- Los costos operativos anuales de cocción con biogás son menores que los de la leña, electricidad y GLP.

Variables	Características
<b>Tipo de pasto</b>	Para las condiciones del ensayo a 1000 mm, con precipitación anual de 1000 mm (flujo para las condiciones del clima tropical) se eligió pasto King Grass (Pizarro-Loaiza et al., 2018d).
<b>Edad de Cosecha</b>	El pasto King Grass presentó edad de cosecha óptima de 64 días, equivalente a 6 semanas (Pizarro-Loaiza et al., 2018b).
<b>Reducción de tamaño</b>	Bajo las condiciones del ensayo el tamaño de picado óptimo fue 3-3 cm en cubos y 1-10 cm en fajas. Este tamaño se obtuvo con una picadora industrial común para picado de residuos orgánicos y forrajes (Pizarro-Loaiza et al., 2018d).
<b>Tipo de fertilización</b>	Aunque los rendimientos de metano obtenidos aplicando fertilización elemental complementaria fueron superiores a los obtenidos con fertilización 100% orgánica, un análisis de ciclo de vida mostró que la alternativa con fertilización orgánica mostró los menores impactos ambientales respecto a la alternativa con adición de fertilizantes minerales, así como también respecto a la leña y el GLP (Pizarro-Loaiza et al., 2018c).
<b>Rendimiento de Metano</b>	El rendimiento de metano fue 6,908 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ha.a con las condiciones mencionadas (Pizarro-Loaiza et al., 2018c).

Tabla 1 / Características óptimas del pasto para digestión anaerobia.

Energía Demandada (MJ/año)	Fuente Energética	Unidad Requerida (año)	Requerimiento del Elemento (año)	Precio Operativo (USD/año)	Costo Anual (USD/año)
4,800	Leña	kg	3,072	0,13	399,36
	GLP	kg	246	0,08	24,48
	Electricidad	kWh	1,828	0,14	255,94
	Biogás de Pastos (67%CH <sub>4</sub> )	m <sup>3</sup>	500	0,60	300,00

Tabla 3 / Costos de Operación de Fuentes de Energía de Cocina.

Criterio o Variable	Descripción
<b>Configuración</b>	De acuerdo con los resultados experimentales en escala piloto, si no presentaba una diferencia apreciable entre las puntuaciones de metano del sistema PIRM, basándose respecto al sistema con mejor relación de biomasa, se eligió el sistema 100% leña que tiene menores requerimientos de energía y tecnología (Pizarro-Loaiza et al., 2018d).
<b>Tiempo de Digestión</b>	De acuerdo con los ensayos de PIRM, el tiempo de digestión ideal para el pasto King Grass picado con picadora industrial de 44 días de edad de cosecha, fue de 60 días (Pizarro-Loaiza, 2018).
<b>Evaluación Inicial/Secado</b>	De acuerdo con los resultados experimentales en escala piloto, corroborado con los rendimientos obtenidos en los ensayos PIRM y la literatura, se eligió una relación 15:1 en términos de SV (Pizarro-Loaiza et al., 2018a, Sumera and Rivas, 2016).

Tabla 2 / Criterios de diseño del sistema de digestión.

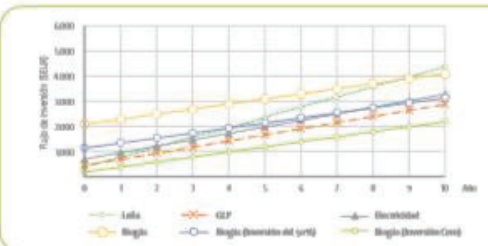


Figura 1 / Flujo de Inversión de Fuentes de Energía de Cocina para sustitución de leña. Sin Ajuste de precios ni retorno sobre la inversión.





**XIII Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia**  
"Una alternativa de innovación energética, ambiental y social"

Del 21 al 24 de octubre de 2018. Medellín, Colombia.



Medellín, 24 de octubre de 2018

### EL COMITÉ CIENTÍFICO HACE CONSTAR QUE:

C.A. Pizarro-Loaiza, A. Bonmati, J. Palatsi & P. Torres-Lozada presentaron su trabajo en modalidad de Ponencia Oral en el XIII Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia – DAAL XIII, realizado entre el 21 y el 24 de octubre de 2018 en Medellín, Colombia.

**Ponencia Oral:** Cooking gas from anaerobic digestion of tropical grasses harvested in Valle del Cauca – Colombia

ID: 4050467

**FRANCISCO MOLINA PÉREZ**  
Presidente Comité Organizador DAAL XIII

**DIANA CATALINA RODRIGUEZ**  
Coordinadora Comité Científico DAAL XIII

---

Centro de Extensión Académica, Facultad de Ingeniería. Teléfonos: (57+4) 2195548 – 2195515  
E-mail: [daal13@udea.edu.co](mailto:daal13@udea.edu.co) - [infodaal13@udea.edu.co](mailto:infodaal13@udea.edu.co) | <http://ingenieria.udea.edu.co/daal13>  
Calle 67 N° 53 - 108 Bl. 21 - Of. 134 Medellín - Colombia



## COOKING GAS FROM ANAEROBIC DIGESTION OF TROPICAL GRASSES HARVESTED IN VALLE DEL CAUCA – COLOMBIA

C.A. Pizarro-Loaiza<sup>1,2,3</sup> C, A. Bonmatí<sup>1</sup>, J. Palatsi<sup>1</sup>, & P. Torres-Lozada<sup>3</sup>

1. IRTA, GIRO Joint Research Unit IRTA-Universidad Politècnica de Catalunya - UPC,  
 Torre Marimon, E-08140 Caldes de Montbui, Barcelona, Spain.

2. MOBIUS S.A.S., Biomass Valorization Company, EL Higuierón, km 6.5 Vía Buitrera – Cali, Colombia.

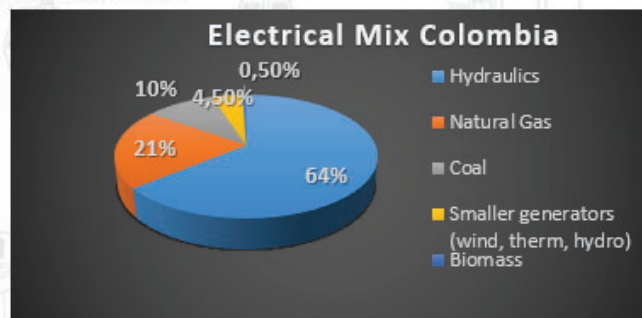
3. Study and Control of Environmental Pollution (ECCA) Research Group, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

C. Corresponding Autor: (email: carlos.alexander.pizarro@upc.edu)

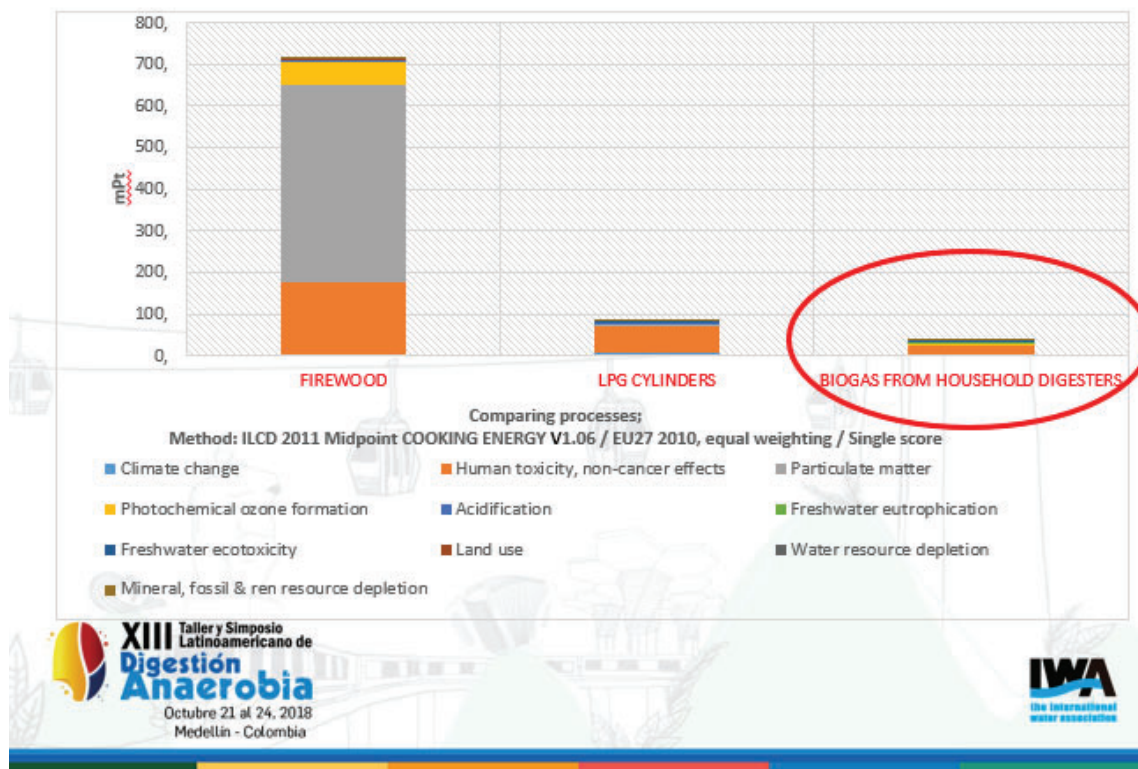
October, 2018

### What is the problem?

- About **2.5 billion** people depend on traditional solid biomass fuels like **firewood** for **cooking** and heating. The inefficient and unsustainable production and use of these fuels result in a significant **public health hazard** and **negative environmental impacts** (World Bank, 2015).
- It is estimated that about **2.8 billion** people **will still depend** on **firewood** for cooking and heating in **2030** in a business-as-usual modus operandi (IEA 2010).
- **It is needed urgent interventions at the HOUSEHOLD level to provide ALTERNATIVE ENERGY services.**



## PRELIMINAR RESULTS OF LIFE CYCLE ASSESMENT-LCA



## Why Grass and Anaerobic Digestion - AD?

- Grazing represents one of the lowest-cost and most common biomass in rural areas (FAO, 2014).
- Grass is one of the crops with the highest energy potential in countries with tropical climate, where it is productive throughout the year (Solano *et al.*, 2014).
- Literature shows that there is a high potential of cultivated grasses as feedstock or co-substrate for anaerobic digesters (AD) (Nallathambi Gunaseelan, 1997; Nizami and Murphy, 2010).
- AD could be carried out in existing and projected household biogas plants in rural areas of developing countries (Chanpla *et al.*, 2017; Sawasdee and Pisutpaisal, 2014).

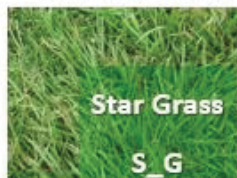


## OBJECTIVE

To evaluate the cooking gas production from AD of three grass crops (star grass, king grass and elephant grass) available in Valle del Cauca – Colombia, in terms of specific and area-specific CH<sub>4</sub> yield.

## Materials and Methods

Biomass *In situ*



### 1. Lab scale assays: Objective- Selection of grass variety



**BMP tests** performed with the manometric method using an **Oxitop**<sup>®</sup> system (n=3), at 35°C, working volume of 200 mL, head space of 50 mL, 90 days of time digestion (Angelidaki et al., 2009; Parra-Orobio et al., 2017).

# Results

## 1. Lab Scale Assays

Grass type	%TS	%VS	Specific CH <sub>4</sub> yield (mLCH <sub>4</sub> -g <sup>-1</sup> VS)	Agronomic yield (t <sub>MS</sub> -ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> )	Area-specific CH <sub>4</sub> yield (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> .ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup> )
K_G	19.6%	16.8%	148.3± 4.8a	52	6,627±215a
E_G	15.8%	12.9%	159.3± 5.5a	39	5,097±176b
S_G	31.4%	24.4%	116.1±13.9b	19	1,725±207c

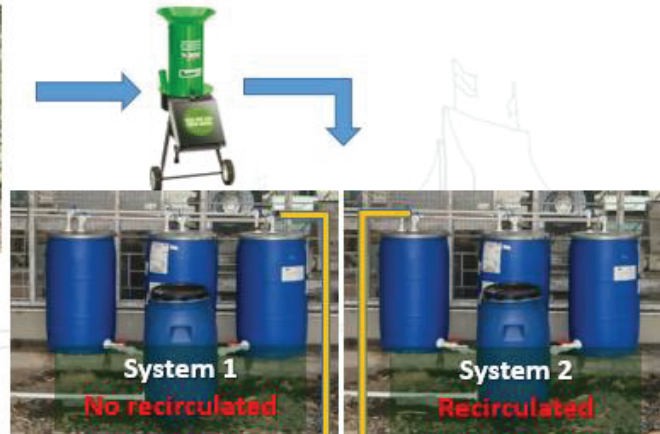


Note: Numbers of a same parameter followed by a similar letter are not significantly (p = 0.05) different



## Materials and Methods

### 2. Pilot scale assays: Objective – Definition of operational and design parameters



Crop was established and hand-harvested at 49 and 56 days.

Grass was chopped (1-3 cm stems and 1-10 cm leaves).

Household anaerobic digesters were performed in one-stage batch Dry Digesters, at 23°C (environmental T).





# Results

## 2. Pilot Scale

Harvesting Age (d)	Agronomic yield ( $t_{MS}\cdot ha^{-1}\cdot y^{-1}$ )	Specific and Area-specific CH <sub>4</sub> yield			
		No recirculated		Recirculated	
		mLCH <sub>4</sub> ·g <sup>-1</sup> VS	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·y <sup>-1</sup>	mLCH <sub>4</sub> ·g <sup>-1</sup> VS	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ·ha <sup>-1</sup> ·y <sup>-1</sup>
49	39.2	147.0	5762	161.2	6319
	41.7	168.2	7015	158.7	6618
56	47.7	100.7	4803	165.6	7899
	47.7	112.9	5385	154.7	7379



## CONCLUSIONS

- Pastures (Star Grass, Elephant Grass, and King Grass), which are easily cultivable on the study area, are biomass with **high methane yield**.
- In addition, in tropical climatic conditions, crops are **harvested throughout the year**, where they show lower **harvesting ages (30-60 days)** than in regions with climatic seasons (generally more than 120 days), which enhances even more its use.
- **King Grass** showed the **best area-specific CH<sub>4</sub> yield**, achieving 6627 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·y<sup>-1</sup> at lab scale and an average of 6398 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>·ha<sup>-1</sup>·y<sup>-1</sup> at pilot scale.
- Grass anaerobic digestion in **household digesters** is possible **with and without recirculation** of percolated, the option without recirculation being the most sustainable.

## RECOMENDATIONS

- To evaluate **different harvesting ages** under 60 days (as the grasses are usually harvested in tropical countries).
- To compare **different size reduction methods**, to evaluate their influence on methane yields.



**XIII Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia**  
Octubre 21 al 24, 2018  
Medellín - Colombia

**IWA**  
The International Water Association

**IRTA**  
RESEARCH | TECHNOLOGY  
AGROALIMENTARIAS

**UPC**

**MOBIUS**

**Universidad del Valle**



**COLCIENCIAS**  
Ciencia, Tecnología e Innovación

## Thanks for your attention

Note:

Results from PhD research of Carlos Alexander Pizarro-Loaiza, student of Doctorate in Environmental Engineering of Universitat Politècnica de Catalunya in collaboration with IRTA and Universidad del Valle.

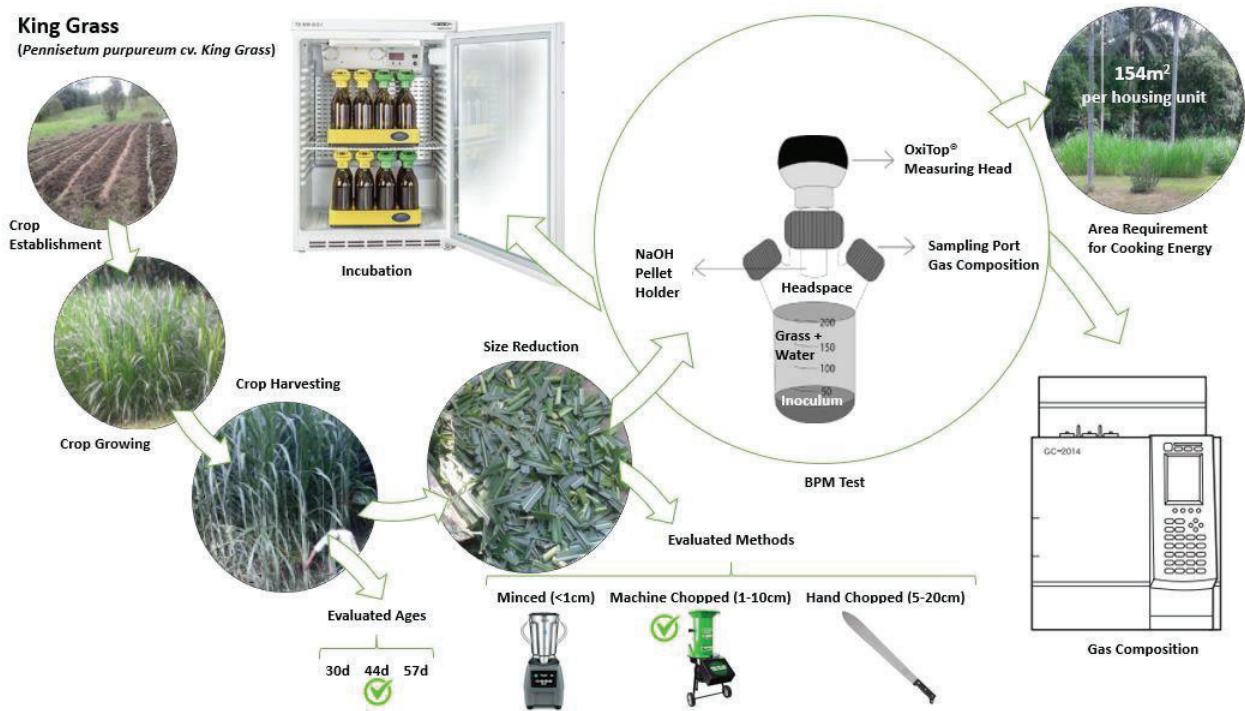
Doctoral fellowship from COLCIENCIAS



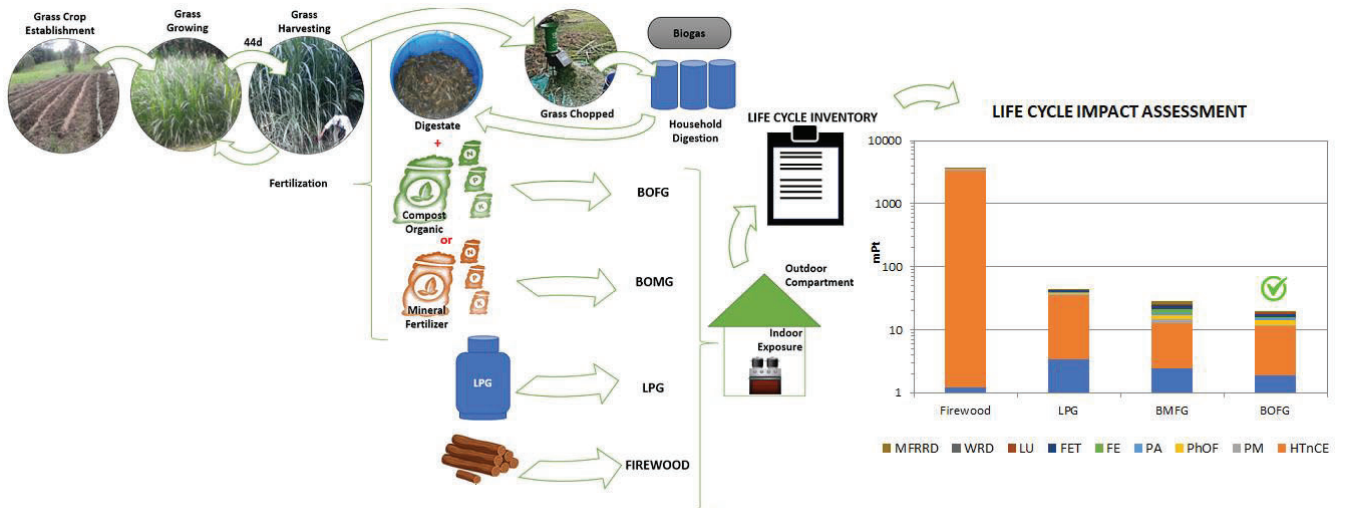
**XIII Taller y Simposio Latinoamericano de Digestión Anaerobia**  
Octubre 21 al 24, 2018  
Medellín - Colombia

**IWA**  
The International Water Association

Graphical Abstract Paper in *Journal Processes*



Graphical Abstract Paper in *Journal of Cleaner Production*



Article

# Effect of Harvesting Age and Size Reduction in the Performance of Anaerobic Digestion of *Pennisetum* Grass

Carlos Alexander Pizarro-Loaiza <sup>1,2,\*</sup>, Patricia Torres-Lozada <sup>3</sup>, Josep Illa <sup>4</sup> , Jordi Palatsi <sup>5</sup> and August Bonmatí <sup>2,\*</sup> 

<sup>1</sup> Polytechnic University of Catalonia (UPC). BarcelonaTech, C/Jordi Girona 1-3, Building C2, 08034 Barcelona, Spain

<sup>2</sup> GIRO, Institute of Agrifood Research and Technology (IRTA), Torre Marimon, Caldes de Montbui, 08140 Barcelona, Spain

<sup>3</sup> Study and Control of Environmental Pollution (ECCA) Research Group, Faculty of Engineering, Universidad del Valle, A.A. 25360—Cali, Colombia; patricia.torres@correounivalle.edu.co

<sup>4</sup> Department of Computing and Industrial Engineering, Universitat de Lleida, Avgda. Jaume II 69, E-25001 Lleida, Spain; jilla@macs.udl.cat

<sup>5</sup> FCC Aqualia—Aigües de Lleida, EDAR Lleida, Camí Sot de Fontanet, 29, 25197 Lleida, Spain; jordi.palatsi.civit@fcc.es

\* Correspondence: carlos.alexander.pizarro@upc.edu (C.A.P.-L.); august.bonmati@irta.cat (A.B.)

Received: 5 October 2020; Accepted: 3 November 2020; Published: 6 November 2020



**Abstract:** In the rural zones of Latin American and Caribbean developing countries, the poorest households rely on traditional fuels such as firewood to meet their daily cooking needs. Many of those countries are located near the equator, where they have a tropical climate and grass is one of the most common biomass crops. The aim of this study was to evaluate the effect of harvesting age (30, 44, and 57 days) in the performance of anaerobic digestion of King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. King Grass) grown under tropical climate conditions. Three reduction methods of crop size were also compared. Results showed that 44-day harvesting age presented the greater specific methane yield (347.8 mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>VS) and area-specific methane yield (9773 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>). The machine chopped method (1–3 cm for stems and 1–10 cm for leaves) was the reduction method that maximized the methane production. From those results, the calculated area required for grass cultivation to provide the cooking energy to a typical family in the Colombian rural zones is 154 m<sup>2</sup>.

**Keywords:** anaerobic digestion; perennial grasses; tropical climate; harvest age; particle size reduction; methane yield; biogas

## 1. Introduction

About 3 billion people around the world use firewood or similar biomass to cook [1]. Firewood has a low calorific value and can cause toxicity evens if kitchens are not well ventilated and combustion is not complete. This causes around 4.3 million deaths every year [1]. Liquefied propane gas (LPG) is the main substitute of firewood in developing countries like Colombia, where is estimated that around 13 million people use it as cooking fuel and the annual consumption per housing unit is 132 kg, equivalent to approximately 6000 MJ [2]. However, its application is still limited due to its high costs and limited access of vehicle in certain areas. Biogas from anaerobic digestion (AD) of biomass in low-cost household digesters could substitute traditional biomass as firewood, which could reduce environmental impacts and improve safety and the standard of living of rural families [3].



Natural and cultivated pastures play an important role in global agriculture. They represent 67% of the world's cultivated areas and is one of the lower-cost and common biomass in rural areas [4]. For instance, grasses in Colombia, which are mainly used to feed cattle, are productive throughout the year, and their growth rates mainly depend on water availability. The *Pennisetum* sp. grasses are the most common in the region and under non-irrigated conditions or low rainfall (between 600 and 1500 mm) green Elephant genotypes are recommended [5]. Moreover, *Pennisetum* grasses are one of the energy crops with the highest agronomic yield [6] and specific methane yield worldwide, above 300 mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>VS [7].

The harvesting age influence of *Pennisetum* grasses on biogas production has been studied. Specific methane yields range from 104 mLCH<sub>4</sub> to 310 mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>VS for harvesting ages between 60 and 360 days, where young tissues produced more methane than the old tissues using the biochemical methane potential (BMP) test [8,9]. In lab continuous reactors, the literature reported yields range from 100 mLCH<sub>4</sub> to 242 mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>VS (4803 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> to 7899 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>) for harvesting ages around 60 days [10–12]. In tropical countries, the common harvesting ages are between 30 and 60 days [13,14], which could enhance the methane yields [11].

Most of the studies of biogas potential of crops have been done with crops in temperate or boreal climates, where harvest ages are much higher and agronomic yields lower. Reliable information of biogas production in Latin America and the Caribbean (LAC) is still missing, as most of the information available on pastures refers to its use as feed for livestock.

This study evaluates the effect of harvesting age in King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. King Grass)—on its specific methane yield and area-specific methane yield—evaluating three typical harvesting ages (30, 44, and 57 days) according to local practices in Colombia. Additionally, three reduction methods of particle size were compared in the same terms, with the previously selected best harvesting age. Finally, it was calculated the required area for crop cultivation to supply the cooking-energy of a rural household in LAC.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Crop Production and Characterization

The King Grass crop was grown at a farm located in Cali, Colombia (3°21'50.8'' N; 76°33'45.8'' W), with annual precipitation of 1173 mm and average temperature 23 °C (17 °C to 31 °C) [15]. The crop was fertilized following common local practices (N:P:K 325:22:42 kg ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>).

There were nine plots, 25 m<sup>2</sup> each, distributed randomly in three blocks. Grass crop was hand-harvested 5 cm above ground level [13] and refrigerated before characterization. Grass crop yield was calculated weighing 4–7 subsamples from each plot after chopped (sizes from 1–3 cm in stems and 1–10 cm in leaves).

Total solids (TS), volatile solids (VS), and pH were determined following APHA [16]; concentrations of C and N were measured according to ASTM [17] using elemental analyzer CHN 628 (LECO, St. Joseph—MI, USA); and crude protein (CP), ethereal extract (E.E.), cellulose, hemicellulose, and lignin were estimated after Van Soest [18].

A theoretical (stoichiometric) methane yield was calculated [19] to assess a possible correlation between methane yield and composition of the grass at different harvesting ages. To calculate the theoretical yield, empirical formulae for each organic component were estimated as protein (C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N), lipid (C<sub>57</sub>H<sub>104</sub>O<sub>6</sub>), lignin (C<sub>10</sub>H<sub>13</sub>O<sub>3</sub>), and carbohydrates (non-lignocellulosic carbohydrates, cellulose, and hemicellulose) (C<sub>6</sub>H<sub>10</sub>O<sub>5</sub>) [19]. The theoretical methane yield was estimated according to Equation (1):

$$YCH_4(\text{mLCH}_4 \text{ g}^{-1}\text{VS}) = \text{Lipid} \cdot 1.014 + \text{Protein} \cdot 0.496 + \text{Carbohydrate} \cdot 0.415 + \text{Lignin} \cdot 0.727 \quad (1)$$

where  $Y_{CH_4}$  is the theoretical methane yield of grass as  $\text{mL CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{VS}$  and 1.014 is the theoretical yield of lipid, 0.496 is the theoretical value for protein, 0.415 is the theoretical value for carbohydrate, and 0.727 is the theoretical value for lignin, all of them as  $\text{g kg}^{-1} \text{VS}$ .

## 2.2. Biochemical Methane Potential (BMP) Test

Methane quantification was performed in batch vials with the Oxitop<sup>®</sup> system (WTW—Xylem, Weilheim, Germany) incubated at  $35.0 \pm 0.5$  °C in a thermostat cabinet TS 606-2 (WTW—Xylem, Weilheim, Germany). Reactors used have a working volume of 200 mL with a headspace of 50 mL.  $\text{CO}_2$  produced was trapped in NaOH before the Measuring head, this way the gas measured was methane [20]. The composition of gas was verified weekly via gas chromatography using a GC2014 chromatograph (Shimadzu, Kyoto, Japan).

The experiments were conducted at a substrate/inoculum ratio (S/I) of  $1 \text{ gVS}_{\text{substrate}} \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{inoculum}}$ , a solution of macro and micronutrients were used, and the pH was adjusted at 7.0 [21]. The inoculum used was from a batch dry grass anaerobic digester (pH: 8.31, TS: 11.0% and VS: 75.3% dry basis).

BMP tests were carried out per triplicate. When methane production increased less than 5% between measures, the assay was stopped (90 days). The net methane production under standard conditions was calculated by subtracting the methane production of the blanks (inoculum without substrate) from the methane production of the treatment vials. Finally, methane production was fitted to the Gompertz equation (Equation (2)) [22]:

$$P = P_m \times \exp\left(-\exp\left[\frac{R_m \times e}{P_m}\right](\lambda - t)\right) \quad (2)$$

where  $P$  is the accumulated methane production ( $\text{mLCH}_4 \text{ g}^{-1} \text{VS}$ ),  $P_m$  is the specific Methane yield ( $\text{mLCH}_4 \text{ g}^{-1} \text{VS}$ ),  $R_m$  is the maximum methane production rate ( $\text{mLCH}_4 \text{ g}^{-1} \text{VS day}^{-1}$ ), and  $\lambda$  is the lag phase period of biogas production (day). The least-square sum of errors criterion was used in the fitting process and the Monte Carlo method to establish the 95% confidence interval of the estimated parameter values [23].

## 2.3. Experimental Design

Three harvesting ages (30, 44, and 57 days) were evaluated ( $n = 3$ ), and the response variables were specific methane yield ( $\text{mLCH}_4 \text{ g}^{-1} \text{VS}$ ) and area-specific methane yield ( $\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ). An ANOVA followed by a post hoc Fisher's least significant difference test (LSD,  $p < 0.05$ ) was applied to response variables using STATISTICA software, version 7.0 (StatSoft Inc., Tulsa—OK, USA).

For the harvesting age with the higher methane yield, three methods of particle reduction size were applied ( $n = 3$ ). Minced (<1 cm for leaves and stems) obtained with a CB15 blender (Waring Commercial, Torrington, CT, USA) run at a speed of 15800 rpm for one minute (standard blender speed); machine chopped (1–3 cm stems and 1–10 cm leaves) obtained with a TRAPP<sup>®</sup> TR200 industrial (METALÚRGICA TRAPP LTDA, Jaraguá do Sul-SC, Brazil); and lastly, hand chopped (5–10 cm stems and 5–20 cm leaves) obtained by hand chopping using a bowie knife. The response variable was the specific methane yield ( $\text{mLCH}_4 \text{ g}^{-1} \text{VS}$ ) and also ANOVA followed by a post hoc Fisher's was conducted.

Finally, the biogas and area requirements to supply a cooking energy of 6000 MJ ( $150 \text{ m}^3 \text{CH}_4$  equivalent), needed per housing unit per year in rural zones of Colombia, was estimated.

## 3. Results and Discussion

### 3.1. Substrate Production and Characterization

Results of the agronomic yields and substrate characterization are presented in Table 1.

**Table 1.** Characterization and yields of King Grass according to harvesting age ( $n = 3$  where standard deviation is presented) (numbers of a same parameter followed by the same letter are not significantly different ( $p = 0.05$ )).

Parameter	Harvesting Age (d)		
	30	44	57
pH	7.00	6.78	6.50
Total Solids (Dry Matter) (%)	15.0	14.2	21.1
Volatile Solids (%)	86.0	86.0	85.0
N (%)	2.75	3.24	2.24
C/N Ratio	15.7	13.7	19.8
Crude Protein ( $\text{g kg}^{-1}\text{VS}$ )	127.87	145.15	90.52
Ethereal Extract ( $\text{g kg}^{-1}\text{VS}$ )	15.5	25.9	23.8
Cellulose ( $\text{g kg}^{-1}\text{VS}$ )	357.8	324.0	357.0
Hemicellulose ( $\text{g kg}^{-1}\text{VS}$ )	192.6	241.9	256.7
Lignin ( $\text{g kg}^{-1}\text{VS}$ )	26.7	20.7	19.6
Agronomic Yield ( $\text{t}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ )	$16.8 \pm 2.0$ a	$28.1 \pm 3.9$ b	$38.6 \pm 6.6$ c
Theoretical Methane Yield ( $\text{mLCH}_4 \text{g}^{-1}\text{VS}$ )	326.9	348.2	337.9
Specific Methane Yield ( $\text{mLCH}_4 \text{g}^{-1}\text{VS}$ )	$241.7 \pm 35.9$ b	$347.8 \pm 27.0$ a	$191.2 \pm 17.1$ b
Area-Specific Methane Yield ( $\text{m}^3\text{CH}_4 \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ )	$4060.6 \pm 603.1$ c	$9773.2 \pm 758.7$ a	$7380.3 \pm 660.1$ b

Although a slight reduction in pH was observed with an increase in harvesting age, pH values for all the treatments were close to neutral. Regarding the variables related to organic matter, TS tends to increase with harvesting ages beyond 44 days, with a slight decrease in vs. (dry basis) observed. These values were similar to those obtained by Chanpla et al. [14] when growing *Pennisetum purpureum* with harvesting at ages of 35, 45, and 55 days, reporting a 18.4% and 19.2% and 20.2% of TS content respectively, with a vs. percentage between 87–89%.

The C/N ratios obtained were 15.7, 13.7, and 19.8 for harvesting ages of 30, 44, and 57 days, respectively. According to Dai et al. [24], who evaluated the co-digestion of activated sludge and ryegrass at pH 7.00, the highest specific  $\text{CH}_4$  yields were found with C/N ratios lower than 15, while the highest methane contents in the biogas were found with a C/N of 9.

Regarding fiber composition and structural components, there were not notable differences between harvesting ages except an increase of ethereal extract from 44 days and a decrease of crude protein observed at 57 days.

As expected, agronomic yields obtained were shown to be higher when increasing the harvesting age. The values obtained for cutting ages of 30 and 44 days ( $16.8 \pm 2.0$  and  $28.1 \pm 8.0 \text{ t}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ ) are similar to those reported for King Grass of similar ages: 22.86 and  $28.95 \text{ t}_{\text{MS}} \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$  for 30 and 45 days of age, respectively [13]. However, agronomic yield ( $38.6 \pm 6.6 \text{ t}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ ) for a harvesting age of 57 days was higher than that obtained by Lounglawan et al. [13] of  $28.93 \text{ t}_{\text{DM}} \text{ha}^{-1} \text{y}^{-1}$  for harvesting age of 60 days in Thailand.

However, from the grass composition at different harvesting ages, the theoretical estimated methane yield showed a higher value expected for the harvesting age of 44 days.

Results show that the harvesting age influences the substrate production and characterization of King Grass. According to those characteristics, it can be foreseen that, a 44-day harvesting age would be optimal for biogas production. A 44-day harvesting age shows a better C/N ratio and CP than a 57-day age, a better C/N, CP, EE and lignin concentrations than a 30-day age and the highest theoretical methane yield.

### 3.2. Influence of Harvesting Age on the Methane Yield

The ANOVA of methane yields at different harvesting ages presented significant differences ( $p = 0.000623$ ); the post hoc Fisher's showed that methane yield at 44-day age ( $347.8 \pm 27.0 \text{ mLCH}_4 \text{g}^{-1}\text{VS}$ ) was significantly higher than the other two harvesting ages (Table 1) as expected from characterization results. Nevertheless, no significant differences were observed between 30 and 57 days. These results are similar to those reported by Chanpla et al. [14] for *Pennisetum purpureum* cv. *Pakchong-1*, who obtained

the best specific methane yield in BMP tests for a 45-day harvesting age, followed by a 35-day and 55-day harvesting age.

Figure 1 shows the timeline of biogas production and the Gompertz equation fits. Table 2 shows the parameters of the fitting. As can be seen the fitting displayed high determination coefficients ( $r^2 > 0.96$ ) and evidenced that the maximum methane production rate ( $R_m$ ) of the 44-day harvesting age is the highest of the three evaluated ages. These results agreed with previous reports for fresh *Pennisetum purpureum* grasses between 10.64 mLCH<sub>4</sub> and 13.97 mLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>VS d<sup>-1</sup> [25]. Regarding the  $\lambda$  parameter, very close values were observed between the treatments.

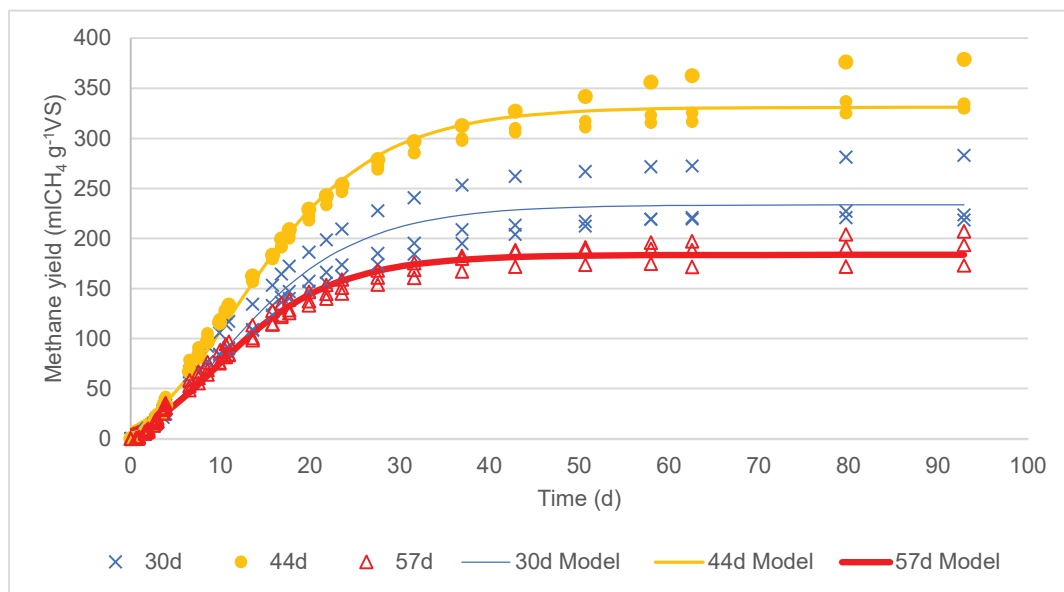


Figure 1. Specific methane yield over time for harvesting ages ( $n = 3$ ).

Table 2. Parameters of the Gompertz equation adjustment on harvesting age biochemical methane potential (BMP) tests ( $P_m$ ,  $R_m$ , and  $\lambda$ ), confidence interval (CI with  $\alpha = 0.05$ ) and evaluation of the coefficient of determination ( $r^2$ ).

Harvesting Age (Days)	$P_{max}$		$R_m$		$\lambda$		$r^2$
	(mLCH <sub>4</sub> gVS <sup>-1</sup> )	CI (95%)	(mLCH <sub>4</sub> gVS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	CI (95%)	(d)	CI (95%)	
30	233.5	226.2–241.2	10.0	9.3–11.0	10.2	9.6–10.9	0.96
44	331.1	325.3–336.8	13.6	13.1–14.3	11.1	10.7–11.4	0.99
57	183.6	180.2–187.1	8.8	8.3–9.3	9.1	8.7–9.4	0.99

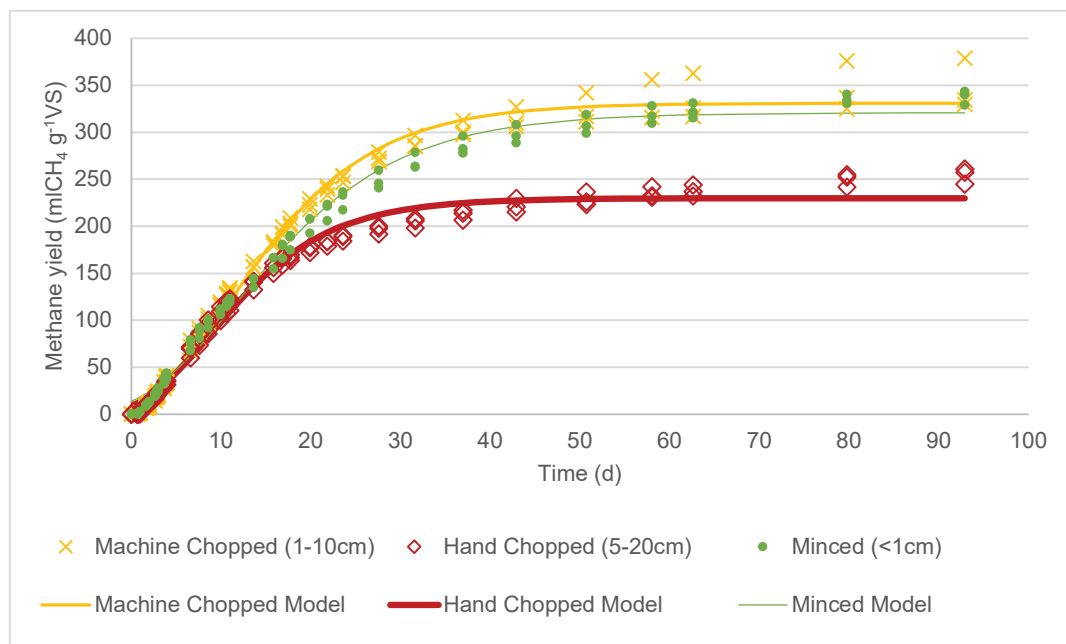
The statistical analysis of area-specific methane yields (Table 1) showed significant differences between all the treatments ( $p < 0.05$ ). Results indicate the best yield was for 44-day harvesting age ( $9773 \pm 759$  m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>). Although the specific methane yield obtained is within the ranges reported in the literature for digestion of non-silage grasses, the area-specific methane yields obtained for King Grass were much higher than those obtained for the same crop in subtropical climates. For instance, the study by Schank et al. [26] reported values between 5500–7500 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>.

The high agronomic yield of King Grass resulted also in a high area-specific CH<sub>4</sub> yield. The area-specific methane yields obtained here are higher to those reported for other climate conditions with different types of grass feedstock: 702 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> in Denmark [27], 3500 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> in Finland [28], and 4689 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> in Ireland [29].

### 3.3. Influence of the Size Reduction Method on Specific Methane Yields

Figure 2 presents the specific methane yield over time for the three used methods of size reduction with a 44-day harvesting age. The statistical analysis evidenced significant differences with  $p = 0.000130$

applying the ANOVA. The post hoc Fisher's showed that the methane yields of the hand-chopped sized method was significantly lower than those obtained with machine chopped and minced methods (Table 3). Nevertheless, there were no significant differences between machine chopped and minced.



**Figure 2.** Specific methane yield over time for the three size reduction methods ( $n = 3$ ).

**Table 3.** Yields of King Grass of 44-day age according to the size reduction method ( $n = 3$  where standard deviation is presented) (numbers of a same parameter followed by the same letter are not significantly different ( $p = 0.05$ )).

Parameter	Size Reduction Method		
	Minced Method	Machine Chopped Method	Hand Chopped Method
Specific Methane Yield ( $\text{mLCH}_4 \text{ g}^{-1}\text{VS}$ )	$337.6 \pm 7.5$ a	$347.8 \pm 27.0$ a	$254.6 \pm 8.4$ b
Area-Specific Methane Yield ( $\text{m}^3\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ )	$9486.6 \pm 210.8$ a	$9773.2 \pm 758.7$ a	$7154.3 \pm 236.0$ b

Additionally, the kinetic behavior (Table 4) analyzed through the Gompertz equation ( $r^2 = 0.99$ ) showed that the machine chopped method presented the highest  $R_m$ . Differences in  $R_m$  applying different methods of size reduction have been reported by Tsapekos et al. [30]. These results suggest that a further reduction size of grass with a typical industrial mincer for organic wastes does not improve the kinetics of biogas production. This is in accordance with the study of Narinthorna et al. [31], who found no significant differences in methane yields of *Pennisetum* between sizes of 2–3 cm and <0.6 mm.

**Table 4.** Parameters of the Gompertz equation fits on the BMP tests data according the size reduction method ( $P_m$ ,  $R_m$  and  $\lambda$ ), confidence interval (CI with  $\alpha = 0,05$ ) and evaluation of the coefficient of determination ( $r^2$ ).

Size Reduction Method	$P_{max}$		$R_m$		$\lambda$	$r^2$	
	( $\text{mLCH}_4 \text{ gVS}^{-1}$ )	CI (95%)	( $\text{mLCH}_4 \text{ gVS}^{-1} \text{ d}^{-1}$ )	CI (95%)			
Minced	320.8	315.5–326.6	11.6	11.1–12.1	11.7	11.3–12.1	0.99
Machine Chopped	331.1	325.3–336.8	13.6	13.1–14.3	11.1	10.7–11.4	0.99
Hand chopped	229.8	225.6–234.3	11.4	10.7–12.0	8.8	8.4–9.1	0.99

Methane yields of  $337.6 \pm 7.5$  and  $347.8 \pm 27.0 \text{ mLCH}_4 \text{ g}^{-1}\text{VS}$ , obtained with the minced and machine chopped method, respectively are close to values of  $330 \text{ mLCH}_4 \text{ g}^{-1}\text{VS}$  for particle sizes of



0–1 cm of public space pastures in Japan [32] and values of 373 to 438 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>VS obtained from *Festulolium* grasses with particle sizes of 1–1.5 cm.

#### 4. Conclusions

Under tropical climate conditions, a significant increase in the performance of the anaerobic digestion of King Grass was detected with harvesting ages below 60 days, that is the lowest age usually evaluated and reported by literature. An optimal harvesting age of 44 days, with a highest methane yield of 347.8 mLCH<sub>4</sub>.g<sup>-1</sup>VS and 9773 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>.ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup> was found, even when the agronomic yield increase with the harvesting age. The machine-chopped method of size reduction (1–10 cm) was the most efficient pre-treatment, although, it did not have a significant difference to the smallest size tested (<1 cm). Cooking supply energy for a typical family in rural zones of Colombia would require 154 m<sup>2</sup> of King Grass crop, an area that can be easily assumed by this type of housing.

**Author Contributions:** Conceptualization, C.A.P.-L. and A.B.; Methodology, C.A.P.-L., A.B., J.P., J.I., and P.T.-L.; Software, J.P. and J.I.; Writing—original draft preparation, C.A.P.-L.; Writing—review and editing, C.A.P.-L., A.B., and P.T.-L. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research received no external funding.

**Acknowledgments:** The authors would like to thank Colciencias for the Ph.D. Scholarship provided to C.A. Pizarro-Loaiza; the La Carmela plantation in La Buitrera, Cali, for facilitating the access to grass cultivation data and sample collection; and the GIRO Joint Research Unit IRTA-UPC, the Universitat de Lleida, and the Universidad del Valle for providing access to office and laboratory facilities and field-work equipment.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

#### References

- World Bank. Energy Overview. 2018. Available online: <http://www.worldbank.org/en/topic/energy/overview> (accessed on 8 February 2018).
- GASNOVA (2019) Informe del Sector del GLP 2019. Available online: <http://www.gasnova.co/wp-content/uploads/2019/08/INFORME-DEL-SECTOR-DEL-GLP-2019.pdf> (accessed on 8 February 2020).
- Garfí, M.; Castro, L.; Montero, N.; Escalante, H.; Ferrer, I. Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale farms in Colombia: A life cycle assessment. *Bioresour. Technol.* **2019**, *274*, 541–548. [CrossRef] [PubMed]
- Food and Agriculture Organization of United Nations FAO. Food and Agriculture Data. In FAOSTAT. 2014. Available online: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/GG> (accessed on 1 November 2017).
- Murillo-Solano, J.; Barros-Henríquez, J.A.; Roncallo-Fandiño, B.; Arrieta-Pico, G. Water requirement of four cutting grasses water efficiency in the Colombian dry Caribbean region. *Corpoica. Cienc. Tecnol. Agropecu.* **2014**, *15*, 83–99.
- Mitchell, R.B.; Schmer, M.R.; Anderson, W.F.; Jin, V.; Balkcom, K.S.; Kiniry, J.; Coffin, A.; White, P. Dedicated Energy Crops and Crop Residues for Bioenergy Feedstocks in the Central and Eastern USA. *Bioenergy Res.* **2016**, *9*, 384–398. [CrossRef]
- Gunaseelan, V.N. Anaerobic digestion of biomass for methane production: A review. *Biomass Bioenergy* **1997**, *13*, 83–114. [CrossRef]
- Chynoweth, D.P.; Turick, C.E.; Owens, J.M.; Jerger, D.E.; Peck, M.W. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. *Biomass Bioenergy* **1993**, *5*, 95–111. [CrossRef]
- Surendra, K.C.; Khanal, S.K. Effects of crop maturity and size reduction on digestibility and methane yield of dedicated energy crop. *Bioresour. Technol.* **2015**, *178*, 187–193. [CrossRef]
- Thaemngoen, A.; Saritpongteeraka, K.; Leu, S.Y.; Phuttaro, C.; Sawatdeenarunat, C.; Chaiprapat, S. Anaerobic Digestion of Napier Grass (*Pennisetum purpureum*) in Two-Phase Dry Digestion System Versus Wet Digestion System. *Bioenergy Res.* **2020**, 1–13. [CrossRef]
- Pizarro-Loaiza, C.A.; Torres-Lozada, P.; Palatsi, J.; Bonmati, A. Cooking gas from anaerobic digestion of tropical grasses harvested in Valle del Cauca—Colombia. In Proceedings of the XIII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion, Medellín, Colombia, 21–24 October 2018; IWA: London, UK, 2018.

12. Janejadkarn, A.; Chavalparit, O. Biogas Production from Napier Grass (Pak Chong 1) (*Pennisetum purpureum* × *Pennisetum americanum*). *Adv. Mater. Res.* **2014**, *856*, 327–332.
13. Lounglawan, P.; Lounglawan, W.; Suksombat, W. Effect of Cutting Interval and Cutting Height on Yield and Chemical Composition of King Napier Grass (*Pennisetum Purpureum* × *Pennisetum Americanum*). *APCBEE Procedia* **2014**, *8*, 27–31. [[CrossRef](#)]
14. Chanpla, M.; Kullavanijaya, P.; Janejadkarn, A.; Chavalparit, O. Effect of harvesting age and performance evaluation on biogasification from Napier grass in separated stages process. *KSCE J. Civ. Eng.* **2017**, 1–6. [[CrossRef](#)]
15. Climate-Data (2017). In *Clima Cali*. Available online: <https://es.climate-data.org/location/3426/> (accessed on 8 February 2018).
16. APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed.; American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation: Washington, DC, USA, 2005.
17. ASTM. *ASTM D5373 Standard Test Methods for Determination of Carbon, Hydrogen and Nitrogen in Analysis Samples of Coal and Carbon in Analysis Samples of Coal and Coke*; ASTM: West Conshohocken, PA, USA, 2007.
18. Van Soest, P.J. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *J. Ass. Off. Agr. Chem.* **1963**, *46*, 829–835.
19. Triolo, J.M.; Sommer, S.G.; Møller, H.B.; Weisbjerg, M.R.; Jiang, X.Y. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. *Bioresour. Technol.* **2011**, *102*, 9395–9402. [[CrossRef](#)]
20. Pabón Pereira, C.P.; Castañares, G.; Van Lier, J.B. An OxiTop<sup>®</sup> protocol for screening plant material for its biochemical methane potential (BMP). *Water Sci. Technol.* **2012**, *66*, 1416–1423. [[CrossRef](#)]
21. Parra-Orobio, B.A.; Donoso-Bravo, A.; Ruiz-Sánchez, J.C.; Valencia-Molina, K.J.; Torres-Lozada, P. Effect of inoculum on the anaerobic digestion of food waste accounting for the concentration of trace elements. *Waste Manag.* **2017**, *71*, 342–349. [[CrossRef](#)]
22. Gadhamshetty, V.; Arudchelvam, Y.; Nirmalakhandan, N.; Johnson, D.C. Modeling dark fermentation for biohydrogen production: ADM1-based model vs. Gompertz model. *Int. J. Hydrog. Energy* **2010**, *35*, 479–490. [[CrossRef](#)]
23. Hauser, J.R. *Numerical Methods for Nonlinear Engineering Models*, 1st ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2009.
24. Dai, X.; Li, X.; Chen, Y.; Dai, L. Simultaneous enhancement of methane production and methane content in biogas from waste activated sludge and perennial ryegrass anaerobic co-digestion: The effects of pH and C/N ratio. *Bioresour. Technol.* **2016**, *216*, 323–330. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
25. Li, L.; Yuan, Z.; Sun, Y.; Kong, X.; Dong, P.; Zhang, J. A reused method for molasses-processed wastewater: Effect on silage quality and anaerobic digestion performance of *Pennisetum purpureum*. *Bioresour. Technol.* **2017**, *241*, 1003–1011. [[CrossRef](#)]
26. Schank, S.C.; Chynoweth, D.P.; Turick, C.E.; Mendoza, P.E. Napiergrass genotypes and plant parts for biomass energy. *Biomass Bioenergy* **1993**, *4*, 1–7. [[CrossRef](#)]
27. Molinuevo-Salces, B.; Larsen, S.U.; Ahring, B.K.; Uellendahl, H. Biogas production from catch crops: Increased yield by combined harvest of catch crops and straw and preservation by ensiling. *Biomass Bioenergy* **2015**, *79*, 3–11. [[CrossRef](#)]
28. Seppälä, M.; Paavola, T.; Lehtomäki, A.; Rintala, J. Biogas production from boreal herbaceous grasses—Specific methane yield and methane yield per hectare. *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 2952–2958. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
29. Meehan, P.; Burke, B.; Doyle, D.; Barth, S.; Finnan, J. Exploring the potential of grass feedstock from marginal land in Ireland: Does marginal mean lower yield? *Biomass Bioenergy* **2017**, *107*, 361–369. [[CrossRef](#)]
30. Tsapekos, P.; Kougiyas, P.G.; Egelund, H.; Larsen, U.; Pedersen, J.; Trénel, P.; Angelidaki, I. Mechanical pretreatment at harvesting increases the bioenergy output from marginal land grasses. *Renew. Energy* **2017**, *111*, 914–921. [[CrossRef](#)]

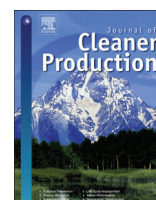
31. Narinthorna, R.; Chooritab, W.; Chistic, Y. Alkaline and fungal pretreatments for improving methane potential of Napier grass. *Biomass Bioenergy* **2019**, *127*, 105262. [[CrossRef](#)]
32. Hidaka, T.; Arai, S.; Okamoto, S.; Uchida, T. Anaerobic co-digestion of sewage sludge with shredded grass from public green spaces. *Bioresour. Technol.* **2013**, *130*, 667–672. [[CrossRef](#)]

**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).





# Environmental, social and health benefits of alternative renewable energy sources. Case study for household biogas digesters in rural areas



C.A. Pizarro-Loaiza <sup>a, b</sup>, A. Antón <sup>b</sup>, M. Torrellas <sup>b</sup>, P. Torres-Lozada <sup>c</sup>, J. Palatsi <sup>d</sup>,  
A. Bonmatí <sup>b, \*</sup>

<sup>a</sup> Polytechnic University of Catalonia (UPC), Barcelona Tech, C/Jordi Girona 1-3, Building C2, 08034, Barcelona, Catalonia, Spain

<sup>b</sup> IRTA GIRO, Institute of Agrifood Research and Technology (IRTA), Torre Marimon, 08140, Caldes de Montbui, Barcelona, Catalonia, Spain

<sup>c</sup> Universidad Del Valle, Faculty of Engineering, Study and Control of Environmental Pollution, ECCA Research Group, A.A 25360, Cali, Colombia

<sup>d</sup> FCC Aqualia – Aigües de Lleida, EDAR Lleida, Camí Sot de Fontanet, 29, 25197, Lleida, Spain

## ARTICLE INFO

### Article history:

Received 18 November 2020

Received in revised form

29 January 2021

Accepted 11 March 2021

Available online 15 March 2021

Handling editor: Yutao Wang

### Keywords:

Cooking energy

Life Cycle Assessment (LCA)

Indoor air pollution

Household digester

Developing countries

Pennisetum grasses

## ABSTRACT

In rural areas of Colombia, liquefied petroleum gas (LPG) is the preferred option available for cooking. However, the poorest households rely on firewood (FW) to meet their daily cooking needs, because is the most accessible and affordable energy source. This high level of dependence on traditional solid fuels and the use of non-optimized cook stoves results in high health, environmental, economic and social costs on developing countries' households. This study aimed at assessing the environmental and health benefits of implementing grass-fed household biogas digesters in rural areas of Colombia, through Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Functional Unit was the annual demand of cooking energy by a typical family in those rural areas, which means 2400 MJ of useful heat. There were evaluated two sources of biogas obtained from *Pennisetum* grass: Biogas from minerally fertilized grass (BMFG) and from organically fertilized one (BOFG). Results showed that FW had the highest impacts from fuels assessed, while the lowest impacts were found with BOFG, showing half of LCA total impacts compared with LPG and more than two orders of magnitude lower in non-methane volatile organic compounds and particulate matter (PM<sub>2.5eq</sub>) emitted compared with FW. Therefore, BOFG appears as an environmentally feasible alternative for cooking, which allowed the reduction LCA impacts among most of the categories assessed, as the fuel purchase expenses and of the wood collection time. Moreover, health impacts including the indoor emissions exposure showed also more than two orders of magnitude less impact compared with FW. It can be concluded that household digesters could improve the living standard of rural families.

© 2021 Elsevier Ltd. All rights reserved.

## 1. Introduction

The share of solid fuels in total residential sector final energy demand in developing countries remains significant, in the range of 75% in 1990 to 60% in 2011. In contrast, the share of liquid or gaseous fuels (kerosene, LPG, biogas and natural gas) is increasing steadily from 15% in 1990 to 20% in 2011. In contrast to developing countries, the share of modern fuels in total residential sector final

energy demand is increasing steadily from 68% in 1990 to 79% in 2011 in OECD countries (Malla and Timilsina, 2014).

According to the World Bank, solid fuels such as biomass (firewood, charcoal, manure, agricultural residues) and coal are often the primary sources of energy for cooking in rural areas of developing countries (World Bank, 2015). Liquefied Petroleum Gas (LPG), and in a less extend biogas, have an increase use as energy source in rural areas, meanwhile electricity is mainly used for lighting and electrical-electronic devices rather than for cooking, and have restrictions in non-interconnected areas. Colombia has large-scale programs to support the adoption of LPG in rural areas, which represents around 40% of the energy supply mix. However, firewood (FW) and charcoal continue to be the higher used fuels with a 49% (Global Alliance for Clean Cookstoves, 2012).

\* Corresponding author.

E-mail addresses: [carlos.alexander.pizarro@upc.edu](mailto:carlos.alexander.pizarro@upc.edu) (C.A. Pizarro-Loaiza), [assumpcio.anton@irta.cat](mailto:assumpcio.anton@irta.cat) (A. Antón), [marta.torrellas@irta.cat](mailto:marta.torrellas@irta.cat) (M. Torrellas), [patricia.torres@correounivalle.edu.co](mailto:patricia.torres@correounivalle.edu.co) (P. Torres-Lozada), [jordi.palatsi.civit@fcc.es](mailto:jordi.palatsi.civit@fcc.es) (J. Palatsi), [august.bonmati@irta.cat](mailto:august.bonmati@irta.cat) (A. Bonmatí).

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126722>

0959-6526/© 2021 Elsevier Ltd. All rights reserved.

**Abbreviations**

LPG	Liquefied Petroleum Gas	OF	Organic Fertilizer
FW	Firewood	LPG_T	LPG Transport
LCA	Life Cycle Assessment	FW_A	Firewood Acquisition
BMFG	Biogas from Mineral Fertilized Grass	LPG_A	LPG Acquisition
BOFG	Biogas from Organic Fertilized Grass	TE	Thermal Efficiency
PM	Particulate Matter	CC	Climate Change
Mtoe	Million tons of oil equivalent	HTnCE	Human Toxicity, non-Cancer Effects
MF	Mineral Fertilizer	PhOF	Photochemical Ozone Formation
FT	Fertilizer Transport	PA	Acidification
DF	Digestate Fertilizer	FE	Freshwater Eutrophication
Cu	Cultivation	FET	Freshwater Eco-toxicity
GC	Grass Chopped	LU	Land Use
HD	Household Digestion	WRD	Water Resource Depletion
		MFRRD	Mineral, Fossil, Renewable Resource Depletion
		TD	Dedicated Time

Although the use of biomass itself is not a concern, when natural resources are not harvested sustainably, and conversion technologies are inefficient, could cause adverse consequences for health, the environment, and economic development arose (IEA, 2006). Nearly 3 billion people in the world cook or heat their homes with solid fuels like FW or other biomass, resulting in indoor and outdoor air pollution that cause widespread health impacts (World Bank, 2018).

FW has been considered the fuel with the highest negative impact on health in Latin America and Caribbean due to its high particulate matter ( $PM_{2.5eq}$ ) and Carbon Monoxide (CO) emissions. Others of the greatest impacts are the time used by women and children for collecting wood and the exposure to polluted air inside homes, due to defective or expired devices (inadequate air circulation). In the absence of efficient use of FW programs, the appliances consume a considerable amount of FW to satisfy their requirements (ECLAC, 2009). Furthermore, it may be a specific relevant factor regarding the deforestation problem. However, it is now widely accepted that the land-use changes caused by the expansion of agricultural activities is the main cause of deforestation rather than the use of FW for energy, as was believed in the past (Ekouevi and Tuntivate, 2012).

Two complementary approaches can improve this situation: promoting more efficient and sustainable use of traditional biomass, and encouraging people to use modern cooking technologies (IEA, 2006). Although biogas constitutes one of the main alternatives with application in rural areas of developing countries, its participation differs among countries from one another. The implementation of domestic digesters for biogas production in Latin America and Caribbean was stimulated after the energy crisis in the 1970s, but the amount installed is still less than in Asia (Garfi et al., 2016). Of the 35 Mtoe of biogas consumed worldwide in 2018, around 27% correspond to China, while Latin America and the Caribbean remain below 3% of the share (IEA, 2020).

On the other hand, natural and cultivated grasslands represent 67% of the world's cultivated areas, being one of the least expensive and most common biomass in rural areas (FAO, 2014). Grasslands in Colombia are productive throughout the year and their growth rates rely mainly on water availability. *Pennisetum* sp. grasses are the most prevalent in the region and *green elephant* genotypes are recommended under non-irrigated conditions or limited rain, between 600 and 1500 mm annually (Murillo-Solano et al., 2014).

Moreover, *Pennisetum* grasses are one of the energy crops with the highest specific methane yield worldwide (Nallathambi Gunaseelan, 1997). Its specific methane yields range from 104 to 310  $mL_{CH_4} g^{-1}_{VS}$  for harvesting ages between 60 and 360 days,

where young tissues produced more methane than the old tissues (Chynoweth et al., 1993; Surendra and Khanal, 2015; Thaeungoen et al., 2020). In tropical countries, harvesting ages between 30 and 60 days are common (Chanpla et al., 2017; Lounglawan et al., 2014). Previous studies evidenced that anaerobic digestion of King Grass (*Pennisetum purpureum* cv. *king grass*) in domestic digesters could generate a specific methane yield of 347  $mL_{CH_4} g^{-1}_{VS}$ , and area-specific methane yield of 9773  $Nm^3_{CH_4} ha^{-1} y^{-1}$  with optimal harvest age of 44 days (Pizarro-Loaiza et al., 2020).

The annual demand of cooking energy by a typical family in rural areas of Colombia is estimated in 2400 MJ, equivalent to 6000 MJ of LPG with a thermal efficiency of 40%. About 13 million people using LPG, as cooking fuel, have an annual consumption per house unit of 132  $kg_{LPG}$  (GASNOVA, 2019). Previous studies, also shown that cooking energy for a typical family in Colombian rural zones, with biogas produced by anaerobic digestion of grass, would require 154  $m^2$  of *King Grass* crop, that can be easily assumed by this type of housing (Pizarro-Loaiza et al., 2020).

Few studies have assessed the environmental benefits of household and small-scale farms digesters in rural areas of developing countries. Although they showed that household digesters led to environmental benefits most of them only focus on climate change or outdoor environmental impacts (Garfi et al., 2019; Vu et al., 2015; Wang et al., 2018). Studies of Sfez et al. (2017) as well as Lansche and Müller (2017) consider the indoor air pollution, but they focus on the substitution of dung cakes, the traditional biomass for cooking in African or Asian developing countries.

Life Cycle Assessment (LCA) is becoming the recommended tool (ISO, 2006) to conduct environmental assessment. LCA has widespread applications in supply chain management, policy analysis, identification of effective improvement strategies for the environmental performance of products, and avoid load shifting between different environmental problems. However, most of current LCAs only consider outdoor exposure to chemical concentrations present in the environment, while indoor proximity exposure to emitting sources in confined spaces has not yet been integrated (Rosenbaum et al., 2015).

Since the impacts of FW combustion on human health have received considerable attention in Latin America and Caribbean, due to the long periods of exposure to indoor concentrations and house designs (World Bank, 2018), the indoor air pollutant exposure must be quantified, in addition of the emitter.

The aim of this study was to assess the environmental benefits of implementing a grass-fed household biogas digester fed with *king grass* grown in rural areas of Colombia using mineral fertilizer (BMFG) and organic fertilizer (BOFG). The use of biogas was

compared with the available cooking fuels in the area, FW and LPG. LCA methodology was used to assess the environmental impact. Moreover, the indoor environment exposure was considered in the method of calculation for human toxicity category, representing the health impacts.

## 2. Material and methods

### 2.1. Methodology

To assess the environmental benefits of implementing a king grass-fed household biogas system in rural areas of Colombia, substituting the available cooking fuels, FW, and LPG, the environmental impacts of the different cooking fuel options were estimated and compared using a LCA methodology according with the ISO-14044 (ISO, 2006).

There were two biogas-based options proposed, which use king grass as household digester feedstock. In the first one, the grass was fertilized with mineral fertilizer (BMFG) and the other one fertilized with organic fertilizer (BOFG). In both cases, the digestate from de household biogas system was used to fertilize the crop fields closing the nutrient cycle and reducing the inorganic fertilization requirements.

The main aspects considered were: *i*) environmental inventory, which included energy and resources consumption, emissions and wastes; *ii*) environmental impacts and critical environmental stages for BMFG and BOFG; *iii*) comparison of environmental impacts between the present and proposed biogas-based cooking fuels; and *iv*) benefits of the best biogas-based scenario vs current scenario in rural Colombia (50% FW + 50% LPG, considering that isolated Colombian rural households do not exclusively use a single fuel, but a combination of fuels instead).

Fig. 1 shows the process and the detailed system considered in the four cooking fuel scenarios analysed: Biogas BMFG, Biogas BOFG, FW, and LPG.

The annual demand of cooking energy (2,400 MJ of useful heat for cooking) by a typical family in rural Colombia was the functional unit chosen as a reference to normalize the input/output flows (ISO, 2006).

Ten midpoint impact categories following the methods proposed by ILCD (2011) and relevant for the case study conducted (excluding those categories for what no changes between scenarios were observed) were selected: Climate Change, Human Toxicity non-cancer Effects, Particulate Matter, Photochemical Ozone Formation, Acidification, Freshwater Eutrophication, Freshwater Ecotoxicity, Land Use, Water Resource Depletion and Mineral, Fossil & Renewable Resource Depletion. In addition, a non-normalized category of *Time of Dedication* was considered as a social indicator.

The SimaPro 8.0.5.13 program (PRé consultants, 2015) was used for LCA impact analysis with the required classification and characterization phases established by the ISO 14044 regulation (ISO, 2006). The equal weighting method was applied and EU27 overall environmental impact was used for normalization (ILCD, 2011). The normalization factor of the *Human Toxicity, non-Cancer Effects* category was adjusted with the integrated indoor and outdoor exposure factors for non-OECD countries, according to Rosenbaum et al. (2015).

### 2.2. Data collection

The description of the system (Fig. 1) required a detailed data-collection process from different sources (Table 1). Primary data has been differentiated between that obtained experimentally in the field by laboratory assays, pilot-scale household digester (E) and local data previously collected by interviews to final users,

providers and experts (L). Secondary data from Ecoinvent database V3.0 (Weidema et al., 2013) were used to complete the life cycle inventory (O).

#### 2.2.1. Data for agricultural practices

The agricultural practices data were collected in a farm located in Cali, Colombia (3°21'50.8"N; 76°33'45.8"W) at an altitude of 1100 m above sea level. The area has an average annual precipitation of 1173 mm with two rainy periods per year (April to June and October to December) and two dry periods (January to March and July to September) with a minimum rainfall in July of 44 mm, and a maximum in October, of 167 mm (Climate-Data, 2021).

The crop used as the substrate for the anaerobic digestion (*Pennisetum purpureum* cv. king grass) was previously established. For 10 months, the crop was fertilized applying digestate of the biogas household unit and compost from fruits and vegetable wastes. Later, during a similar period, the crop was fertilized with digestate of the biogas household unit and complemented with mineral fertilizers. The agronomic and methane yields were determined in Pizarro-Loaiza et al. (2020).

#### 2.2.2. Data for household digestion and cooking

Design, construction and operation of the household biogas digester were obtained from experimental data. The Ecoinvent database v3.0 (Weidema et al., 2013) was also used when needed.

Household biogas digester system consisted in three (3) reactors of 1 m<sup>3</sup> working volume, made of polyethylene with a PVC membrane for biogas capture. Pipes for leachate drainage and recirculation as well as biogas connection to the stove were constructed on PVC since it is a common practice in the rural Colombian areas.

#### 2.2.3. Data for FW emissions, combustion and indoor air pollution

Most of the data on FW combustion emissions were obtained from IPCC (2000). Particulate matter (PM<sub>2.5eq</sub>) emissions factors and intake fractions and characterization factors of indoor concentration exposure were obtained from Karvosenoja et al. (2008) and Rosenbaum et al. (2015), respectively.

### 2.3. Life cycle inventory

#### 2.3.1. Preliminary considerations

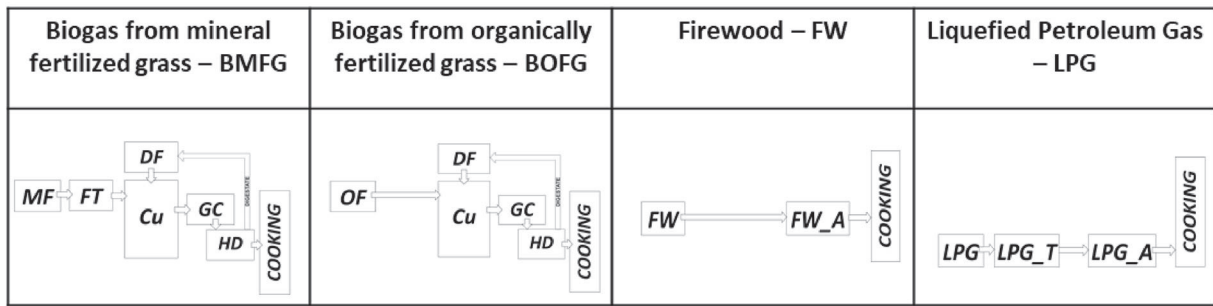
2.3.1.1. *Thermal efficiency.* Since the selected functional unit, 2400 MJ useful heat for cooking, resulted from the annual demand of LPG in the studied area (GASNOVA, 2019), it is necessary to know the thermal efficiency (TE) of each of the analysed scenarios. For FW it was considered a TE of 12.5% (Boy et al., 2000) and for LPG and biogas a TE of 40% (Kaushik and Muthukumar, 2018).

2.3.1.2. *Crop's fertilizers practices and methane yields.* Table 2 shows the doses and typology of fertilizers applied to the crops, as well as the agronomic and methane yields obtained experimentally.

2.3.1.3. *Electric mix.* Table 3 shows the electrical mix of Colombia and the CO<sub>2</sub> contribution of each of the fuels, according to UPME (2018).

2.3.1.4. *Personnel dedication time.* The time spend for the acquisition/production of the cooking energy in each of the scenarios was estimated as follows: a) scenarios with biogas, grass crop cultivation (1154 h ha<sup>-1</sup>), crop harvest (374 h ha<sup>-1</sup>), crop chopping (200 kg h<sup>-1</sup>), household digester feeding and general maintenance (32 h y<sup>-1</sup>); b) FW scenario, 9 kg h<sup>-1</sup> for extraction and transport on foot; c) LPG scenario, 9 h y<sup>-1</sup> dedication for acquisition and transportation in a light commercial vehicle.

A.



B.

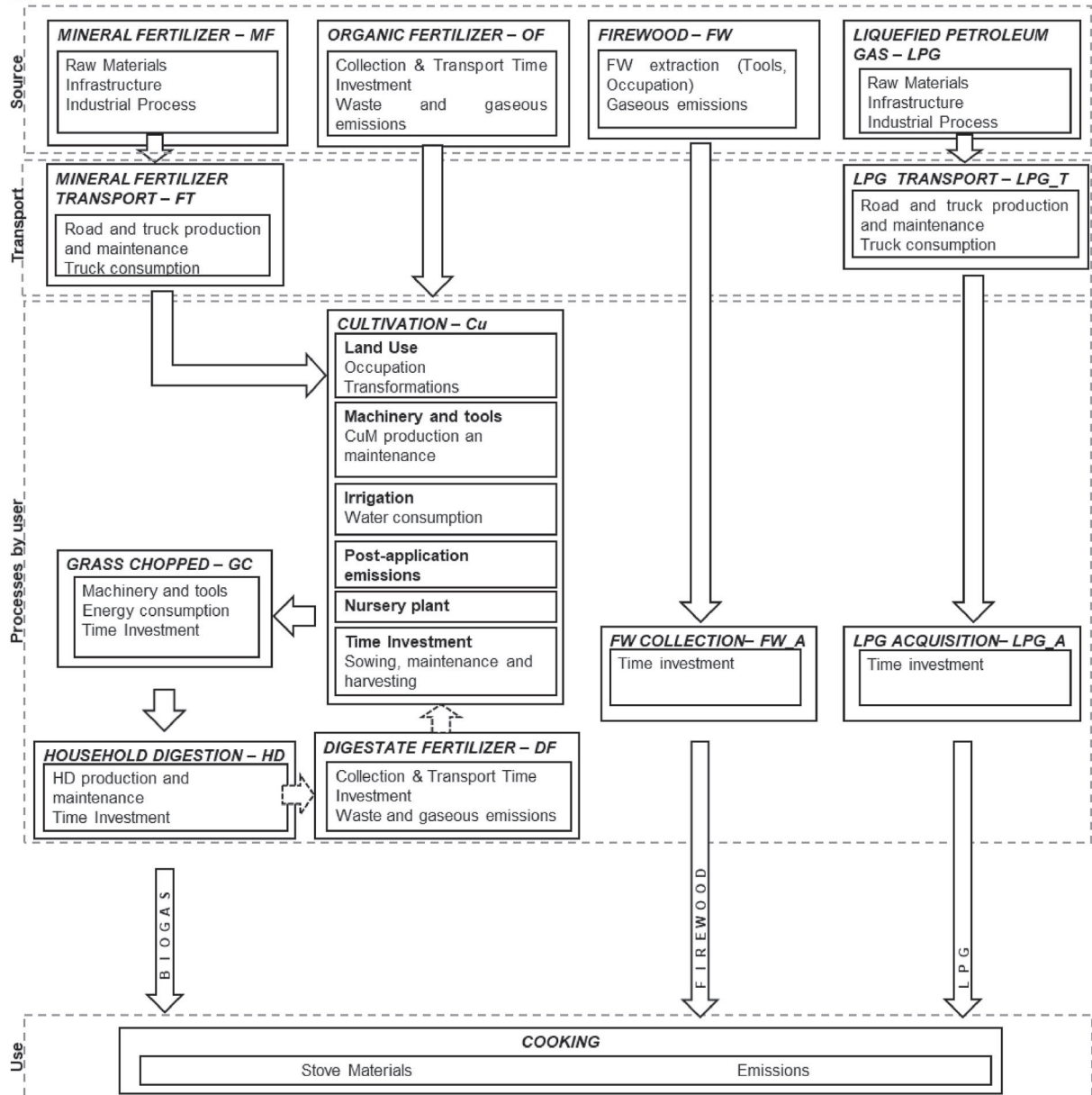


Fig. 1. A. Cooking fuel scenarios evaluated and B. Process considered.

Note: MF, Mineral fertilizers production; FT, Mineral fertilizers transport; Cu, Cultivation; GC, Grass Chopped; HD, household digestion; DF, digestate fertilizer; OF, organic fertilizer; FW, firewood extraction; FW\_A, firewood acquisition; LPG, LPG production; LPG\_T, LPG transport; LPG\_A, LPG acquisition.



**Table 1**

Data source used for the system stages and sub-stages. The data were split into experimental (E), local (L), and Others (O).

STAGE	DATA SOURCE		
	E	L	O
MINERAL FERTILIZERS – MF			
MF Production	x	x	x <sup>a</sup>
MF Transport		x	x <sup>a</sup>
ORGANIC FERTILIZERS – OF			
OF Collection and transport	x		x <sup>a</sup>
OF Time investment	x		
OF Waste and gaseous emissions		x	x <sup>a,b</sup>
CULTIVATION – Cu			
Cu Land Use	x	x	x <sup>a</sup>
Cu Machinery and tools	x		x <sup>a</sup>
Cu Irrigation	x	x	x <sup>a,c</sup>
Cu Post-application emissions	x		x <sup>a,b</sup>
Cu Nursery plant	x	x	x <sup>a</sup>
Cu Time investment	x	x	
GRASS CHOPPED – GC			
GC Machinery and tools	x		x <sup>a</sup>
GC Energy consumption	x	x	x <sup>a,d</sup>
GC Time investment	x	x	
HOUSEHOLD DIGESTION – HD			
HD Production and maintenance	x	x	x <sup>a</sup>
HD Time investment	x	x	
FIREWOOD – FW			
FW Extraction and gaseous emissions		x	x <sup>a,e</sup>
FW Time investment		x	
LIQUEFIED PETROLEUM GAS – LPG			
LPG Production		x	x <sup>a</sup>
LPG Transport		x	x <sup>a</sup>
LPG Acquisition		x	
COOKING			
Emissions (include HD emissions)	x	x	x <sup>a,e,f,g,h</sup>
Stove Materials (Included in HD)	x	x	x <sup>a</sup>

Other Data source:

- <sup>a</sup> Weidema et al. (2013).  
<sup>b</sup> Nemecek et al. (2015).  
<sup>c</sup> Murillo-Solano et al. (2014).  
<sup>d</sup> UPME (2018).  
<sup>e</sup> IPCC (2000).  
<sup>f</sup> IPCC (2006).  
<sup>g</sup> Rosenbaum et al. (2015).  
<sup>h</sup> Karvosenoja et al. (2008).

## 2.3.2. Biogas scenarios

### 2.3.2.1. Fertilizers production and transport

**2.3.2.1.1. Compost.** The inventory of inputs, outputs, and characteristics of the compost production from organic solid wastes and green pruning was provided by field managers and farmers. The considered collection method was manual and the transport on foot. Emissions from compost production have not been considered, as well as avoided emissions and carbon fixation in the soil due to the organic fertilizer application, since the current

**Table 2**

Grass agricultural practices and methane yields.

Parameter	Units	Biogas from BMFG	Biogas from BOFG
Fertilizer source & doses	NPK values <sup>a</sup>	833:91:50 <sup>c</sup> + 281:50:50 <sup>d</sup>	686:75:102 <sup>e</sup> + 85:3:102 <sup>e</sup>
Agronomic Yield <sup>b</sup>	t <sub>MS</sub> .ha <sup>-1</sup> .y <sup>-1</sup>	28.1 ± 2,5	23.2 ± 2,2
Volatile Solids	% VS (dry basis)	86%	86%
Specific CH <sub>4</sub> Yield	ml <sub>CH<sub>4</sub></sub> g <sup>-1</sup> vs	347.8	347.8
Area-specific CH <sub>4</sub> Yield	Nm <sup>3</sup> <sub>CH<sub>4</sub></sub> ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	9773	8069

<sup>a</sup> In kg ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>.

<sup>b</sup> 45d harvest age.

<sup>c</sup> 100% digested grass.

<sup>d</sup> Mineral Fertilizer.

<sup>e</sup> Compost from fruits, vegetables and herbaceous wastes.

**Table 3**

Electrical mix of Colombia.

Source	Participation	CO <sub>2</sub> Contribution <sup>a</sup>
Hydro	70.4%	1.2%
Natural gas	11.7%	27.1%
Oil	9.7%	37.1%
Hard coal	7.6%	34.4%
Biomass	0.5%	0.26%
Wind	0.1%	0.01%

<sup>a</sup> Contribution referred to 1 MJ high voltage electricity with and emission of 0,078 kg CO<sub>2</sub> eq.

management of organic waste for its production in Colombian rural areas is on-site combustion or burial.

In principle, plant residues, due to their relatively low density and low moisture content, do not usually produce particularly high emissions and properly handled compost piles do not usually generate large amounts of methane because they remain in aerobic conditions and an appropriate moisture content. In any case CO<sub>2</sub> emissions could be considered biogenic and therefore not accounted for. In the same way, CH<sub>4</sub> emissions could be considered but they will still below the emissions for the current local practices for manage residues.

**2.3.2.1.2. Mineral fertilizer production.** Data on the manufacture of mineral fertilizers was obtained from the Ecoinvent database v3.0 (Weidema et al., 2013), including the production infrastructure, transport of raw materials, synthesis of the chemical components required, and the deposition or treatment of waste generated, according to Nemecek et al. (2015).

**2.3.2.1.3. Mineral fertilizer transport.** In Colombia, fertilizers are mostly imported through seaports (500 km in a lorry of >32 t EURO 3), being the European Union, Russia and Canada the main providers. Final users of cooking energy with biogas are at least 30 km from main municipalities and light commercial vehicles, the most common transport source. As mentioned above, only outward journeys were included in the inventory.

### 2.3.2.2. Cultivation

**2.3.2.2.1. Land use and occupation.** The transformation from not used grassland to grass plantation, was considered because grass could be cultivated in areas without agriculture exploitation. In the case of BOFG transformation to pasture and meadow organic, and the same occupation was considered. For BMFG transformation to pasture and meadow intensive, and its respective occupation was applied. In both scenarios, grass exploitation is considered to be for 30 years, thus no effect on climate change has been considered.

**2.3.2.2.2. Machinery and tools.** Wheelbarrow and bowie knife were considered as the tools for the hand cultivation of grass. Based on local experience, a useful lifetime was estimated in 5 years with 5% dedication.

**2.3.2.3. Soil emissions.** Emissions from soil were calculated considering nitrogen and phosphorous contributions made by the fertilizer, compost or mineral fertilizer, while the N and P concentrations absorbed by the grass, as measured were obtained experimentally. Air emissions of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO<sub>x</sub>, and water emissions of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> were accounted following the methodologies described by Montemayor et al. (2019) and Torrellas et al. (2018). CO<sub>2</sub> emissions were also estimated for the urea application according to Nemecek et al. (2015) and Weidema et al. (2013).

**2.3.2.4. Grass Chopped.** An amount of 15 kg of Agricultural machinery with unspecified production (Weidema et al., 2013) was considered for the entire 10 years lifetime, processing 266 annual tons of grasses. A ton of grass demands 0.118 kWh for the chopped process.

**2.3.2.5. Household digester.** A household digester with biogas connection to a gas stove was considered for 10 years of useful lifetime. Following the design, the biogas supply requires 3 plastic tanks of 1 m<sup>3</sup> with a covering membrane each and the hydraulic connections and valves in PVC. Additionally, a polyethylene pipe for biogas and a gas stove were included. Table 4 present the inputs for this step.

### 2.3.3. LPG scenario

**2.3.3.1. LPG production.** The LPG manufacture data was obtained from the Ecoinvent database v3.0 (Weidema et al., 2013), including the production infrastructure, transport of raw materials, synthesis of chemical components required, and deposition or treatment of generated wastes (Nemecek et al., 2015).

**2.3.3.2. LPG transport.** In Colombia, LPG is mostly transported through pipelines. However, rural zones with limited access to cooking energy, require 500 km in a lorry of >32 t MAL EURO 3 and 50 km in a light commercial vehicle between the producer or the storage facility and the house.

**2.3.3.3. LPG bottle.** Five years of a useful lifetime was considered for the 20 kg bottle of LPG. Table 5 presents the inputs considered for this step.

### 2.3.4. FW scenario

For the FW extraction was considered a wheelbarrow with a lifetime of 5 years and a 10% dedication, a bowie knife, and an axe, both with a lifetime of 2 years.

### 2.3.5. Cooking

**2.3.5.1. Cooking emissions.** Table 6 presents the emissions considered for this process.

**Table 4**  
List of inputs included in household digester for the entire 10 years lifetime.

Input	Value
Polyvinylchloride, suspension polymerised {RER}	22 kg
Polypropylene, granulate {RER}	150 kg
Polyethylene, high density, granulate {RER}	5 kg
Steel, chromium steel 18/8 {RER}	3 kg
Nylon 6-6 {RER}	2 kg
Copper tube 15 mm, 1 mm thickness EU-15 S	0.2 kg
Electricity	8 kWh

## 3. Results and discussion

### 3.1. Characterization of BMFG and BOFG impacts

The characterization of BMFG and BOFG impacts are presented in Table 7. In general, BOFG impacts were lower than those from BMFG, except in the land use and dedicated time categories, due to the highest demand of land and work for organic cultivation and lowest yields (Hakala et al., 2012).

The cultivation stage of BMFG displayed the greatest impacts. When tracing the sub-stages, most impacts come from fertilizer production, mainly urea, that is used as nitrogen source in mineral fertilization (Hakala et al., 2012; Hasler et al., 2015; Martínez-Blanco et al., 2011). Fig. 2 presents the Life Cycle Impact Assessments (LCIA) from BMFG and BOFG normalized and weighted in a single score.

According to Fig. 2, the human toxicity category showed the greatest impacts with a high impact in the cooking stage. The climate change category stands out in the cooking and cultivation stages, being the impacts of climate change in BMFG scenario a 33% higher than on BOFG. This difference in environmental impacts between organic crops and mineral fertilization has been previously documented (Fagnano et al., 2011; Hakala et al., 2012). Although the agronomic yields of crops with chemical fertilization could be higher than in organic crops, their impact on climate change is greater (Hakala et al., 2012). Additionally, Fagnano et al. (2011) have shown positive effects of soil fertilization with compost from organic solid wastes on C fixation in stable soil organic matter. However, carbon fixation by the application of organic fertilizer in the BOFG was not considered in the present study.

Hence, despite that BOFG showed a greater impact on land use (15% higher) and dedicated time (10% higher), the lower impacts on the different categories analysed, mainly in the cultivation stage, suggest it is a better option among the two biogas-based options.

### 3.2. Biogas scenarios impacts versus FW and LPG scenarios

Fig. 3 and Table 8 present a comparison of BMFG and BOFG LCIA with the present supply sources for the target population, FW, and LPG. FW displayed the highest total impacts while BOFG had the lowest life cycle impacts.

Impacts of the category of human toxicity are much greater for FW than for LPG, BMFG, and BOFG, due to health impacts from indoor emissions, aspect not always considered in LCA studies (Rosenbaum et al., 2015). In fact, they are much higher than conventionally outdoor impacts and more than two orders of magnitude lower for cooking with gas if compared to FW.

Despite the strong impacts on human toxicity, particulate matter, and photochemical ozone formation of FW, it has the lowest climate change potential. BOFG has 44% less impact on climate change than LPG, due to its fossil origin. Studies assessing the environmental benefits of household and small-scale farms digesters in rural areas of developing countries showed that household digesters led to environmental benefits by reducing different impact categories vs the current cooking fuels (Garfi et al., 2012, 2019; Lansche and Müller, 2017; Sfez et al., 2017; Vu et al., 2015; Wang et al., 2018).

However, most studies obtained environmental benefits from the substitution of current fuels and methane emissions withdrawn by poor waste management such as cattle manure and the replacement of mineral fertilizers by the use of digestate. In this study, the emissions avoided by the inefficient management of organic waste to produce composting were not considered. Substitution of fertilizers was not considered because the digestate is

**Table 5**  
Inputs for production and maintenance of LPG bottle.

Ecoinvent processes	Value
Energy and auxiliary inputs, metal working factory {RER}  with heating from heavy fuel oil	13.5 kg
Steel, low-alloyed, hot rolled {RER}  production	13.5 kg
Polyethylene, high density, granulate {RER}  production	0.2 kg
Steel, chromium steel 18/8 {RER}  steel production, electric, chromium steel 18/8	0.3 kg

**Table 6**  
Cooking emissions by fuel for functional unit (2400 MJ useful heat).

Emission	Value (kg)
<b>BMFG or BOFG<sup>e</sup></b>	
Methane, biogenic (5% loss of biogas 0,667 kgCH <sub>4</sub> .m <sup>-3</sup> ) <sup>a</sup>	5.0
Hydrogen sulphide (5% loss of biogas 1,4 gH <sub>2</sub> S.m <sup>-3</sup> ) <sup>a</sup>	0.0035
Dinitrogen monoxide (0,1 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	0.0006
<b>FW<sup>f</sup></b>	
Methane, biogenic (300 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	5.75
Dinitrogen monoxide (4 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	0.075
Nitrogen oxides (100 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	1.9
Carbon monoxide, biogenic (5000 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	96
NMVOG, non-methane volatile organic compounds (600 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	11.5
PM <sub>2.5eq</sub> (700 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>d</sup>	13.44
<b>LPG</b>	
Carbon dioxide, fossil (63100 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	379
Methane (5 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	0.03
Dinitrogen monoxide (0,1 kg.TJ <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	0.0006

<sup>a</sup> Vu et al. (2015).<sup>b</sup> IPCC (2006).<sup>c</sup> IPCC (2000).<sup>d</sup> Karvosenoja et al. (2008).<sup>e</sup> Mainly from digester losses.<sup>f</sup> Include FW extraction.

applied in a closed cycle for the feedstock fertilization and the benefits are only due to the substitution of present fuels for cooking.

**Table 7**  
Characterization of BMFG and BOFG impacts per functional unit (2400 MJ useful heat).

Impact category	Units	Cooking	HD	Cu + DF	GC
<b>BMFG</b>					
CC	kg CO <sub>2eq</sub>	126.3	28.7	181.2	0.2
HTnCE	CTUh	1.25E-04	3.5E-06	1.0E-05	7.9E-08
PM	kg PM <sub>2.5eq</sub>	0.002	0.010	0.080	0.000
PhOF	kg NMVOC <sub>eq</sub>	0.051	0.095	1.031	0.001
PA	mol H <sup>+</sup> <sub>eq</sub>	0.010	0.110	1.022	0.002
FE	kg P <sub>eq</sub>	1.2E-04	0.006	0.052	0.000
FET	CTUe	23.8	88.0	325.0	1.8
LU	kg C deficit	0.0	11.0	1214.9	0.2
WRD	m <sup>3</sup> water <sub>eq</sub>	-0.005	-0.905	-0.387	-0.010
MFRRD	kg Sb <sub>eq</sub>	0.00031	0.00037	0.00331	0.00003
TD	h	-	32.0	35.4	5.0
<b>BOFG</b>					
CC	kg CO <sub>2eq</sub>	126.3	28.7	97.0	0.3
HTnCE	CTUh	1.25E-04	3.5E-06	1.8E-06	9.4E-08
PM	kg PM <sub>2.5eq</sub>	0.002	0.010	0.012	0.000
PhOF	kg NMVOC <sub>eq</sub>	0.051	0.095	0.802	0.001
PA	mol H <sup>+</sup> <sub>eq</sub>	0.010	0.110	0.611	0.002
FE	kg P <sub>eq</sub>	1.2E-04	0.006	0.017	0.000
FET	CTUe	23.8	88.0	94.2	2.2
LU	kg C deficit	0.0	11.0	1398.6	0.2
WRD	m <sup>3</sup> water <sub>eq</sub>	-0.005	-0.905	-0.045	-0.012
MFRRD	kg Sb <sub>eq</sub>	0.00031	0.00037	0.00052	0.00003
TD	h	-	32.0	41.8	5.9

Where: Climate Change – CC, Human Toxicity, non-Cancer Effects – HTnCE, Particulate Matter – PM, Photochemical Ozone Formation – PhOF, Acidification – PA, Freshwater Eutrophication – FE, Freshwater Eco-toxicity – FET, Land Use – LU, Water Resource Depletion – WRD and Mineral, Fossil, Renewable Resource Depletion – MFRRD and a non-normalized category of Dedicated Time – TD; Stages acronyms are: Household Digestion – HD, Cultivation including the digestate fertilization – Cu + DF and Grass Chopped – GC.

### 3.3. Benefits of biogas from grass digestion vs actual condition in rural Colombia (FW and LPG) including indoor air pollution

The implementation of BOFG shows an improvement for 8 out of 11 impact categories analysed when compared to the current scenario. The current impact on the Mineral, Fossil and Renewable Resource Depletion category persists. Only the Land Use and the Freshwater Eutrophication categories have an impact on BOFG greater than the current condition with an increase of 14% in the first case and 3.6 times in the second.

Tracking the BOFG sub-stages, phosphorous emissions from organic fertilization represent 74% of weight in the Freshwater Eutrophication category; 23.5% of the impact comes from the injection moulding process of building plastic materials of the biodigesters. These two contributing processes are difficult to improve in the life cycle assessment for the projected alternative as the organic fertilizers used for the substitution of mineral fertilizers tend to have a P/N ratio higher than the crop requirement (Hansrud et al., 2018). Furthermore, tropical grass crops have greater phosphorus use efficiency when applied at the appropriate time and pH conditions rather than applying a greater quantity (Mengel, 1997).

Although there is a low response of phosphorus fertilization on carbon fixation in permanent pastures (Eze et al., 2018), these crops are among the most efficient for phosphorus extraction (Dorioz et al., 2006). Moreover, the capture of phosphorus in surplus agricultural or livestock farms, by planting pastures and recycling phosphorus contained in the organic fraction of solid waste by composting, are all accepted like strategies for the phosphorus resource conservation (Reijnders, 2014). Note that these positive externalities were not quantified as benefits in the present study.

Among the environmental benefits from implementing BOFG to replace FW and LPG, the reductions between 1 and 2 orders of

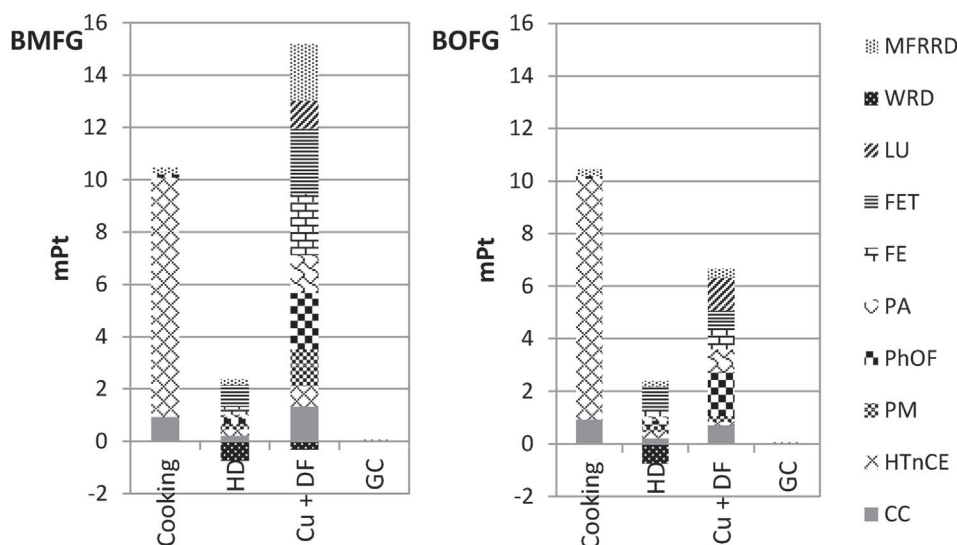


Fig. 2. LCIA single score for 2,400 MJ useful heat from BMFG and BOFG, respectively.

Where: Climate Change – CC, Human Toxicity, non-Cancer Effects – HTnCE, Particulate Matter – PM, Photochemical Ozone Formation – PhOF, Acidification – PA, Freshwater Eutrophication – FE, Freshwater Eco-toxicity – FET, Land Use – LU, Water Resource Depletion – WRD and Mineral, Fossil & Renewable Resource Depletion – MFRRD; stages acronyms are: Household Digestion – HD, Cultivation including the digestate fertilization – Cu + DF and Grass Chopped – GC.

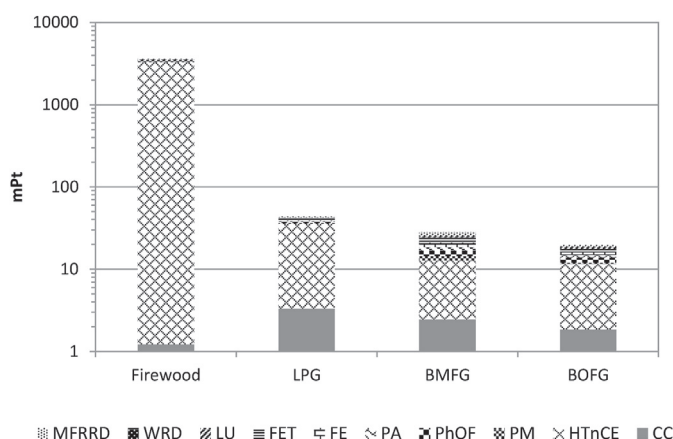


Fig. 3. LCIA comparing fuels for 2,400 MJ useful heat with and without indoor emissions exposure, respectively.

Where: Climate Change – CC, Human Toxicity, non-Cancer Effects – HTnCE, Particulate Matter – PM, Photochemical Ozone Formation – PhOF, Acidification – PA, Freshwater Eutrophication – FE, Freshwater Eco-toxicity – FET, Land Use – LU, Water Resource Depletion – WRD and Mineral, Fossil & Renewable Resource Depletion – MFRRD.

Table 8  
LCIA comparing for functional unit (2400 MJ useful heat).

Impact category	Units	FW	LPG	Current Scenario (50%FW 50% LPG)	BMFG	BOFG
CC	kg CO <sub>2eq</sub>	167	453.7	310.35	336.5	252.3
HTnCE	CTUh	4.45E-02	4.36E-04	2.3E-02	1.39E-04	1.30E-04
PM	kg PM <sub>2.5eq</sub>	13.4995	0.0525	6.78	0.093	0.024
PhOF	kg NMVOC <sub>eq</sub>	13.46	0.65	7.06	1.176	0.949
PA	mol H <sup>+</sup> <sub>eq</sub>	1.42	0.535	0.98	1.144	0.733
FE	kg P <sub>eq</sub>	0.0015	0.009	0.005	0.058	0.023
FET	CTUe	80.1	420.2	250.1	439.3	209.0
LU	kg C deficit	2198.2	275.2	1236.7	1226.3	1410.1
WRD	m <sup>3</sup> water <sub>eq</sub>	-0.034	-0.475	-0.250	-1.308	-0.968
MFRRD	kg Sb <sub>eq</sub>	0.0003	0.0018	0.0011	0.0040	0.0012
TD	h	163.8	9.0	86.4	72.4	79.7

Where: Climate Change – CC, Human Toxicity, non-Cancer Effects – HTnCE, Particulate Matter – PM, Photochemical Ozone Formation – PhOF, Acidification – PA, Freshwater Eutrophication – FE, Freshwater Eco-toxicity – FET, Land Use – LU, Water Resource Depletion – WRD and Mineral, Fossil, Renewable Resource Depletion – MFRRD and a non-normalized category of Dedicated Time – TD.

magnitude in the Human Toxicity, non-Cancer Effects, Particulate Matter and Photochemical Ozone Formation categories stand out. Nevertheless, the impact on Climate Change is reduced to a lesser extent, Acidification and Freshwater Eco-Toxicity.

The dedicated time was slightly reduced by 8%, because LPG requires only 9 h of dedicated time and in the current scenario it represent 50%. However, if compare BOFG with FW reduction of time achieved a 51%. BOFG has the advantage of bringing greater control and energy self-sufficiency for cooking with own pastures cultivation when compared to the collection of FW and purchase of LPG, which represents a monetary cost. These aspects become relevant in the social environment of application (Garfi et al, 2012, 2019; Lansche and Müller, 2017).

#### 4. Conclusions

Based on Life Cycle Assessment (LCA), *Pennisetum* grass-fed household biogas digesters in rural Colombia with organic and mineral fertilized crops (BOFG and BMFG) displayed good environmental sustainability in pollutant emissions, when compared to FW and LPG. Between the fertilization type, the BOFG had a better



environmental performance than BMFG in most impact categories and the best global performance among all fuels evaluated. Future research should focus on different grasses and organic substrates available in tropical climates to optimize biogas production.

The work presented covering social and health benefits, in addition to the environmental benefits shows the chance to implement household biogas digester. However, several accounting aspects could be improved, for instance specific emission factors for Latin American and Caribbean countries should be defined. The health impacts do to the poorly ventilated closed spaces, especially in relation with cooking practices in rural zones of developing countries is another relevant issue that should be also addressed.

Results will be helpful to develop public policies on economy, health and environment. Policymakers could use this research to establish investment requirements, support resource allocation and investment in full scale projects. Finally, non-governmental organizations as well as general public could be also beneficiaries of this research results.

## Funding

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

## CRediT authorship contribution statement

**C.A. Pizarro-Loaiza:** Conceptualization, Investigation, Resources, Writing – original draft, Preparation. **A. Antón:** Methodology, Validation, Writing – review & editing. **M. Torrellas:** Software, Validation, Formal analysis. **P. Torres-Lozada:** Conceptualization, Resources, Writing – original draft, preparation. **J. Palatsi:** Conceptualization, Supervision. **A. Bonmatí:** Conceptualization, Supervision, Resources, Writing – review & editing.

## Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## Acknowledgements

The authors thank the Colombian Ministry of Science Technology & Innovation (MinCiencias) for the doctoral scholarship provided to Carlos Alexander Pizarro-Loaiza; The “Finca La Carmela” in La Buitrera, Cali for allowing access to grass cultivation data and samples collection, also the Universidad del Valle for providing access to office, laboratory facilities, and field-work equipment. The authors from IRTA belong to the Consolidated Research Group TERRA (ref. 2017 SGR 1290), and are also supported by the CERCA Program/Generalitat de Catalunya.

## References

- Boy, E., Bruce, N., Smith, K.R., Hernandez, R., 2000. Fuel efficiency of an improved wood-burning stove in rural Guatemala: implications for health, environment and development. *Energy Sustain. Dev.* 4, 23–31. [https://doi.org/10.1016/S0973-0826\(08\)60239-2](https://doi.org/10.1016/S0973-0826(08)60239-2).
- Chanpla, M., Kullavanijaya, P., Janejadkarn, A., Chavalparit, O., 2017. Effect of harvesting age and performance evaluation on biogasification from Napier grass in separated stages process. *KSCE J. Civ. Eng.* 1–6. <https://doi.org/10.1007/s12205-017-1164-y>.
- Chynoweth, D.P., Turick, C., Owens, J.M., Jerger, D.E., Peck, M.W., 1993. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. *Biomass Bioenergy* 5, 95–111. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(93\)90010-2](https://doi.org/10.1016/0961-9534(93)90010-2).
- Climate-Data, 2021. No Title [WWW document]. Clima Cali. URL <https://es.climate-data.org/location/3426/> (accessed 01.22.21).
- Dorioz, J.M., Wang, D., Poulencard, J., Trévisan, D., 2006. The effect of grass buffer

- strips on phosphorus dynamics—A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117 (1), 4–21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>.
- ECLAC, 2009. Contribution of energy services to the Millennium Development Goals and poverty alleviation in Latin America and the Caribbean. *Comisión Económica para América Latina y el Caribe. ONU., Santiago*.
- Ekouevi, K., Tuntivate, V., 2012. Household Energy Access for Cooking and Heating. The World Bank, Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/978-0-8213-9604-9>.
- Eze, S., Palmer, S.M., Chapman, P.J., 2018. Soil organic carbon stock in grasslands: effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *J. Environ. Manag.* 223, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.013>.
- Fagnano, M., Adamo, P., Zampella, M., Fiorentino, N., 2011. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste: a case study in the region of Naples, Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.019>.
- Food and agriculture organization of United Nations FAO, 2014. Food and Agriculture Data. FAOSTAT [WWW Document]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/GG> (accessed 11.1.17).
- Garfi, M., Castro, L., Montero, N., Escalante, H., Ferrer, I., 2019. Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale farms in Colombia: a life cycle assessment. *Bioresour. Technol.* 274, 541–548. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.007>.
- Garfi, M., Ferrer-Martí, L., Velo, E., Ferrer, I., 2012. Evaluating benefits of low-cost household digesters for rural Andean communities. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, 575–581. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.08.023>.
- Garfi, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., Ferrer, I., 2016. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: a review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 60, 599–614. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071>.
- GASNOVA, 2019. Informe del sector del GLP 2019. Bogotá.
- Global Alliance for Clean Cookstoves, 2012. Colombia Market Assessment. *Colombia Sector Mapping*. Washington D.C.
- Hakala, K., Nikunen, H.M., Sinkko, T., Niemeläinen, O., 2012. Yields and greenhouse gas emissions of cultivation of red clover-grass leys as assessed by LCA when fertilised with organic or mineral fertilisers. *Biomass Bioenergy* 46, 111–124. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.021>.
- Hansrud, O.S., Cherubini, F., Øgaard, A.F., Müller, D.B., Brattebø, H., 2018. Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system. *Sci. Total Environ.* 615, 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.215>.
- Hasler, K., Bröring, S., Omta, S.W.F., Olf, H.W., 2015. Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *Eur. J. Agron.* 69, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.001>.
- IEA, 2020. Outlook for Biogas and Prospects for Organic Growth. *World Energy Outlook Special Report Biomethane*.
- IEA, 2006. *World Energy Outlook 2006*. International Energy Agency.
- ILCD, 2011. Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, 1st Editio. Ed. European Commission - Joint Research Centre. International Reference Life Cycle Data System (ILCD), Luxemburg.
- IPCC, 2006. Stationary combustion. In: *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, pp. 2.1–2.47.
- IPCC, 2000. Non-CO2 emissions from stationary combustion. In: *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change. National Greenhouse Inventories Programme, Montreal, pp. 41–54.
- ISO, 2006. ISO 14044:2006 - Environmental Management -Life Cycle Assessment -Requirements and Guidelines, first ed. International Organization for Standardization, Geneva.
- Karvosenoja, N., Tainio, M., Kupiainen, K., Tuomisto, J.T., Kukkonen, J., Johansson, M., 2008. Evaluation of the emissions and uncertainties of PM2.5 originated from vehicular and domestic wood combustion in Finland. *Boreal Environ. Res.* 13, 465–474.
- Kaushik, L.K., Muthukumar, P., 2018. Life cycle Assessment (LCA) and Techno-economic Assessment (TEA) of medium scale (5–10 kW) LPG cooking stove with two-layer porous radiant burner. *Appl. Therm. Eng.* 133, 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.01.050>.
- Lansche, J., Müller, J., 2017. Life cycle assessment (LCA) of biogas versus dung combustion household cooking systems in developing countries – a case study in Ethiopia. *J. Clean. Prod.* 165, 828–835. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.116>.
- Lounglawan, P., Lounglawan, W., Suksombat, W., 2014. Effect of cutting interval and cutting height on yield and chemical composition of king Napier grass (*Pennisetum purpureum* x *Pennisetum Americanum*). *APCBEE Procedia* 8, 27–31. <https://doi.org/10.1016/j.apcb.2014.01.075>.
- Malla, S., Timilsina, G.R., 2014. Household Cooking Fuel Choice and Adoption of Improved Cookstoves in Developing Countries: A Review. *Policy Research Working Papers*. <https://doi.org/10.1596/1813-9450-6903>.
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A., Rieradevall, J., 2011. Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint. *J. Clean. Prod.* 19, 985–997. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.11.018>.
- Mengel, K., 1997. Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates. In: *European Journal of Agronomy*. Elsevier, pp. 221–233. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(97\)00037-3](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(97)00037-3).
- Montemayor, E., Bonmatí, A., Torrellas, M., Camps, F., Ortiz, C., Domingo, F., Riau, V.,

- Antón, A., 2019. Environmental accounting of closed-loop maize production scenarios: manure as fertilizer and inclusion of catch crops. *Resour. Conserv. Recycl.* 146, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.013>.
- Murillo-Solano, J., Barros-Henríquez, J.A., Roncallo-Fandiño, B., Arrieta-Pico, G., 2014. Water requirement of four cutting grasses water efficiency in the Colombian dry Caribbean region. *Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu.* 15, 83–99.
- Nallathambi Gunaseelan, V., 1997. Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. *Biomass Bioenergy* 13, 83–114. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00020-2).
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Rossi, V., Humbert, S., 2015. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. *World Food LCA Database (WFLDB)*.
- Pizarro-Loaiza, C.A., Torres-Lozada, P., Illa, J., Palatsi, J., Bonmatí, A., 2020. Effect of harvesting age and size reduction in the performance of anaerobic digestion of Pennisetum grass. *Processes* 8, 1414. <https://doi.org/10.3390/pr8111414>.
- PRé consultants, various authors, 2015. *SimaPro Database Manual Methods Library, 2.8*. San Francisco, CA.
- Reijnders, L., 2014. Phosphorus resources, their depletion and conservation, a review. *Resour. Conserv. Recycl.* 93, 32–49. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.09.006>.
- Rosenbaum, R.K., Meijer, A., Demou, E., Hellweg, S., Joliet, O., Lam, N.L., Margni, M., McKone, T., 2015. Indoor air pollutant exposure for life cycle assessment: regional health impact factors for households. *Environ. Sci. Technol.* 49, 12823–12831.
- Sfez, S., De Meester, S., Dewulf, J., 2017. Co-digestion of rice straw and cow dung to supply cooking fuel and fertilizers in rural India: impact on human health, resource flows and climate change. *Sci. Total Environ.* 609, 1600–1615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.150>.
- Surendra, K.C., Khanal, S.K., 2015. Effects of crop maturity and size reduction on digestibility and methane yield of dedicated energy crop. *Bioresour. Technol.* 178, 187–193. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.055>.
- Thaemngoen, A., Saritpongteeraka, K., Leu, S.Y., Phuttaro, C., Sawatdeenarunat, C., Chairapat, S., 2020. Anaerobic digestion of Napier grass (*Pennisetum purpureum*) in two-phase dry digestion system versus wet digestion system. *Bioenergy Res* 1–13. <https://doi.org/10.1007/s12155-020-10110-1>.
- Torrellas, M., Burgos, L., Tey, L., Noguero, J., Riau, V., Palatsi, J., Antón, A., Flotats, X., Bonmatí, A., 2018. Different approaches to assess the environmental performance of a cow manure biogas plant. *Atmos. Environ.* 177, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.023>.
- UPME, 2018. *Mines and Energy Statistical Bulletin 2018*.
- Vu, T.K.V., Vu, D.Q., Jensen, L.S., Sommer, S.G., Bruun, S., 2015. Life cycle assessment of biogas production in small-scale household digesters in Vietnam. *AJAS (Asian-Australas. J. Anim. Sci.)* 28, 716–729. <https://doi.org/10.5713/ajas.14.0683>.
- Wang, Y., Wu, X., Tong, X., Li, T., Wu, F., 2018. Life cycle assessment of large-scale and household biogas plants in northwest China. *J. Clean. Prod.* 192, 221–235. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.264>.
- Weidema, B.P., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wernet, G., 2013. *Overview and Methodology. Data Quality Guideline for the Ecoinvent Database. Ecoinvent Report 1(v3), V 3.0*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen.
- World Bank, 2018. *Energy Overview [WWW Document]*. <http://www.worldbank.org/en/topic/energy/overview> (accessed 02.08.18).
- World Bank, 2015. *The State of the Global Clean and Improved Cooking Sector. Energy Sector Management Assistance Program (ESMAP)*, Washington DC.

## Carlos Alexander PIZARRO LOAIZA

PhD in Environmental Engineering at Polytechnic University of Catalonia

Address:

Carrer Bosc 33-35 Pt 1<sup>a</sup>, 08110 Montcada i Reixac – Barcelona.

Tel.: (+ 34) 602 59 28 51

e-mail: [carpizar@gmail.com](mailto:carpizar@gmail.com)

e-CV: <https://www.linkedin.com/in/carpizar/>



### Presentation

I can support the technological consultancy in alternative renewable energy, sustainability services, the quantification of CO<sub>2eq</sub> reduction, the energy efficiency, circular economy and LCA, as well as the valorization of organic wastes.

As Sanitary Engineer (2006) MSc. in Environmental Engineering (2010) from the Universidad del Valle, Cali – Colombia and current Ph.D. candidate in Environmental Engineering at the Polytechnic University of Catalonia (UPC), I have had the opportunity to participate in engineering and research projects, mainly in the fields of: 1) social, health, economic and environmental assessments of investments related with solid and liquid fuels and wastes, 2) management of solid and liquid wastes, and 3) projects of biogas plants, wastewater treatment and renewable energy, with a strong focus on the energy and agronomic valorization of residual biomass from initial conceptualization to implementation, startup and commissioning in different countries: Colombia, Argentina, Honduras, Mexico, Dominican Republic, Venezuela, Malaysia, and Ghana. These professional experiences have been in the Universidad del Valle (2006-2008), Biotec International S.C. from Belgium (2008-2013) GIRO CT from Catalonia (2011-2012), IRTA-UPC Joint Research (2013- Actual) and Mobius SAS, from which I partnered and am the Technical Director since its foundation in 2015.

I am proactive, resourceful, creative, disciplined, have a good command of interpersonal relationships and teamwork, and great adaptation and learning skills. I would like to join the Science Technology and Innovation sector as Postdoc Researcher.

### PROFESSIONAL EXPERIENCE

✓•2013 - 2021 (8 years): **PhD Researcher** – IRTA-UPC Joint Research, Barcelona - Spain.

Cooking energy through anaerobic digestion of grasses. Technical, economic, and environmental evaluation of a suitable proposal for tropical rural areas. Doctoral dissertation. Directors: August Bonmatí, Jordi Palatsi. Tutors: Xavier Flotats, Santiago Gassó

Third place in the poster contest of the II National Bioenergy Congress - BION, Cali – Colombia, April 26-27, 2018.

Oral presentation at the XIII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. Medellín – Colombia. October 21-24, 2018.

Scientific articles in specialized journals: Processes MDPI [<https://www.mdpi.com/2227-9717/8/11/1414>] and Journal of Cleaner Production [<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652621009422?dgcid=author>].

An important part of my thesis was the Life Cycle Analysis (LCA) of cooking with biogas produced in domestic digesters from the anaerobic digestion of grass crops with mineral and organic fertilization, applying the midpoint ILCD 2011 method using SIMAPRO software and its comparison with the current sources of fuel: LPG and firewood. The other component was the optimization of the methane yield of the grass, mainly affected by the Harvesting Age and the reduction of size.

- ✓•2015 - Present (6 years): **Technical Director** - MOBIUS SAS, Cali - Colombia.  
Sustainable Business Environmental Management - Energy and Agronomic Valorization of the Residual Biomass.  
As relevant experiences, I led the feasibility study and different designing, construction and startup projects at “La Isabela” distillery and the “Cristóbal Colón” sugar mill in the Dominican Republic.  
In research and development, I led the design, assembly, and start-up of the first dry digester in Colombia for the biogas production and electricity generation by applying fresh biomass. Additionally, in joint research with the Universidad ICESI we assessed the biogas potential and pre-feasibility from sugarcane vinasses AD in Valle del Cauca [<https://www.mdpi.com/2227-9717/8/9/1180>]. Currently, we are developing to the National University of Colombia (UNAL) an AD Pilot plant for Biomethane production from wastes produced by artisanal fishing in Colombian Pacific.  
As a member of the knowledge committee of the Bioenergy Cluster of the Cali Chamber of Commerce, I have had the opportunity to meet representatives of industries from the region’s bioenergy sector. Most of them can be potential clients of European Companies, to whom I have introduced different brands and established direct communication bridges.
- ✓•2020 - 2020 (3 months): **Expert in Biogas** - NANOCITEC, Bogotá - Colombia.  
Carrying out market research and assessment study for the additive bioGAS+, as part of the 2019-1470 INNOWIDE BIP-CO project (Launching BIOGAS + iron nanoparticles additive for biogas output optimization in Colombia) 2019. I highlight this experience, which is a contract for the provision of services with a research group in Colombia that develops a project funded by the European Union, where the technological partner is the company Applied Nanoparticles from Barcelona. Additionally, in the development of the study, I have had the chance to grow a network: potential customers of sustainable technologies and products such as sugar mills, palm oil extractors, and the agri-food industry.
- ✓•2018 - 2021 (3 years): **Environmental Advisor** - INGEVERT SAS, Cali - Colombia.  
Technical and Legal Advice and Specialized Solutions in Dumping and Wastes. This experience constituted a unique venture. I participated in the development of a new business model for sales of wastewater treatment equipment. Initially, the

customer gets at a very low cost a conceptualization engineering and technical-economic assessment of alternatives. Once the client has received a high-quality work in the pre-investment stage, we offered the supply services of facilities including civil works. So, the probability of sale is very high since the client already trusts our company.

✓•2015 - 2015 (5 months): **Process Engineer** - ISB, Cali - Colombia.

In this project, I was the process engineer lead of starting-up and putting into firm operation a sanitary landfill leachate treatment plant in the city of Cali, that uses membrane filtration technology. I received technical training from the supplier (TSK Group from Spain and MFT Membran Filtrationstechnik GmbH from Germany) and led the technological appropriation work for its operation by local personnel, and carrying out some interventions in the process that enabled its continuous operation, all this applying research and development principles.

✓•2011 - 2012 (5 months): **Trainee Researcher** - GIRO CT, Barcelona - Spain.

Evaluation of the temperature phases in anaerobic digestion process - TPAD for the optimization of biogas production, using sludge from municipal wastewater treatment plants as a substrate. Research internship.

✓•2008 - 2013 (5 years): **Project Engineer** - BIOTEC INTERNATIONAL S.C. of Belgium, Latin American Central Offices in Cali - Colombia.

I participated in the elaboration of designs and various studies of biomass utilization projects for biogas generation in different industries (palm oil, paper industry, citrus industry, food industry, energy crops) in different countries (Argentina, Bolivia, Brazil, Colombia, Honduras, Venezuela, Malaysia, Panama, Dominican Republic, Uruguay, Ghana). When I started collaborating with Biotec in 2013, I did it as an engineering assistant, where I had my first participation of network designs in Honduras, and a feasibility study for the Dominican Induspalma extractor of the MERCASID business group. I progressed my career to complete detailed designs like the “Venezolana de Cartones Corrugados”, and lead feasibility studies, where the CTM citrus industry in Argentina stands out. Before I left the company, due to my doctoral studies, I was in charge of preparing budgets for commercial offers, and works and assemblies and monitoring budgets for works in progress.

As a transversal duty to my engineering work, I was an active member of the research and development team, where I supported the conceptualization of new experiments and the analysis of results of ongoing research in Central America, Colombia, Argentina, and Asia.

The most important challenge at Biotec was the start-up of a biogas plant with 80,000 m<sup>3</sup> of useful volume for the treatment of effluents from a citrus industry in Argentina. In CITRUSVIL, Biotec built the largest biodigesters installed to the date, to treat the effluent from the citrus industry; and despite having pilot tests reporting biogas production, the international literature, especially European, indicated that residues had a high inhibitory potential (such as a high content of sulfur or potassium for a boiler fuel). However, the most critical point was still to be solved: to produce biogas, microorganisms are required (as to produce fire,



spark, and oxygen do). So, the biomass was already there but there was no way to process it since we had not found another treatment plant that had the organisms needed in the entire region of Tucumán. Making a long story short, a start-up that normally takes 3 months in any project, it took us 2 years and finally it was a successful project achieved by our teamwork. I highlight this project because my participation had a high influence on its success, both from the office doing research and team management in the field, and at the project site where I had to spend two winter seasons making all kinds of adjustments to develop the required microorganism culture. (Visit <http://citrusvil.com.ar/sustentabilidad/>).

- ✓•2006 - 2008 (2 years): **Researcher** - University del Valle, Cali - Colombia.  
Influence of the incorporation of sanitary landfill leachate on anaerobic treatment of domestic wastewater. Master's Thesis.
- ✓•2006 (3 months): **Laboratory Technician** - LCC Fuels Combustion Laboratory - Universidad del Valle, Cali - Colombia.  
In this experience, I learned how to perform elemental and proximate analyzes of solid fuels, humidity analysis, ignition point, and distillation curve of liquid fuels. I participated in the implementation of Solid Waste and Sludge analysis of Wastewater Treatment Systems, evaluating its composition and value as fuel.

#### PROFESSIONAL FORMATION

- ✓•2013 - Present: **PhD in Environmental Engineering**. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona, Spain. **Fellowship from the Colombian Government**.
- ✓•2007 - 2010: **Master of Engineering - Emphasis in Sanitary and Environmental Engineering**. University del Valle. Cali, Colombia. **Scholarship from the Vice-Cancellor of Research - Universidad del Valle for Research Assistant**.
- ✓•2001 - 2006: **Sanitary Engineering**. University del Valle. Cali, Colombia. **Ad Honorem Title** Resolution No. 176-06, October 13, 2006. 4<sup>th</sup> Place Best ECAES 2005.

#### OTHER COMPETENCES AND TRAINING

- ✓ **Languages:** English B2.
- ✓ **Computing:** MS Office, EPANET, AUTOCAD, EDIFICAR and Software SIMAPRO for analysis lifecycle.
- ✓ **Teaching:** 100h Diplomate on University Teaching at University ICESI, Cali. Feb-May, 2018.
- ✓ **Assistance to conference:**  
IV JORNADA SOBRE GESTIÓN Y TRATAMIENTO DE LODOS DE EDAR.  
Universidad de Barcelona.  
Barcelona, 23 Nov 2011.  
  
II JORNADA TÈCNICA DE GESTIÓ I TRACTAMENT DE SÒLS I AQUÍFERS  
CONTAMINATS: Estat Actual i Perspectives.  
GIRO.  
Barcelona, Dec 2011.

International AD Symposium BioGasWORLD.  
IBBK Fachgruppe Biogas GmbH - ICC.  
Berlin, 23 - 25 Apr 2013.

12TH WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION  
International Water Association IWA.  
Guadalajara, Oct 31 – Nov 4, 2010.

CONFERENCIA INTERNACIONAL HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL  
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (24 horas).  
Universidad Tecnológica de Pereira.  
Pereira, 22, 23 y 24 de Feb de 2010.

## JOURNAL PAPERS

PATRICIA TORRES LOZADA, ANDREA PEREZ VIDAL, **CARLOS ALEXANDER PIZARRO LOAIZA**, "Arranque de un Filtro Anaerobio para el Tratamiento de Aguas Residuales del Proceso de Extracción de Almidón de Yuca. Influencia del Inóculo". En: Colombia – Ingeniería y Competitividad ISSN: 0123-3033 ed: Facultad De Ingeniería Universidad Del Valle v.8 fasc.1 p.47 – 54. **2006**.

PATRICIA TORRES LOZADA, JENNY ALEXANDRA RODRIGUEZ VICTORIA, LUZ EDITH BARBA HO, LUIS FERNANDO MARMOLEJO REBELLON, **CARLOS ALEXANDER PIZARRO LOAIZA**, "Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors". En: Inglaterra – Water Science and Technology ISSN: 0273-1223 ed: IWA Publishing v.60 fasc.2 p.491 – 495. **2009**.

LUZ EDITH BARBA HO, PATRICIA TORRES LOZADA, JENNY ALEXANDRA RODRIGUEZ VICTORIA, LUIS FERNANDO MARMOLEJO REBELLON, **CARLOS ALEXANDER PIZARRO LOAIZA**, "Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas. The influence of incorporating leachate on anaerobic biodegradability of domestic sewage.". En: Colombia – Ingeniería e Investigación ISSN: 0120-5609 v.30 fasc.1 p.75 – 79. **2010**.

AUGUST BONMATI, **CARLOS PIZARRO**, OSVALDO GARANTO, JORDI PALATSI. Temperature-Phased Anaerobic Digestion (TPAD) of sewage sludge: Efficiency and microbial community evolution. En: FuturEnviron. Septiembre de **2016**.

CANIZALES, LICELLY; ROJAS, FREDY; **PIZARRO-LOAIZA, CARLOS ALEXANDER**; CAICEDO-ORTEGA, NELSON. H. AND VILLEGAS-TORRES, MARIA FRANCISCA. SuperPro Designer®, User-Oriented Software Used for Analyzing the Techno-Economic Feasibility of Electrical Energy Generation from Sugarcane Vinasse in Colombia. En: Suiza – Processes ISSN: 2227-9717 ed: MDPI Publishing v.8 fasc.9. **2020**.

**PIZARRO-LOAIZA, CARLOS ALEXANDER**; TORRES-LOZADA, PATRICIA; PALASTI, JORDI; ILLA, JOSEP; AND BONMATI, AUGUST. Effect of Harvesting Age and Size Reduction in the Performance of Anaerobic Digestion of Pennisetum grass. En: Suiza – Processes ISSN: 2227-9717 ed: MDPI Publishing v.8 fasc.11. **2020**.

**PIZARRO-LOAIZA, CARLOS ALEXANDER;** TORRES-LOZADA, PATRICIA; ANTÓN, ASSUMPCIÓ; TORRELLAS, MARTA; PALASTI, JORDI; AND BONMATI, AUGUST. Environmental, social and health benefits of alternative renewable energy sources. Case study for household biogas digesters in rural areas. Ed: Journal of Cleaner Production Volume 297, 15 May **2021**.