



Universidad de Concepción
Facultad de Ingeniería
Departamento de Ingeniería Industrial



**Evaluación de ciclo de vida (ECV) de un biofertilizante a partir
de lodos y ensilado de peces**

POR

Mauricio Esteban Machuca González

Informe de tesis, para optar al grado de

MAGISTER EN INGENIERIA INDUSTRIAL

Profesor Guía
Jorge Jiménez del Río

Marzo, 2022
Concepción (Chile)

© 2021 Mauricio Esteban Machuca González

Resumen

La industria de la piscicultura ha ido ganando importancia en cuanto a la generación de recursos alimentarios y de empleo en las últimas décadas, pasando de producir 29,000 toneladas de salmones en 1990 a cerca de 1.080.000 toneladas en el 2020. Sin embargo, la actividad genera impactos negativos y presiones sobre los recursos naturales debido a la generación de residuos. Es por ello, que se requieren evaluar medidas de gestión orientadas a reducir los impactos ambientales de la actividad y contribuir a la sustentabilidad del sector productivo.

Se evaluó el impacto ambiental de la revalorización de los lodos y ensilado de peces para generar un biofertilizante sólido y granulado a través de un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de “puerta a puerta”, desde la generación de los desechos hasta la elaboración del biofertilizante (tratamiento alternativo). Para ello, se trabajó con los datos de proceso de una piscicultura y se comparó con su condición actual de disposición (Caso comparativo A). Además, se escaló a nivel nacional, considerando los lodos de peces producidos durante el 2020 en toda la industria piscícola chilena (caso comparativo B).

Las categorías de impacto evaluadas para ambos casos fueron: Cambio Climático (CC), Potencial de Acidificación (PA), y Potencial de Toxicidad Humana vía aérea (PTH). Se utilizaron cinco metodologías de impacto; EDIP 2003, TRACI 2.1, IPCC 2013, CML 2001 y EPD 2018, para comparar la consistencia de los resultados según la metodología utilizada. Además, para el caso B, se calculó el potencial de reducción de emisiones de CO₂ al revalorizar los residuos de peces de la industria para la elaboración del biofertilizante granulado y se cuantificó este cambio considerando el costo social del CO₂ en Chile para el año 2021.

Se concluyó que la elaboración in situ de un biofertilizante posee un menor impacto ambiental que la condición actual de disposición para todas las categorías de impacto evaluadas. Al proyectar la revalorización de los residuos de peces a la industria piscícola nacional, los resultados fueron categóricos en cuanto a la reducción de CO₂. Si un 25% de los desechos de peces en Chile son revalorizados para la elaboración del biofertilizante, se podrían generar ahorros en reducciones de emisiones de CO₂ por más de 231 millones de dólares. Los resultados obtenidos son de suma importancia para la industria piscícola, para

la generación de nuevas políticas como etiquetas ecológicas y para los consumidores que busquen sustentabilidad en sus alimentos.

Abstract

The fish farming industry is important in terms of generating food resources and generating employment, passing from 29,000 tons of salmonids produced in 1990 to almost 1,080,000 tons produced on 2020. However, the activity generates negative impacts and pressures on natural resources due to the generation of wastes. That is why it is necessary to evaluate management measures aimed at reducing the environmental impacts of the activity and contributing to the sustainability of this productive sector.

The environmental impact of managing fish sludge to generate a solid and granulated biofertilizer was evaluated through a “door-to-door” Life Cycle Assessment (LCA) from the generation of fish waste to the production of the biofertilizer (alternative treatment). For this, we worked with the process data of a Chilean fish farm and compared the results with its actual disposal condition (comparative case A). The environmental impact of the fish sludge produced during 2020 in the entire Chilean fish industry was also projected (case B).

The impact categories evaluated were Climate Change, Potential of Acidification, and Human Airway Toxicity. Five impact methodologies (EDIP 2003, TRACI 2.1, IPCC 2013, CML 2001 and EPD 2018) were used to compare the consistency of the results according to the methodology. For case B, we calculated the potential for reducing CO₂ emissions by using fish waste from the industry for the production of granulated biofertilizer and this change was valued considering the social cost of CO₂ in Chile for the year 2021.

It was concluded that the in-situ elaboration of a biofertilizer has a lower environmental impact than the current condition of disposal for all the impact categories evaluated. When projecting the revaluation of fish waste in the national fish farming industry, the results were categorical in terms of CO₂ reduction. If 25% of fish waste in Chile are revalued for the production of biofertilizer, savings in CO₂ emissions reductions of more than 231 million dollars could be generated. The results obtained are of the utmost importance for the fish farming industry, for the generation of new policies such as ecological labels and for consumers seeking sustainability in food production.

Índice

Resumen	2
1. Introducción y planteamiento del problema	1
1.1. Introducción	1
1.2. Descripción del problema	3
2. Hipótesis de trabajo	4
3. Objetivos.....	4
3.1. Objetivo General.....	4
3.2. Objetivos Específicos	5
4. Revisión de literatura.....	5
4.1. Sustentabilidad.....	5
4.1.1. Economía circular.....	6
4.2. Industria de fertilizantes.....	9
4.2.1. Impactos ambientales de la industria de fertilizantes	10
4.2.2. Economía circular en la industria de fertilizantes	11
4.3. Acuicultura y piscicultura.....	13
4.3.1. Desarrollo y producción de la acuicultura a nivel mundial	13
4.3.2. Piscicultura en Chile: Antecedentes nacionales	14
4.3.3. Sustentabilidad de la industria piscícola.....	14
4.4. Revalorización de los Residuos de peces como materia prima	16
4.4.1. Estudios de desechos de acuicultura en su uso como biofertilizante	16
4.4.2. Otros productos revalorizados a partir de desechos de acuicultura.....	21
4.5. Análisis de Ciclo de Vida	23
4.5.1. Etapas de un Análisis de ciclo de vida	24

4.5.1.1.	Definición de objetivos y alcances.....	25
4.5.1.2.	Análisis de inventario.....	26
4.5.1.3.	Evaluación de impacto ambiental	26
4.5.1.4.	Interpretación de los resultados.....	27
4.5.2.	Análisis de ciclo de vida en la agricultura y acuicultura	28
5.	Metodología.....	30
5.1.	Herramientas para el Análisis de Ciclo de Vida	30
5.2.	ACV según norma ISO 14040.....	32
5.2.1.	Definición del objetivo y alcances	32
5.2.1.1.	Objetivo del estudio	32
5.2.1.2.	Alcance del estudio	33
5.2.1.3.	Unidad funcional y flujo de referencia.....	34
5.2.1.4.	Supuestos.....	34
	Tratamiento de los desechos de piscicultura para la producción de un biofertilizante (Tratamiento 1):.....	34
	Traslado y tratamiento de los lodos mediante Digestión Anaeróbica en Riles del Sur (Tratamiento 2).....	35
	Generación de lodos de piscicultura a nivel nacional.....	36
5.2.1.5.	Establecimiento de los límites del sistema.....	36
5.3.	Métodos de evaluación de impacto.....	37
6.	Resultados.....	37
6.1.	Análisis de Inventario de ciclo de vida (ICV)	37
6.1.1.	ICV de la producción de biofertilizante (Tratamiento 1)	38
6.1.2.	ICV del proceso desarrollado por Riles del Sur (Tratamiento 2).....	40
6.2.	Evaluación de Impactos del Ciclo de Vida (EICV) para el Caso A	40

6.2.1.	Categorías de impacto	42
6.2.1.1.	Potencial de Acidificación	42
6.2.1.2.	Potencial de Toxicidad Humana mediante el aire	43
6.2.1.3.	Calentamiento Global.....	43
6.2.2.	Metodologías de impacto	44
6.2.2.1.	TRACI 2.1	44
6.2.2.2.	EDIP 2003	45
6.2.2.3.	IPCC 2013	46
6.2.2.4.	EPD 2018	47
6.2.2.5.	CML 2001	48
6.3.	Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV) para el caso B: Escala Nacional 48	
6.4.	Emisiones de GEI para el tratamiento 1 y cambio matriz energética en Chile.....	51
7.	Discusión de los Resultados obtenidos.....	52
8.	Conclusiones.....	56
9.	Referencias bibliográficas	57
10.	Anexos	68
A.	Informe de resultados caracterización de lodos y ensilaje de peces.....	68
B.	NPK total y humedad lodos y ensilaje de peces.....	72
C.	Memorias de Cálculo Caso Comparativo A.....	73
C.1.	Consumo de energía eléctrica (Tratamiento 1).....	73
C.2.	Consumo por lodos anuales	75
C.3.	Inventario del proceso de secado (Tratamiento 1).....	78
C.4.	Balances de energía y materia para el inventario del proceso de Riles del Sur (Tratamiento 2).....	79

D.	Declaración jurada de retiros de lodos por Riles del Sur	85
E.	Flota de transporte y recorrido realizado por Riles del Sur (Tratamiento 2)	86
F.	Caso Comparativo B: Escala Nacional.....	87
	F.1 Potencial de reducción.....	88
	F.2 Catastro de empresas que valorizan lodos de piscicultura	90

1. Introducción y planteamiento del problema

1.1. Introducción

Actualmente, una de los mayores problemas y preocupaciones de este siglo son el calentamiento global y con esto el cuidado de nuestro planeta. La crisis climática representa un riesgo futuro para millones de personas (Mundial, 2007; ONU, 2019) y la industria de alimentos genera importantes presiones sobre el medio ambiente (Springmann et al., 2018). Se estima que un tercio de todos los alimentos que se producen se pierden antes de llegar al mercado o se desperdician en los hogares (Springmann et al., 2018).

Uno de los grandes desarrollos que se están implementando en las industrias del siglo 21, es el cambio de una economía lineal por una economía circular, en donde se potencia la reutilización de los desechos que genera una empresa o industria y se reutiliza para generar nuevos productos (Espaliat, 2017). En otras palabras, los residuos se vuelven recursos o materias primas generando una revalorización en la cadena de producción. En los últimos años, han habido diversos estudios de la aplicación del enfoque de economía circular (CE) en los sectores de las energías renovables y tratamiento de residuos (Guo et al., 2019; Morseletto, 2020; Priyadarshini & Abhilash, 2020; Robles et al., 2019; Sherwood, 2020).

La industria de la acuicultura también presenta una oportunidad para aplicar el enfoque de economía circular (Lee et al., 2019; Ruiz-salmón et al., 2020; Sharrer et al., 2010; Verdegem, 2013). Esto se puede llevar a cabo recuperando y reutilizando residuos orgánicos generados en el proceso productivo permitiendo el reciclaje de estos desechos y la generación de diversos productos, entre estos biogás, alimento para animales o bien biofertilizantes con alto contenido de nutrientes (Beyene et al., 2018; Ndiaye et al., 2019; Radziemska et al., 2019; Vaneeckhaute et al., 2013; Vijayan et al., 2009). Esto permite, reducir la carga ambiental de nutrientes al medio ambiente y ayudar a aliviar los problemas asociados a la contaminación del suelo y los cuerpos de agua superficial y subterránea (Svanbäck et al., 2019).

En la industria de la acuicultura, se generan desechos orgánicos provenientes de los restos de alimentos no consumidos, desechos metabólicos y mortandad de peces. Estos desechos generan una carga ambiental importante si son liberados directamente al medio ambiente,

por lo que se requiere su adecuada gestión y tratamiento (Boyd & Mcnevin, 2015). Particularmente en las pisciculturas, dada su condición de confinamiento en piscinas y recirculación de agua, existe mayor facilidad para poder recuperar estos residuos los que debido a su aporte de nutrientes tienen un potencial para ser valorizados.

Los desechos generados en las pisciculturas (fecas, restos de alimentos y mortandad de peces) son ricos en minerales y nutrientes esenciales, principalmente nitrógeno (N), fósforo (P) y calcio (Ca) (Illera-Vives et al., 2015; Toppe et al., 2018). Además, poseen enzimas, pigmentos y sabores que requieren muchas industrias, incluidas la de alimentos, agricultura, acuicultura y productos farmacéuticos (Archer et al., 2001). Existen experiencias donde los desechos de pescado se han convertido en harina de pescado o utilizados en la producción de fertilizantes orgánicos y/ compost, los que tienen beneficios significativos por sobre los productos sintetizados a base química (Radziemska & Mazur, 2015).

Los productos químicos artificiales logran suplir parte de los requerimientos de la agricultura. Sin embargo, estos afectan el equilibrio natural del suelo generando emisiones importantes de gases de efecto invernadero. Además, la utilización intensiva de fertilizantes químicos ha estado perdiendo eficacia y no es eficiente. Solo una fracción del nitrógeno artificial aplicado a las tierras de cultivo se trasfiere realmente a los alimentos, el resto se pierde en el medio ambiente y afecta negativamente a los suelos, los ecosistemas y el clima a través de emisiones de óxido nitroso (N_2O) y emisiones de amonio (NH_4^+) (Galloway et al., 2008; Schlesinger, 2009; Sutton, 2011). Es por esto, que según Sherwood (2020), para alcanzar una economía circular en el sector de las biomasas, el primero de cuatro desafíos cruciales es desacoplar la industria petroquímica de la de fertilizantes y que estos sean producidos a partir de biomasas.

La utilización de un fertilizante orgánico puede aumentar la capacidad de almacenamiento de carbono dentro del suelo, y disminuir la huella de carbono en la producción del fertilizante, reduciendo así las emisiones de gases de efecto invernadero hacia la atmosfera (Mu et al., 2017; Saer et al., 2013). Un estudio sugiere que los desechos de pescado secos serán capaces de reemplazar entre el 50 y el 80% del nitrógeno en los fertilizantes minerales (Brod et al., 2017).

Nuevas practicas deben ser desarrolladas en la industria de la piscicultura para agregar valor a la producción en esta industria “cerrando el ciclo”. Intensificando el reciclaje y prácticas de reutilización a lo largo del ciclo de vida de los productos en la industria piscícola, puede brindar beneficios tanto ambientales como económicos, con un intrínseco impacto positivo en la sociedad, a largo plazo (Ghinea & Gavrilesu, 2019).

El analisis de ciclo de vida (ACV) ha sido utilizada como herramienta para cuantificar el impacto ambiental de procesos acuicolas (Pelletier, et al., 2009; Newton & Little, 2018) y para cuantificar los beneficios ambientales que genera la valorización de los desechos que genera la industria acuicola. Dentro de los productos generados valorizando estos residuos están la producción de comida para pescado y aceite de pescado (Laso, J., et al; 2016) y como fertilizante para uso agricola (Sigurnjak, et al., 2016; Styles, et al., 2018).

A continuación se presenta un estudio comparativo de tecnologías para el tratamiento de lodos y ensilado de peces, evaluando la opcion del secado de estos desechos para producir un biofertilizante granulado con enfoque en la economia circular.

1.2. Descripción del problema

En los últimos años ha habido un gran aumento en el consumo de pescado como alimento, al año 2020 se estima que la captura de alimento mundial mediante acuicultura para consumo humano es de 91 millones de toneladas (equivalentes en peso vivo) (FAO, 2018) y esto seguirá en aumento. La FAO ha señalado que para el 2030, será necesario contar con 37 millones de toneladas adicionales de productos del mar (FAO, 2018). En este contexto, Chile es uno de los países que más exporta alimentos marinos y el segundo productor mundial de salmones, después de Noruega (Carrere, 2019). Pero con este aumento de producción, también aumenta la producción de desechos de la industria y si estos no son gestionados adecuadamente podían intensificar los impactos locales y globales de la actividad.

La cantidad de lodos que genera la industria de la salmonicultura en Chile ha mostrado un alza notable en los últimos años. Según información de Salmon Chile, la producción media anual de lodos por piscicultura es de 158 m³, lo cual lleva a un volumen estimado de 17.000 m³ de lodos generados por toda la industria al 2011. En la actualidad, los lodos de piscicultura

tienen como principal destino rellenos sanitarios o vertederos autorizados para su disposición final. Esto no solo genera impactos al medio ambiente, sino que además un costo económico para las empresas que deben pagar por el transporte y tratamiento de estos residuos en estos lugares autorizados de disposición final.

Por otra parte, la industria agrícola es una de las industrias más importantes del país. Chile es el mayor exportador de arándanos, ciruelas, uvas frescas, entre otras frutas (DIRECON-PROCHILE, 2018). En la producción de esta industria se utiliza una gran cantidad de agua y fertilizantes químicos. El uso intensivo de fertilizantes a base de minerales o químicos genera impactos negativos al medio ambiente, entre ellos genera problemas de contaminación del agua, pérdida de nutrientes y deterioro del suelo. Se estima que entre el 30 y 50% de los nutrientes de estos fertilizantes son o filtrados a las napas de agua subterráneas o evaporadas al ambiente (Wang et al., 2018).

Considerando todo esto, en esta investigación se busca promover la revalorización de los lodos de piscicultura evaluando mediante un análisis de ciclo de vida los beneficios ambientales, sociales y económicos que traería el generar un biofertilizante con los desechos de esta industria piscícola para su uso en la agricultura local.

2. Hipótesis de trabajo

El proceso de revalorización de lodos de la industria piscícola mediante la producción de un biofertilizante sólidos genera beneficios ambientales y económicos.

3. Objetivos

3.1. Objetivo General

Evaluar a través del enfoque de análisis de ciclo de vida el impacto económico y ambiental de la elaboración de un biofertilizante sólido a base residuos de peces generados en la industria piscícola.

3.2. Objetivos Específicos

- Identificar la situación actual de los procesos y aspectos ambientales asociado a la generación y disposición de los lodos y mortandad de peces en una piscicultura.
- Identificar los procesos que involucra la elaboración de un biofertilizante sólido a partir de residuos de peces a partir de un caso de estudio en la empresa Quimey-Co
- Aplicar la metodología de Análisis de Ciclo de Vida para evaluar el impacto ambiental de la elaboración de un biofertilizante a partir de residuos de peces
- Evaluar el impacto económico y ambiental global en la industria acuícola nacional al revalorizar los residuos del proceso para la generación de biofertilizante.

4. Revisión de literatura

4.1. Sustentabilidad

Se suele relacionar la palabra sustentabilidad con el cuidado del medio ambiente, pero es mucho más complejo que esto. La sustentabilidad, se define como un enfoque de preocupación del desarrollo de cuatro dimensiones: (1) Medidas de bienestar, (2) equidad intergeneracional, (3) equidad intrageneracional y (4) equidad entre las especies (Hauschild et al., 2018). Es la segunda dimensión, de equidad intergeneracional, que le da la relación a la sustentabilidad con el cuidado del medio ambiente. Esto se debe a que los recursos naturales son vistos como la base y fundamentos de nuestra sociedad. Por esto, la gran preocupación de proteger el medio ambiente es para asegurar a las futuras generaciones las mismas posibilidades de lograr niveles de bienestar que las generaciones de hoy están experimentando (Brundtland, 1987).

El mantener esta sustentabilidad para las futuras generaciones se ve complicado hoy en día debido al alto estrés que se encuentra nuestro planeta tierra hoy en día. Esto, ocurre debido a varios factores interrelacionados, principalmente asociados con el aumento de la población mundial, consumo lineal de recursos, dependencia de recursos no renovables, insuperable generación de residuos y desigualdad social, que sin cesar conduce a un siglo XXI

insostenible. La forma tradicional en que se diseñan los productos promueve una economía lineal que descarta la recuperación de recursos y crea impactos ambientales y sociales negativos. Hoy en día, se sugiere multidisciplinar enfoques que abarcan la química, la ingeniería de procesos, la ciencia sustentable y las soluciones sostenibles (Sadhukhan et al., 2020).

La generación global de desechos era de 3,5 millones de toneladas por día en el 2010 y se espera que al 2025 se superen las 6 millones de toneladas diarias (Hoornweg et al., 2013). Al año 2019, la cantidad de desechos y contaminantes liberados al medio ambiente sigue en aumento (Sarsaiya et al., 2019), por lo que es imperativo buscar innovaciones de base tecnológica para reducir los desechos y el consumo de recursos primarios y con esto retener recursos dentro de las cadenas de valor (Sadhukhan et al., 2020).

Para lograr llegar a esta deseada sustentabilidad, todas las partes de interés a nivel mundial deben cooperar para reducir el consumo de recursos naturales, la redundancia de productos, la generación de desechos y la contaminación (Sherwood, 2020). Para esto, existen diversos modelos económicos y teorías que promueven esto como lo son, la Economía Circular (EC), Desarrollo Sustentable (DS), Cero Desechos (CD), “Nexus”, nexo o sinergia entre las industrias, en donde el desecho de una industria es un recurso para la otra, entre otras.

4.1.1. Economía circular

La economía actual, se basa en una economía lineal que “toma, hace y desecha” y que utiliza grandes cantidades de materias primas y energía de fácil acceso. Este enfoque de producción ha sido el elemento fundamental del desarrollo industrial y ha generado un nivel de crecimiento sin precedentes. Sin embargo, en la actualidad las estrategias basadas en economías lineales se reconocen como derrochadoras de recursos y promueven una economía que descarta recursos recuperables generando impactos ambientales y sociales negativos (Sadhukhan et al., 2020). El impacto ambiental que tienen estas estrategias de economía lineal es el incremento de la volatilidad de los precios, los riesgos de la cadena de suministro y las crecientes presiones han alertado a los líderes empresariales y los responsables políticos sobre la necesidad de repensar el uso de las materias y la energía; para

muchos, es el momento adecuado de aprovechar las ventajas potenciales de una economía circular (Ghosh, 2020).

La economía circular es un enfoque que toma el concepto de sustentabilidad un paso más allá y replantea el futuro basado en como el sistema actual puede ser reorganizado, donde es posible el crecimiento dentro de una economía renovadora que involucra a la ciencia de materiales, diseño, ingeniería y diseño de sistemas (Pitt & Heinemeyer, 2015).

Los modelos basados en la economía circular se conocen desde mediados de los años 70, donde Walter R. Stahel empezó a describir las múltiples ventajas de los sistemas basados en la circularidad (Stahel & Reday, 1976). Su tesis se sustenta en que la presente economía no es sostenible si se tiene en cuenta el consumo de materiales por cápita. Propone, para ello, desmaterializar la economía; es decir, producir más con menos, utilizar menos recursos ambientales y energía en los procesos productivos y reducir los desechos a través de la reutilización y el reciclaje.

Actualmente con el fin de promover sus ideas entre los actores económicos, Stahal trabaja conjuntamente con la Ellen McArthur Foundation (EMF). La EMF, fue creada el 2010 con el objetivo de acelerar la transición a la economía circular, la que define como una economía que es restaurativa y regenerativa a propósito, y que trata de que los productos, componentes y materias mantengan su utilidad y valor máximos en todo momento, distinguiendo entre ciclos técnicos y biológicos. Este nuevo modelo económico trata de desvincular el desarrollo económico global del consumo de recursos finitos. Una economía circular aborda los crecientes desafíos relacionados con los recursos a los que se enfrentan las empresas y las economías, y podría generar crecimiento, crear empleo y reducir los efectos medioambientales, incluidas las emisiones de carbono (Macarthur, 2018).

De esta manera, un modelo de economía circular puede adherirse a la jerarquía de valorización, en el orden de disminución: prioridad, prevenir, reducir, reutilizar, reciclar y recuperar energía. Sin embargo, la industria no está preparada para recuperar los productos después de su uso, tampoco existen suficientes incentivos para que los consumidores entreguen los productos al proveedor industrial al final de su vida útil (Sadhukhan et al., 2020). Cada vez son más las voces que abogan por un nuevo modelo económico basado en

el pensamiento de sistemas, una conjunción favorable sin precedentes de actores tecnológicos y sociales puede hacer posible ahora la transición a una economía circular (Macarthur, 2018). Como ha sido reportado por Macarthur (2013), la economía circular puede ofrecer importantes beneficios a las compañías, beneficios que no pueden ser alcanzados sin el modelo de economía circular. Mediante diferentes esquemas, las industrias pueden crear estrategias para enfrentar desafíos comerciales a través de modelos de negocio basados en economía circular con posibilidades de aumentar sus ganancias mediante la comercialización de subproductos o recuperación de materias primas valiosas, entre otras.

Morselleto refino un poco más el concepto de Economía Circular como un “modelo económico dirigido al uso eficiente de los recursos a través de la minimización de residuos, la retención del valor a largo plazo, la reducción de recursos primarios y los ciclos cerrados de los productos, partes del producto y materiales dentro de los límites de la protección ambiental y los beneficios socioeconómicos” (Morseletto, 2020).

Según la fundación Ellen Macarthur (2013), los beneficios completos de la economía circular evitarían hasta 340 millones de toneladas de desechos de los vertederos cada año, de las cuales alrededor de 272 millones de toneladas serían de la eliminación del desperdicio de alimentos. La circularidad reduciría la presión sobre los suelos agrícolas y la preservación de la productividad de la tierra a través de una menor presión sobre la producción de alimentos. Considerando que en la actualidad alrededor de un tercio del total de alimentos producidos para el consumo humano se pierde o desperdicia (FAO, 2011), el uso de este material de "desperdicio" tiene un potencial considerable para frenar la demanda de tierra y el daño ambiental generado por la producción agrícola. El sistema de cadena de suministros de alimentos necesita ser circular y eficiente con los recursos para reducir o eliminar desechos evitables (Springmann et al., 2018), ver los desechos como recursos, materias primas y alimentos, y con esto cerrar el “ciclo” de materiales para reducir la producción y deposición de desechos (Franco-García et al., 2019). Con este modelo, se puede llegar a la deseada y sustentable industria “*zero waste*”.

4.2. Industria de fertilizantes

La producción tradicional de fertilizantes consume una alta cantidad de energía (Svanbäck et al., 2019), provenientes de combustibles fósiles (N-fertilizantes, proceso de Haber-Bosch) o depósitos de minerales fósiles como las rocas de fosfato, la cual es un recurso finito y se agregó a la lista de materias primas críticas de la Unión Europea (Sigurnjak et al., 2016; Svanbäck et al., 2019). Sin embargo, a pesar de este alto consumo y que la principal materia prima para producir fertilizantes a base de fósforo (P) se está agotando, la producción de fertilizantes inorgánicos sigue siendo a la fecha el método de elaboración con mayor presencia en la industria. Además, la industria de fertilizantes no ha estado involucrada en la revalorización de recursos alternativos porque no tiene un interés claro en la conservación de los recursos naturales (Chojnacka et al., 2019). El sector de los fertilizantes se ha basado en tecnologías probadas que utilizan materias primas no renovables durante más de cien años. Por ejemplo, una modificación del proceso húmedo del ácido fosfórico que implica la sustitución de una materia prima no renovable (por ejemplo, fosforitas o apatitas) con una materia prima renovable (por ejemplo, huesos de animales) generaría nuevos problemas tecnológicos debido a la menor mineralización de la materia prima, la presencia de materia orgánica (en particular grasa), las dificultades en la accesibilidad, recolección, almacenamiento e introducción de la materia prima (reactores de sellado). Por lo que, sin un incentivo claro en forma de subsidios o exenciones fiscales, los productores de fertilizantes no cambiarían su esquema de producción tradicional (Chojnacka et al., 2019). Para masificar el uso de fertilizantes orgánicos, se necesitan políticas nacionales, incluidos subsidios, para establecer la infraestructura necesaria para recolectar, almacenar, tratar, distribuir y aplicar desechos orgánicos a las pequeñas explotaciones agrícolas. El cambio debe ir de la mano con la política de cada país, proporcionar subsidios para reducir los fertilizantes químicos o usar fertilizantes orgánicos, aumentos de impuestos sobre los fertilizantes químicos y servicios de extensión para reducir los fertilizantes químicos o aumentar los fertilizantes orgánicos (Wang et al., 2018).

La transición de una industria basada en recursos fósiles a una economía “verde” requiere la recuperación de nutrientes de las corrientes de residuos. La sustitución de fertilizantes

minerales por alternativas renovables, de base biológica, son una dirección importante en la recuperación de materiales y energía (Chojnacka et al., 2019).

4.2.1. Impactos ambientales de la industria de fertilizantes

El uso de fertilizantes a base de minerales o químicos tiene su propio impacto negativo hacia el medio ambiente. La producción de fertilizantes sintéticos y minerales tiene efectos ambientales locales y también requiere altos aportes de energía (Svanbäck et al., 2019). El uso intenso de este tipo de fertilizantes (que es el caso de la mayoría, sino todos los agricultores), causa contaminación del agua, pérdida de nutrientes transmitiéndose en emisiones de gases de efecto invernadero y deterioro del suelo. Se estima que entre el 30 y 50% de los nutrientes de estos fertilizantes son filtrados a las napas subterráneas o evaporadas al ambiente aumentando los riesgos de eutrofización y contribuyendo a la formación de material particulado fino y al cambio climático. Los gases filtrados al ambiente son principalmente, amoníaco (NH_3), óxido nitroso (N_2O) y metano (CH_4). El N_2O se libera al ambiente, principalmente, a partir de la conversión de fertilizantes nitrogenados por volatilización de NH_3 y lixiviación de nitratos, y también por la desnitrificación; el CH_4 por su parte, de la fermentación y manejo de estiércol. Lo que hace el problema aún más grave es que el N_2O y CH_4 , pueden contribuir con el calentamiento global, 298 y 25 veces más que el dióxido de carbono, respectivamente. Cabe señalar que, la agricultura es responsable del 50% y 40% de las emisiones mundiales de N_2O y CH_4 , respectivamente (Vaneekhaute et al., 2018).

Koppelaar & Weikard (2013), analizaron la demanda global de fósforo elemental del 2009. En este año 21,4 Mt (Mt = 10^6 toneladas) de fósforo fue explotado de la roca de fosfato, de esta cantidad el 82% fue para la fabricación de fertilizantes (17,6 Mt). Sus proyecciones determinaron que el 60% de la demanda de fosfato mineral podría eliminarse mediante el fósforo recuperado de las aguas residuales, evitando el desperdicio de alimentos y cambiando las prácticas agrícolas para eliminar el uso excesivo donde no hay retorno para el fertilizante aplicado.

La agricultura intensiva se considera como el principal contribuyente al cambio ambiental inducido por N y P como resultado del uso masivo de fertilizantes químicos y a la capacidad

de fijación de N de los cultivos (Robles et al., 2019). La falta de conexión entre las industrias genera un exceso de nutrientes lo que se convierte en un poco efectividad en el uso de estos y transformándose en una pérdida económica para estas industrias, baja optimización de nutrientes e impacto negativo hacia el ambiente en estas zonas con exceso de nutrientes (Chojnacka et al., 2019). La cantidad de fertilizante a utilizar puede ser reducida, esto considerando la composición del tipo de suelo, calculando su tasa de liberación controlada y rotación de los cultivos o cultivos intercalados, utilizando fertilizantes compuestos orgánicos-inorgánicos, fertilizantes orgánicos y agricultura reciclada (Wang et al., 2018).

4.2.2. Economía circular en la industria de fertilizantes

La Unión Europea y la Organización Europea Industrial de Fertilizantes prescriben que es necesario adoptar medidas de economía circular y cerrar el ciclo en esta industria (Chojnacka et al., 2019). Según Sherwood, para alcanzar una economía circular en el sector de las biomásas, el primero de cuatro desafíos cruciales es desacoplar la industria petroquímica de la de fertilizantes y que estos sean producidos a partir de biomásas (Sherwood, 2020). La utilización de un fertilizante orgánico puede aumentar la capacidad de almacenamiento de carbono dentro del suelo y a su vez disminuir la huella de carbono en la producción del fertilizante, reduciendo así las emisiones de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera (Mu et al., 2017; Saer et al., 2013). Algunas de las materias primas deben sustituirse por biomasa residual, residuos post-cosecha de agricultura, residuos de la producción ganadera, acuícola o de procesamiento de alimentos. Cerrar el ciclo evitará que nutrientes esenciales sean disipados en el medio ambiente y se conviertan en contaminantes (Scholz, 2017). Dentro de las opciones, por el alto contenido de nutrientes, el uso de desechos de peces surge como una interesante opción dado su alto contenido de nutrientes, teniendo un mayor potencial como fertilizante que el uso de lodos sanitarios o municipales (Brod et al., 2017; Rohold, 2018).

Svanbäck et al., (2019), concluyeron en un estudio de reducción de excedentes de nutrientes que los lugares con mayores excedentes de nutrientes (N, P, entre otros) son las zonas ganaderas y que la separación entre la industria ganadera y la agrícola genera excedentes de nutrientes en muchas partes del mundo. Los excedentes de nutrientes, junto a la tecnología

actual, muestran una pobre eficiencia en el uso de recursos y traen graves problemas ambientales. Concluyen que no solo es importante que las industrias trabajen en conjunto para identificar donde y como se pueden reducir los excedentes, sino también herramientas políticas que potencien las reducciones de estos excedentes.

McCrackin et al., (2018) midieron las entradas netas nitrógeno y fósforo antropogénico (siglas en inglés NANI y NAPI respectivamente) en el Mar Báltico. Construyeron escenarios de eficiencia mejorada en el uso de nutrientes, suponiendo que los nutrientes del estiércol se redistribuían de las áreas de ganadería a las áreas de agricultura para evitar la importación de fertilizantes sintéticos y minerales. La idea básica del supuesto es que, si los nutrientes del estiércol se usan de forma más eficiente en la producción de cultivos, aumentará el reciclaje de nutrientes (economía circular) y la necesidad de importar fertilizantes químicos disminuiría y contribuiría a reducir los excedentes de nutrientes general. La eficiencia del uso de nutrientes se limitó a 0,75 para N y 0,9 para P en los escenarios. El análisis mostró que existe un potencial sustancial para mejorar la eficiencia del uso de nutrientes en la cuenca del Mar Báltico y que los escenarios podrían conducir a la reducción de los aportes de N y P al mar y con esto disminuir la eutrofización.

Chojnacka et al. (2019), postularon que la opción más probable del cambio de fertilizantes de origen fósil a de origen orgánico es construyendo sitios de generación de fertilizantes orgánicos a pequeña escala en el sitio de generación de los desechos. Ésta sería la solución práctica hacia la implementación de tecnologías basadas en materias primas de base biológica. La utilización in situ de los desechos de biomasa resolverían el problema de recolección, saneamiento y costo de transporte de estos residuos. Los desechos biológicos pueden construir un problema para la comunidad y riesgo para la salud de los trabajadores durante la recolección y el transporte, porque sufren transformaciones biológicas, principalmente descomposición anaeróbica que provoca la emisión de olores y peligro sanitario. Este es otro argumento para la elaboración de tecnologías de fertilizantes en el sitio de generación de los residuos.

Una de las alternativas propuestas es la digestión anaerobia descentralizada de residuos agrícolas y la utilización de digestato en el sector agrícola para producir biogás con el CH₄

mientras que el desecho del digestato puede utilizarse como fertilizante reduciendo con esto el uso de fertilizantes químicos (Vaneeckhaute et al., 2013, 2018). Ray & Adhya (2020), mencionan en su investigación que otra alternativa para aprovechar los nutrientes que dejan los fertilizantes en la ganadería es hacer biochar o mantillo superficial. El biochar es un carbón vegetal que se obtiene de restos vegetales cargados con los nutrientes que sobran de los fertilizantes y se aplica a suelos, es decir, es recuperar este fertilizante no utilizado en primera instancia en forma de carbón vegetal para reutilizarlo.

4.3. Acuicultura y piscicultura

4.3.1. Desarrollo y producción de la acuicultura a nivel mundial

La acuicultura es una actividad humana que permite la producción de una diversidad de especies acuáticas (328 especies reportadas en el 2017), tanto animales como vegetales, para consumo humano, incluyendo equinodermos, crustáceos, moluscos, peces, anfibios y algas (Mart et al., 2020). Debido a que puede realizarse tanto en agua dulce como salada, tiene un gran dinamismo, es por esto que es considerada como el sector de más rápido crecimiento en el mundo dentro de la producción de alimentos (Rosa et al., 2020). A nivel global, los productos del mar se encuentran dentro de los más comercializados en el mundo (Freitas et al., 2020), con una producción total anual valorizada en \$250 billones de dólares americanos (USD) (FAO, 2018). Entre los años 2007 y 2014, la producción mundial de mariscos proliferó, pasando de 141 a 167,2 millones de toneladas y se espera que alcance una producción de 186 millones de toneladas para el 2030 (Gutiérrez et al., 2020; Yalsuyi & Vajargah, 2017).

La producción total de pescados reportadas en el año 2017 fue 53,4 millones de toneladas (FAO, 2018), con 208 diferentes especies de pescados reportados en el 2017, valorizados en \$139,7 billones USD (FAO, 2018), donde la producción de pescados de agua tiene una mayor participación con un 83,6% de la producción total (Tacon, 2020). Por valor, la mayor especie reportada en el 2017 fue el Salmón Atlántico con \$16,7 mil millones de dólares, seguido por la carpa de ciprínidos (\$12,6 mil millones de dólares) y carpa plateada (\$10,3 mil millones dólares) (Tacon, 2020).

4.3.2. Piscicultura en Chile: Antecedentes nacionales

Chile es uno de los principales exportadores de la industria acuícola. Actualmente, se encuentra dentro de los 10 mayores productores de acuicultura del mundo. Según reporte de la FAO, en el año 2017, Chile produjo 1,22 Mt en peso vivo de productos acuícolas, valorizados en 10,41 billones de dólares, siendo en esta categoría de ganancias, el 4to país que más ingresos percibe por la producción en esta industria y el país con mayor ingreso por kg (8,54 USD/kg), siendo 4 veces mayor que su sucesor en esta categoría, China, con 2,31 USD/kg (Tacon, 2020). Dentro de esta industria, Chile se destaca por la producción de salmón y trucha, donde el país es el segundo mayor productor de salmón y tercer mayor productor de trucha. En el año 2017, se produjo más del 30% (778.378 toneladas) de salmón consumido y cerca del 10% de trucha (76.900 toneladas) consumidas en el mundo (Tacon, 2020). Se prevé que la producción de productos acuícolas en Chile aumente a 1,31 Mt para el 2030 (FAO, 2018).

La cantidad de lodos que genera la industria de salmonicultura en el país ha mostrado un alza notable en los últimos años. Según información de Salmon Chile, la producción media anual de lodos de piscicultura es de 158 m³, lo cual lleva a un estimado de 17.000 m³ de lodos generados por toda la industria al 2011. En la actualidad, estos lodos tienen como principal destino rellenos sanitarios o vertederos autorizados para su disposición final. Esto significa un impacto al medio ambiente por las emisiones de gases de efecto invernadero y un costo económico para las empresas que deben pagar por el manejo y transporte de los lodos a estos lugares de disposición final.

4.3.3. Sustentabilidad de la industria piscícola

Los sectores industriales de la pesca y acuicultura se enfrentan a importantes desafíos en términos de sustentabilidad de sus operaciones debido principalmente a los impactos ambientales (cambio climático, desechos sólidos y agotamiento de los recursos), sociales (derechos de los trabajadores, conciencia del consumidor) y económicos (bienes y servicios dentro y fuera del mercado, aumento de competitividad global). Estos puntos, obligan a todos los interesados, desde los gobiernos a ciudadanos e industrias, a avanzar hacia políticas, prácticas y procesos más sustentables (Caba et al., 2018). Uno de los mayores impactos

generados por esta actividad económica corresponde a la gestión de los lodos de piscicultura el cual también ha sido un problema que afecta a la actividad a nivel global. Anualmente se producen miles de toneladas de lodos de piscicultura los que están compuestos principalmente por nitrógeno (N) y fosforo (P) y donde muchos de estos terminan en vertederos. Se estima que el 30% del alimento suministrado a los peces en cautiverio no es consumido (Miller & Semmens, 2002; Ray & Adhya, 2020), lo que junto a las fecas y desechos metabólicos constituyen los lodos de piscicultura. Si estos residuos no son recuperados y gestionados de forma adecuada, pueden producir un exceso de nutrientes o eutrofización en los cuerpos de agua afectando negativamente los ecosistemas acuáticos (Boardman, 2012). Por ello, la necesidad de capturar y revalorizar estos residuos para evitar impactos ambientales de la actividad y buscar alternativas de aprovechamiento de los nutrientes contenidos en los lodos de piscicultura (Ray & Adhya, 2020).

El pensamiento del ciclo de vida parece ser la herramienta más adecuada para adaptar los productos marinos y sector de la acuicultura para ser más competitivo económicamente, defender los derechos de trabajadores, preservando responsablemente las poblaciones pesqueras, la biodiversidad y el ecosistema. Bajo el concepto de economía circular, es necesaria la revalorización de los lodos de piscicultura para cerrar el ciclo entre desecho y línea de consumo (Caba et al., 2018). Los principales desafíos que hoy tiene la industria acuícola, es precisamente su transición a una economía circular, en particular: la adaptación al cambio climático, las crecientes amenazas de desechos marinos y corrientes de desechos (Ruiz-salmón et al., 2020).

Ruiz-salmón et al. (2020) afirma que un nuevo enfoque de concepto de agrupación debe buscarse para crear sinergias en post de una economía circular e industrias sustentables. Ndiaye et al. (2019) concluyeron de su estudio que la equivalente demanda de energía de casi 10 millones de personas podría cubrirse utilizando los desechos de la acuicultura para la producción de biogás. Además, señalan que se debería fomentar la autosuficiencia energética de las granjas acuícolas mediante la digestión anaeróbica de las heces de peces de agua dulce.

4.4. Revalorización de los Residuos de peces como materia prima

Es sabido que los desechos de la piscicultura son altos en contenido de nutrientes (N y P) y de terminar en el ambiente, pueden generar impactos negativos en los cuerpos de agua, suelos y ecosistemas (Boardman, 2012). Estos residuos pueden ser aprovechados como recursos secundarios y ser revalorizados para generar un biofertilizante alto en contenido de nutrientes esenciales para las plantas. La mayoría de los desechos de pescados en las plantas de harina de pescado se valorizan en la elaboración de harina y aceite de pescado (Plazzotta & Manzocco, 2019). Técnicas y métodos especializados han sido desarrollados para recuperar estos residuos y elaborar diferentes productos entre los que se destacan los de valorización para la producción de energía como el biometano, biodiesel y también su variolización para producir biofertilizantes (Pędziwiatr et al., 2017). Además, mediante la utilización de procesos físicos, bioquímicos y termoquímicos, se pueden obtener sustancias relevantes, como los son, pigmentos naturales, quitosano y colágeno (Pędziwiatr et al., 2017). Las principales razones para valorizarlos son: recuperación de agua, aumentar eficiencia del uso del agua, mitigar la contaminación del agua, disminuir el uso de fertilizantes químicos, aumento poblacional, producir alimentos para peces y disminuir la contaminación asociada a la actividad (Mandal et al., 2018).

A continuación, se revisan algunos estudios enfocados en la revalorización de los desechos de acuicultura para la producción de biofertilizantes y otros productos como biogás, bio-oil, proteína hidrolizada, extracción de los pigmentos naturales en los peces, colágeno, entre otros (Pędziwiatr et al., 2017).

4.4.1. Estudios de desechos de acuicultura en su uso como biofertilizante

No se reportan estudios del uso de desechos de piscicultura de salmones para su secado y uso como fertilizante sólido granulado, pero si existen estudios varios del uso de desechos de otras especies de peces y su uso como fertilizante líquido o compost. Los residuos de peces como materia prima para generar fertilizante orgánico son una excelente práctica y tienen una amplia cantidad de aplicaciones, comparado con desechos de otros animales. Dentro de estas aplicaciones, se puede mencionar la mejora de resistencia de las plantas a plagas como gusanos y nematodos, y la calidad de los frutos (coloración y tasa de materia seca), además

del crecimiento en plantas como lechuga y cebollas (Shaji et al., 2021). Naylor et al. (1999) estudiaron la composición de lodos de peces, proveniente de 12 granjas de trucha arcoíris en Canadá, para evaluar su uso como fertilizante orgánico. El resultado indicó que los lodos de pescado tienden a tener un mayor contenido de Mn, Cd, Cr, Pb, Fe y Zn que la mayoría de los demás abonos de ganado, pero tenían niveles más bajos de As, Se, Co y Ni. Los datos de este estudio indican que el estiércol de pescado fresco es similar a otros abonos de ganado en su composición química, y debe ser adecuado para su uso como fertilizante agrícola.

Castro et al. (2006) estudiaron el usar los lodos (desechos) de acuicultura para regar plantaciones de tomate cherry al norte de Brasil, en vez de utilizar agua. Aparte del regado con estos lodos, se utilizaron fertilizantes orgánicos en algunos casos. Al utilizar los lodos para regar estas plantas en las cuales se utilizaba fertilizantes orgánicos, se vio un crecimiento en la productividad y la cantidad de frutos por planta comparado con los regados con agua. Además, en el caso de las plantas que se comparó el riego exclusivamente, sin el uso de fertilizantes orgánicos, esta diferencia se vio aumentada.

López-Mosquera et al. (2011) estudiaron la producción de un fertilizante para su uso en la agricultura orgánica, haciendo compost con una mezcla de desechos de pescados, algas marinas y corteza de pino. Los desechos de la compañía española Pescados Rubén S.L Company, fueron utilizados para realizar el fertilizante, donde los desechos fueron obtenidos de sardinas, atún, caballa y calamar. La proporción de desecho de pescado, algas marinas y corteza de pino fue 1:1:3. El proceso total de compostaje fue de 4 meses y luego fue probado obteniendo un buen desempeño como fertilizante.

En Nueva Zelanda, la empresa United Fisheries lanzó al mercado dos fertilizantes elaborados a partir de pescado y en formato líquido bajo la marca BioMarinus. Este producto fue de interés para los viñedos y agricultores en general (Pacific Sea Food, 2013). Sin embargo, en Chile, no hay información difundida sobre aplicación de ensilado de peces en suelos.

Rakocy et al. (2007) realizaron un estudio utilizando una planta piloto de acuaponía en la Universidad de Virginia. Esto, es un sistema de cultivo de peces y de plantas hidropónicas en recirculación. En un tanque y con la ayuda de bacterias se van eliminando los nutrientes producidos en los desechos de los pescados, esto con el fin de ver si estos desechos orgánicos

son una fuente potencial de nutrientes inorgánicos para la hidroponía. En sus resultados, la concentración de nutrientes Na y Cl excedía la norma establecida de valores recomendados para la hidroponía. Concluyeron que, las formulaciones de nutrientes hidropónicos derivados de desechos de acuicultura requieren dilución, suplementación y material de origen (alimento para peces) sin sal para su uso en la hidroponía. Danaher et al. (2011) estudiaron el secado y posterior producción de compostaje a partir de residuos acuícolas como medio de cultivo en la producción de plantas de tomate. Utilizaron una tecnología de geotextil en combinación con polímeros para filtrar el agua y dejar solo la materia o desecho sólido. Se realizó un compostaje con Guinea Grass, en donde el compost con 40% de sólidos y 60% de Guinea Grass mejoró el crecimiento de las plantas de tomate en comparación con los resultados obtenidos por plantas de tomate cultivadas con Promix, fertilizante muy utilizado en la agricultura, en la etapa de crecimiento. Karim et al. (2015) estudiaron la efectividad del ensilado de pescados como fertilizante orgánico líquido en la etapa posterior a la cosecha de Pack Choi (col de origen asiático). Primero, estudiaron la composición del ensilado líquido de pescado, y sintetizaron con 3 diferentes concentraciones como fertilizante líquido. Se comparó con un fertilizante líquido industrial utilizado en la producción de Pack Choi, en donde el fertilizante orgánico obtuvo resultados similares al fertilizante químico en el crecimiento de las coles. Illera-Vives et al. (2015) evaluaron el uso de compost a partir de desechos de pescados en una rotación de cultivos hortícolas. En un invernadero, se probó la efectividad de este compost en cultivo de tomates y lechugas. Se comparó el desempeño de este biofertilizante con un fertilizante mineral y con un fertilizante orgánico certificado hecho de arena de engorde deshidratada. El rendimiento de crecimiento de tomates aumento considerablemente con este compost (5,56 kg/planta), muy superior en comparación con los fertilizantes de control de minería y tierra con 4,54 y 4,58 kg/planta, respectivamente. Este aumento en el rendimiento se asoció con un aumento en el diámetro y peso de los frutos. En el caso de la lechuga, también mejoró y mostro un gran efecto residual el compost.

Das & Mandal (2018) estudiaron sistemas de tratamiento para las aguas residuales de la industria acuícola. Dentro de esto, la integración de cultivos hidropónicos en un sistema de tratamiento de lodos se propone como una alternativa ecológica, donde se pueden eliminar los nutrientes de las aguas residuales utilizándolo como fertilizante. El sistema de raíces de las plantas acuáticas cambia las condiciones de vida de los microorganismos y afecta el

desempeño de las actividades bacterianas nitrificantes y desnitrificantes de las aguas residuales que fluyen a través del sistema de tratamiento biológico.

Radziemska & Mazur (2015), sintetizaron una amplia variedad de biofertilizantes (compost) a partir de principalmente desechos de pescados. La mayoría con un 80% de esto y mezclado con diferentes otros componentes, como aserrín, paja, corteza de árboles y lignito. Se midió las concentraciones de los nutrientes Ni, Zn, Cu, Cr y Cd mediante un método de espectrofotometría de absorción atómica. El mayor rendimiento del cultivo se observó en la caja de compost que contiene desechos de pescado y paja con adición de lignito y la con desechos de pescado, corteza y lignito.

Radziemska et al. (2019) estudiaron el uso de desechos de pescado como fertilizante mezclado con corteza de pino. Este fue probado en lechugas y en semillas de mostaza. Sus resultados concluyeron que el compostaje a partir de desechos de pescado no es fitotóxico, es maduro, estable y adecuado para ser usado en la agricultura como fertilizante. Su adición al suelo indujo un aumento en el rendimiento de materia fresca y seca de hojas de lechuga. El fertilizante tuvo un efecto significativo en el aumento del contenido de nitrógeno, fósforo, potasio, sodio, calcio y magnesio en las hojas de la planta de prueba. La fertilización del suelo con compost de FW (Fish Waste) mejoró las relaciones K: (Mg + Ca), K: Mg y K: Ca pero, simultáneamente, deteriorado la relación Ca: P.

Khiari et al. (2018) estudiaron la conversión biológica de los desechos sólidos de acuicultura en un fertilizante líquido mediante digestión aeróbica. Sin embargo, su estudio fue realizado mediante simulaciones y no se probó el efecto del fertilizante en plantas para ver la efectividad de este método. La producción de fertilizantes mediante la digestión anaeróbica es otra de las medidas más estudiadas. Mediante este método se puede producir simultáneamente energía y un digestato usado como fertilizante (Pędziwiatr et al., 2017). Esta tecnología presenta algunas ventajas respecto a otras metodologías de valorización de residuos, como la posibilidad de trabajar a diferentes rangos de temperatura, alto desempeño de carga orgánica, alta eficiencia en la producción de metano para su uso como energía (Serrano et al., 2013). El digestato producido, luego de una estabilización, se puede ocupar como fertilizante en la agricultura (Eiroa et al., 2012). Serrano et al. (2013) estudiaron la co-

digestión de los desechos de pescados con los residuos de fresas. Al hacer la co-digestión se mejoró la biodegradabilidad de los desechos de pescados, aumento la productividad en la producción de metano pensando para una futura síntesis de biogás y el digestato orgánico formado se reportó como rico en nutrientes para su uso como fertilizante en la agricultura. Lebuf et al. (2016) estudio el potencial del digestato en la digestión anaeróbica como fertilizante. En su estudio entrego una clasificación del tipo de fertilizante sintetizado a partir del digestato según las características de este, el cual podía ser clasificados según 2 tipos de fertilizantes, precipitado de nitrógeno-fosforo (N-P) renovable y solución de nitrógeno-sulfuro (N-S). Según su estudio, si se legislará sobre estos fertilizantes orgánicos, esto fomentaría el uso de la digestión anaeróbica y la síntesis de estos dos tipos de fertilizantes para su uso agrícola. Eiroa et al. (2012) estudió el tratar mediante digestión anaeróbica los residuos de una industria de pescados en conserva, específicamente de atún, sardina y agujones. Posteriormente, se realizaron ensayos de co-digestión de los desechos de peces con tojo, pero el potencial bioquímico del metano no reporto mejoras con la co-digestión. Kafle et al. (2013) estudiaron la tecnología de digestión anaeróbica para tratar el ensilado de peces a escala de laboratorio. Estos residuos fueron mezclados con residuos de pan y de granos de cervecería, y se evaluó su calidad para generar biogás. Concluyeron que el ensilado de peces es un potencial substrato para producir biogás. El mejor resultado se obtuvo con el ensilado mezclado solo con desechos de pan con un potencial de metano entre 441-482 mL/g VS. Ndiaye et al. (2019) estudiaron también la digestión anaeróbica para valorizar los residuos de peces. Concluyeron de su estudio, que el potencial de metano es superior con la feces de peces inoculadas comparado a las no inoculadas. Respecto al uso del digestato como biofertilizante, no mostro mostró diferencias significativas para la mayoría de los parámetros de crecimiento evaluados, y concluyeron que hicieron falta estudios para optimizar el digestato para su uso como fertilizante.

Monsees et al. (2017) estudiaron y compararon el tratamiento aeróbico y anaeróbico de los residuos de peces provenientes de una planta acuícola con el sistema acuícola recirculante (SAR) para el uso en la acuaponía. Los resultados mostraron que el tratamiento aeróbico da mejores resultados que el tratamiento anaeróbico de la materia orgánica obtenida en el biofiltro.

Zhang et al. (2021) investigaron la tecnología acuapónica que combina la acuicultura con la hidropónica, para disminuir la emisión de residuos y aprovechar sus nutrientes. Actualmente, la mayoría de los procesos hidropónicos, reutilizan los nutrientes de los lodos, pero el ensilado de peces es filtrado y desechado. Ellos estudiaron reutilizar los lodos junto al ensilado de peces para hacer un fertilizante líquido y utilizarlo en el sistema acuapónico. Estudiaron el potencial de recuperar nutrientes del ensilado de peces, métodos de recolección y la recuperación del ensilado de peces mediante la mineralización de estos. Concluyeron que se puede optimizar aún más el sistema acuapónico y el uso de ensilado de peces para este propósito. Además, la correcta recolección y digestión del ensilado de peces es esencial para una efectiva recolección de nutrientes mediante la concentración de estos mediante la digestión.

4.4.2. Otros productos revalorizados a partir de desechos de acuicultura

Una de las practicas que más se utiliza en la acuicultura para disminuir los desechos, costos y daños al medio ambiente son la valorización de los lodos para la producción de biogás o biometano y a su vez fertilizantes, tanto líquidos como sólidos. El biogás producido de la digestión anaeróbica se compone de diferentes compuestos, principalmente metano, dióxido de carbono, hidrogeno y sulfuro de hidrogeno. Los desechos de pescados son un buen sustrato prima para la producción de biogás dado su alto contenido de carbono orgánico, pero tiene sus limitaciones. Por un lado, los desechos de pescado son altos en nitrógeno amoniacal, que limita la producción de biogás, mientras que los digestores implican un alto costo de inversión (Pędziwiatr et al., 2017; Serrano et al., 2013; Tomczak-Wandzel & Levlin, 2011).

Otra de las prácticas más estudiadas son las estrategias de acuicultura multitrófica integrada (AMTI). Estas, integran organismos complementarios en una granja acuícola, para optimizar la utilización de nutrientes y reducir desperdicios sólidos. Los desechos de un organismo se convierten en una fuente de energía para otros, moviéndose así hacia un ecosistema altamente equilibrado en la granja (Obreque-contreras & Cha, 2010). La AMTI ha sido descrita como un desarrollo clave para la sostenibilidad de la acuicultura, en donde conviven diferentes especies, pertenecientes a diferentes niveles tróficos para disminuir los desechos en esta industria (Rosa et al., 2020). Si bien es otra de las medidas más llamativas y estudiadas

después de la digestión anaeróbica, hacen falta legislaciones para controlar estas co-cultivaciones de muchas especies. Actualmente existen legislaciones que establecen límites de residuos en algunas especies de peces. Sin embargo, deben establecerse para otros organismos producidos y cultivados en los sistemas AMTI, con el fin de proteger la salud del consumidor. Si bien, están tomando importancia como tecnología sostenible para valorizar residuos, se deben abordar los problemas de seguridad alimentaria para ser considerada como opción sustentable para el tratamiento de residuos en la acuicultura (Rosa et al., 2020).

Vijayan et al. (2009) estudiaron el uso de los desechos de una industria de atún en conserva para generar un alimento de acuicultura alto en proteína al procesarlo, mezclarlo con trigo y micro cultivos para finalmente fermentarlo. Rodriguez et al. (2019) estudiaron la extracción de enzimas de los desechos de pescados para evaluar su potencial como alimento para crustáceos. En su estudio concluyeron que los desechos de pescados tienen un potencial como fuente de proteasas, pudiendo ser valorizadas y promoviendo la industria de cero desechos. Las enzimas obtenidas (*Pleoticus muelleri* y *Artemesia longinaris*) de los desechos, pueden ser usadas como aditivos para mejorar la alimentación de langostas. Mart et al. (2020) estudiaron el uso de la tecnología “Biofloc” para la valorización de los residuos de la acuicultura. Esta tecnología, consiste en desarrollar flóculos microbianos, manteniéndolos en suspensión y aumentando su capacidad metabólica para asimilar desechos mientras los transforma en biomasa comestible para los peces. “Esta estrategia reduce los costos de producción al ser una fuente de alimentos a partir de desechos de nitrógeno reciclado y al reducir los intercambios de agua, la descarga de efluentes se minimiza mientras se aumenta la bioseguridad”. Esta cohabitación entre la comunidad de microbios en suspensión y los peces resuelve dos problemáticas, el tratamiento del agua y la adición de proteínas (Das & Mandal, 2018).

Jayasinghe & Hawboldt (2012) estudiaron la valorización de los aceites y grasas de pescados para la síntesis de bioaceites con un enfoque de economía circular. Revisaron el proceso de tratamiento, su purificación, las emisiones ambientales en su síntesis y el desempeño no solo para su uso como aceite, sino también como combustible.

Caba et al. (2018) realizaron una revisión sobre el potencial de los desechos de procesamientos de alimentos de origen marino para ser valorizados mediante la extracción de biopolímeros, a partir de gelatina de quitosano y pescado, que podrían usarse para extender la vida útil de los alimentos. El quitosano se extrae de la quitina, la cual se extrae de la concha y los caparazones de artrópodos. Este es posible integrarlo en la formación de películas para producir envases y extender la vida útil de diversos alimentos sin generar un impacto negativo a nuestro planeta. Selva (2020) indicó en su estudio que excelentes biopolímeros pueden ser obtenidos de los residuos de la industria acuícola.

4.5. Análisis de Ciclo de Vida

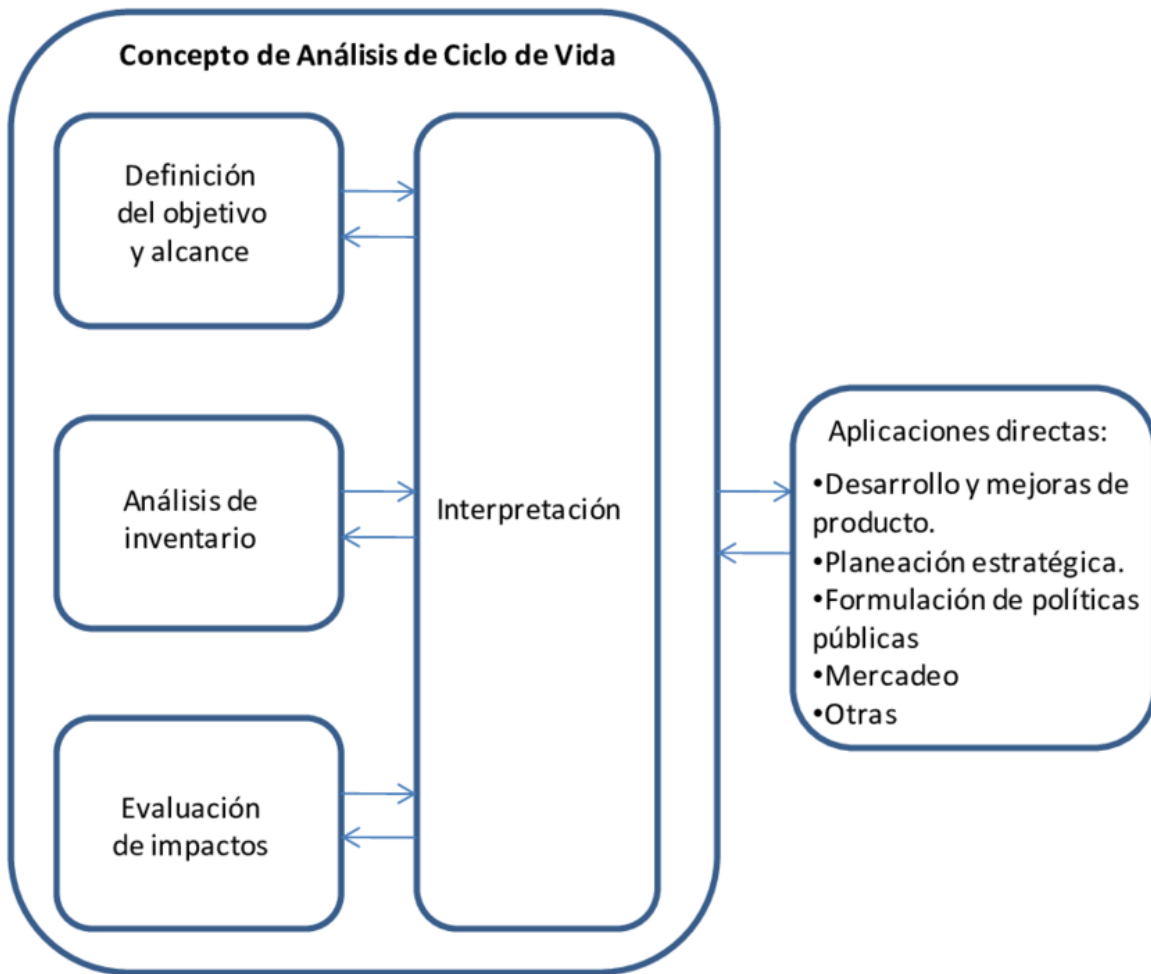
Existen varias herramientas destinadas a evaluar los impactos e implicancias ambientales de productos a lo largo de su cadena de producción y utilización. Una de las herramientas más utilizadas es el método de evaluación de ciclo de vida, más conocido como Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Los lineamientos del ACV se encuentran definidos en la ISO 14041 y están orientados a evaluar (y predecir) los impactos ambientales de un producto, servicio o proceso (Franco-García et al., 2019). Esta metodología fue desarrollada a comienzo de la década de 1960 con el propósito de evaluar los problemas relativos a materias primas y energía en el sector industrial. Uno de los primeros estudios realizados con esta metodología, fue llevado a cabo por Cola-Cola Company, para comparar los beneficios e inconvenientes ambientales del uso de las botellas de plásticos y vidrios (Recchia et al., 2012). Con el paso del tiempo, esta herramienta ha ido mejorando y actualmente se usa no solo para evaluar un impacto ambiental de un producto, sino medir las tres dimensiones de sustentabilidad del producto, analizando como afectará de manera holística la prosperidad, al planeta y a las personas (Scrivener & Carmical, 2012).

El ACV, según los estándares internacionales ISO 14040 a la ISO 14044, es una herramienta ambiental para cuantificar las entradas, salidas y el impacto ambiental a lo largo de todo el ciclo de vida de productos, procesos y servicios, considerando todos los recursos utilizados en el proceso de transformación y evaluando como estas transformaciones afectan al ambiente y la salud humana (Carlos et al., 2016; Hauschild et al., 2018; Klöpffer & Grahl, 2014; Ruiz-salmón et al., 2020).

El ACV ofrece el entorno perfecto para incluir a todas las partes interesadas relevantes a lo largo de la cadena de valor de un producto, ya que abarca intrínsecamente todo el ciclo de vida del producto (Franco-García et al., 2019). La información generada por el ACV, puede ayudar a proporcionar mejor información para el desarrollo de políticas y mejoras en las decisiones para ayudar a crear un futuro mejor (Carlos et al., 2016), comparar opciones de mejoras de procesos, diseñar nuevas leyes y regulaciones, nuevos productos, elegir entre dos productos comparables, entre otras aplicaciones (Hauschild et al., 2018; Recchia et al., 2012).

4.5.1. Etapas de un Análisis de ciclo de vida

Las etapas de un ACV se encuentran definidas por las normas ISO 14040 a la ISO 14044. según la ISO 14040, el ACV consta de 4 etapas: 1) definición de los objetivos y alcances, 2) análisis de inventario, 3) evaluación o análisis de impacto ambiental y 4) la interpretación de los resultados como se muestra en la figura 5.1. Las 4 etapas del ACV no son necesariamente secuenciales dado que es una herramienta iterativa que permite ir incrementando el nivel de detalle en sucesivas iteraciones. A continuación, se profundizará en las 4 etapas que componen el ACV.



Fuente: ISO 14040:2006.

Figura 4-1: Etapas de una evaluación de ciclo de vida

4.5.1.1. Definición de objetivos y alcances

El primer paso para desarrollar una evaluación de ciclo de vida es definir los objetivos, es decir, definir el propósito del estudio. Además del propósito del estudio, se debe identificar el público objetivo del estudio y el uso de los resultados. En este apartado se definen además el alcance del sistema del producto, definiendo las actividades y procesos que pertenecen al ciclo de vida del producto que se estudia (Hauschild et al., 2018); la unidad funcional, esta es la unidad de referencia usada para normalizar todas las entradas y salidas para poder hacer comparaciones de los resultados (Carlos et al., 2016; Recchia et al., 2012); las suposiciones, necesarias de realizar para el proceso; los parámetros de evaluación, es decir, los impactos que se evaluarán en el estudio. Finalmente, se definen los límites del sistema, desde que punto

hasta qué punto se medirá el análisis o evaluación de ciclo de vida, si será de la cuna a la tumba¹, de la cuna a la cuna², de la cuna a la puerta³ y de la puerta a la tumba o cuna (Klöpffer & Grahl, 2014).

Es muy importante considerar la definición de los objetivos y alcances resultantes cuando se interpretan los resultados del estudio, ya que estas definiciones involucran elecciones que determinan la recopilación de datos y la forma en que se modela y evalúa el sistema. Por lo tanto, tienen una fuerte influencia en la validez de las conclusiones y recomendaciones que se basan en los resultados del ACV (Hauschild et al., 2018).

4.5.1.2. Análisis de inventario

El segundo paso es el análisis de inventario, en el cual se recolectan todos los datos de entradas y salidas, se modela el sistema y se calculan los resultados. En este paso se calculan los flujos de materiales, recursos, emisiones, energía y desechos. Esta información puede ser datos primarios, de terreno o de literatura. Lo más importante de este paso, y del resultado de toda la evaluación de ciclo de vida, es la calidad de los datos de entrada, los cuales deben ser verificados y validados para garantizar la confiabilidad de los datos a usar y su correcto uso en la evaluación de ciclo de vida. La calidad o nivel de los datos recolectados para la evaluación, determinan la precisión de los resultados obtenidos posterior a la interpretación (Carlos et al., 2016; Recchia et al., 2012). El resultado del análisis de inventario es el inventario del ciclo de vida, una lista de flujos elementales físicos cuantificados para el sistema de productos que están asociados con la prestación del servicio o función descrita por la unidad funcional definida en el apartado anterior (Hauschild et al., 2018).

4.5.1.3. Evaluación de impacto ambiental

El tercer paso es la evaluación de impactos, donde los resultados de inventario son presentados como resultados finales de impacto, de una forma entendible y más eficiente para el uso del cliente o audiencia. En este paso, los impactos ambientales obtenidos son convertidos en categorías de impacto, generalmente ya definidas por entidades

¹ Desde que se crea hasta que se dispone o finaliza la vida útil del producto.

² Desde la creación a la valorización del producto ya como desecho.

³ Se considera desde la creación del producto hasta una etapa, no toda la vida útil o hasta su disposición

internacionales, como el Potencial de Calentamiento Global (PCG), potencial de eutrofización (PE), agotamiento de la capa de ozono, riesgo para la salud humana, entre varias otros (Carlos et al., 2016; Recchia et al., 2012). Las principales categorías de impacto que se ven afectadas por la gestión de desechos de animales y que por esto serán las usadas en los resultados de este estudio son: Potencial de Calentamiento global, Potencial de Acidificación, principalmente por las emisiones de amoníaco (NH_3), potencial de eutrofización y uso de recursos fósiles (De Vries et al., 2012).

4.5.1.4. Interpretación de los resultados

El objetivo de este último paso es analizar los resultados obtenidos en la evaluación de impacto ambiental y discutir sobre estos, ayudar a una toma de decisiones más informada y a responder las preguntas formuladas en el primer apartado de objetivos y alcances (Hauschild et al., 2018). Generalmente, se realizan análisis de sensibilidad y/o de incertidumbre de los resultados, para evaluar la robustez de las conclusiones que se pueden obtener de los resultados e identificar los datos claves o suposiciones claves del estudio y la información asociada a las incertidumbres más grandes. Se pueden resaltar problemas en el desarrollo del ACV que pueden necesitar un enfoque más detallado o ser mejorados. Por ejemplo, al notar un proceso dentro del sistema evaluado o una entrada que influye de mayor manera que el resto, se puede tomar la decisión de buscar información o datos primarios en vez de utilizar teóricos, dada la importancia en el impacto ambiental de este dato (Hauschild et al., 2018). Es en este paso que sale a la luz que el ACV es una herramienta iterativa, y que, al cambiar algo basado en la primera interpretación, se puede volver a uno de los pasos anteriores y mejorar la evaluación de ciclo de vida. Cabe destacar que este último al ser estandarizado por la ISO fue renombrado interpretación, según el SETAC (Sociedad de Química y Toxicología Ambiental), quienes fueron los primeros en definir el ACV o la ECV. Este paso se llamaba: Mejora de la evaluación; con el mismo fin pero diferente nombre, dando énfasis en la importancia de iterar para seguir mejorando los resultados (Klöpffer & Grahl, 2014).

4.5.2. Análisis de ciclo de vida en la agricultura y acuicultura

Si bien, no se encontró en la literatura estudios de ACV enfocados a valorizar los desechos de piscicultura de salmones para la elaboración de un biofertilizante sólido granulado, existen estudios comparativos donde se aplica esta herramienta comparando tecnologías similares de valorización para estos desechos, para valorizarlos como bioenergía. Además, existen estudios comparativos de fertilizantes químicos con orgánicos utilizando esta tecnología.

Jara Laso et al. (2016) evaluaron la mejor forma de tratar los desechos de una fábrica productora de anchoas en conserva. Para esto, utilizaron el ACV para analizar ambientalmente el proceso. Se evaluaron y compararon tres opciones de valorización de los residuos de la fábrica; (1) utilización en comida de pescados, aceite de pescado y pasta de anchoas, (2) incineración y (3) disposición en un vertedero municipal. Concluyeron que la mejor opción ambiental es la valorización de los residuos y la que generaba mayores impactos ambientales era la disposición en vertederos municipales.

Styles et al. (2018) evaluaron y compararon mediante el enfoque de ACV un fertilizante del digestato líquido de los desechos de comida y la producción y uso de digestato biofertilizante (DBF) extraído del digestato líquido, considerando la eficacia como sustitución sintética de fertilizante (SSF). Se concluye que el DBF es ambientalmente beneficioso comparado con el digestato líquido para el uso como fertilizante, teniendo una menor carga ambiental per cápita. Pelletier et al. (2009) compararon, mediante un ACV a nivel mundial, diferentes sistemas de piscicultura, con el fin de probar que no todos los sistemas tienen el mismo impacto ambiental y mejorar esta situación en la acuicultura del salmón mundial. Se estudió principalmente el uso acumulativo de energía en la industria, uso de recursos bióticos, emisiones de gases de efecto invernadero, acidificación y eutroficación asociada con la producción de salmón en Noruega, Reino Unido, Canadá y Chile. Se consideró una evaluación global ponderada por la producción promedio de cada país. Se concluyó que, los puntos de apalancamiento claves a tener en consideración son los patrones de abastecimiento de alimentos con el menor costo ambiental y las mejoras continuas en la eficiencia de conversión de alimentos. Los valores más bajos de impactos los reporta Noruega, mientras que los más altos los reporta el Reino Unido.

Newton & Little (2018) hicieron un ACV a la producción local de salmón en Escocia para medir el impacto ambiental que este genera. Se concluye que en la producción de Salmón Atlántico, la etapa que genera mayor impacto ambiental en la cadena de valor era la de elaboración de alimentos para los peces. Además, los mayores impactos ambientales correspondían a eutroficación por las emisiones de nitrógeno a los cuerpos de agua.

Respecto al área agrícola, el aprovechamiento de los residuos de la acuicultura para su uso como biofertilizantes para reemplazar los fertilizantes químicos y minerales ha sido documentado en la literatura. Sigurnjak et al. (2016) realizó una evaluación económica y ecológica al uso de desechos de acuicultura para su uso como fertilizante en lechugas (*Lactuca Sativa* L). Los resultados mostraron mayores beneficios para el agricultor cuando se utilizaron alternativas de base biológica como reemplazo a los fertilizantes sintéticos. Ruiz-salmón et al. (2020) postuló que en la industria de la acuicultura se requiere un “*Nexus Thinking*”, lo que se refiere a pensar en conjunto y considerar que la acción en un sistema tiene un impacto en el otro, y por lo tanto los sistemas no conectados pueden tener malas consecuencias. Para el estudio de estos sistemas, la evaluación de ciclo de vida es particularmente importante para comprender las interconexiones en “Nexus” y puede aplicarse principalmente al nexo “agua, energía, comida”. Esto permite la evaluación de ciclo de vida de los productos marinos de una forma holística considerando toda la cadena de suministro.

En relación a los fertilizantes, Ubando et al. (2019) reportaron que la evaluación de ciclo de vida (ECV) puede ser útil en la determinación de ventajas y desventajas ambientales y económicas relacionadas con la modificación de producción y uso de fertilizantes, en particular, la recuperación de nutrientes. Deben tenerse en cuenta ambos aspectos: no solo la recuperación de energía, sino antes que nada el reciclaje de nutrientes (Vaneckhaute et al., 2018).

5. Metodología de estudio

5.1. Herramientas para el Análisis de Ciclo de Vida

Como se comentó al comienzo del estudio, se utilizará el ACV para cuantificar el impacto ambiental y poder comparar ambos tratamientos de residuos de la industria piscícola. Para realizar el análisis de ciclo de vida se utilizó el Software OpenLCA V 1.10 desarrollado por la empresa GreenDelta. El software se obtuvo desde la página del fabricante y las librerías fueron obtenidas de la página NexusOpenLCA. A continuación, se presentan las bases de datos descargadas y utilizadas para realizar el ACV:

- Agribalyse V 3.0 (base de datos del sector de comida y agrícola francesa, 2020)
- ELCD V 3.2 (European Life Cycle Database, 2015)
- USDA (LCA commons) (United States Department of Agriculture, Green Delta)
- Bioenergy (alemana, elaborada para un proyecto 2012)

5.1.1. Métodos de impacto

Se utilizaron diversos métodos de impacto en esta investigación. Sin ser el foco principal, con el fin de poder comparar y analizar la consistencia de los resultados según el método de impacto utilizado se utilizaron 7 diferentes métodos de impacto ambiental. A continuación se mencionan brevemente cada uno de ellos.

- **TRACI 2.1:** Desarrollada por la EPA (Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU.) el año 2012.
- **CML 2001:** Desarrollada por el Instituto de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiden, Países Bajos el 2001.
- **EDIP 2003:** Desarrollada el 2003 por el instituto de desarrollo de productos (IPU) de la Universidad de Dinamarca.
- **EPD 2018:** Las sigas EPD se traducen en “Declaraciones de Impacto de Productos” y su primera versión fue desarrollada el 2013 por el Consejo Sueco de Gestión Ambiental.
- **IPCC 2013:** Desarrollada por el IPCC (El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático) en su 49va sesión en Kioto, Japón el 2013, y es una de las más utilizadas para evaluar el efecto de procesos en el cambio climático.

5.1.2. Categorías de impacto

Se utilizaron tres categorías de impacto para analizar y comparar el impacto ambiental, estas fueron:

1. Cambio Climático (Global Warming Potential y Global Temperature Potential con diferentes horizontes de tiempo cada una).
2. Potencial de Acidificación (Acidification Potential).
3. Toxicidad Humana (vía aérea).

A continuación, se profundizará sobre cada una de estas categorías de impacto.

5.1.2.1. Cambio Climático

Para medir y comparar el impacto de ambos tratamientos de lodos de peces en el calentamiento global, se midió utilizando dos categorías de impacto con diversos tiempos de horizonte y comparando los resultados con cinco metodologías de impacto diferentes. Estas categorías de impacto fueron 1) el Potencial de Calentamiento Global (GWP) con tiempo de horizonte a 20 años, 100 años y 500 años. El Potencial de Calentamiento Global mide cuánta energía absorberán las emisiones de 1 tonelada de gas durante un período de tiempo determinado, en relación con las emisiones de 1 tonelada de dióxido de carbono (CO₂). Todas las categorías de impacto de GWP se basan en la energía absorbida en el número de años mencionado. Por ejemplo, el GWP de 100 años se basa en la energía absorbida por un gas durante 100 años, y el GWP de 20 años se basa en la energía absorbida durante 20 años y así sucesivamente.

La otra categoría de impacto utilizada fue la 2) *Potencial de Calentamiento de la Temperatura (GTP)* con la metodología IPCC 2013. Mientras que el GWP es una medida del calor absorbido durante un período de tiempo dado debido a las emisiones de un gas, el GTP es una medida del cambio de temperatura al final de ese período de tiempo (nuevamente, en relación con el CO₂). GTP es más complicado de medir que el de GWP, ya que requiere modelar cuánto responde el sistema climático al aumento de las concentraciones de GEI (la sensibilidad climática) y qué tan rápido responde el sistema (basado en parte en cómo el océano absorbe el calor). Esta categoría de impacto fue utilizada para comparar los tratamientos de lodos estudiados con dos horizontes de tiempo, a 20 y 100 años.

5.1.1.2. Potencial de Acidificación

El Potencial de Acidificación se basa en las contribuciones de SO₂, NO_x, HCl, NH₃ y HF a la posible deposición ácida, es decir, en su potencial para formar iones H⁺. El potencial de acidificación se presenta generalmente en unidades de equivalencia de SO₂. Estos gases ácidos generalmente se liberan a la atmósfera debido a la quema de combustible (Dincer, 2018).

5.1.1.3. Toxicidad Humana (vía aérea)

Esta categoría de impacto representa la capacidad inherente de cualquier proceso y en este caso ambos tratamientos, de causar toxicidad humana a través de la exposición al aire producto de las emisiones liberadas por este medio, es decir, mide los efectos tóxicos de químicos en humanos al ser expuestos a ellos por la inhalación de emisiones atmosféricas (Hauschild & Potting, 2005).

5.2. ACV según norma ISO

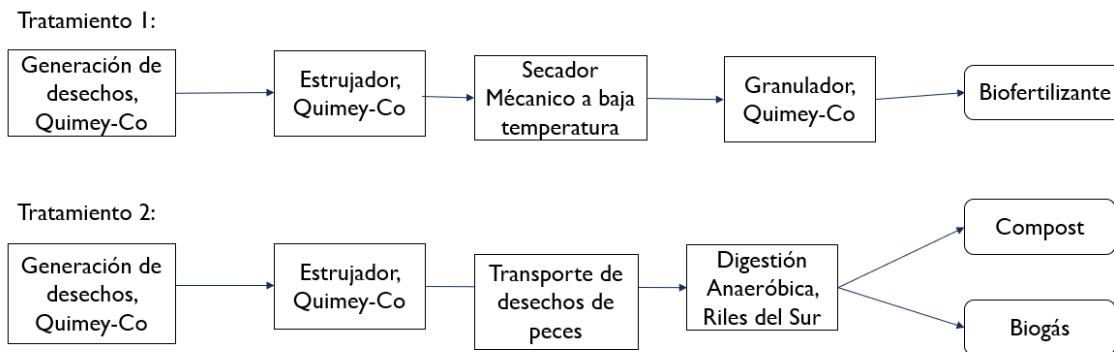
El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se constituye de cuatro principales etapas según la metodología normalizada por las ISO 14040 y 14044. Este trabajo fue desarrollado siguiendo las pautas por las normas ISO mencionadas, y son presentados a continuación cada etapa de nuestro ACV con mayor profundidad.

5.2.1. Definición del objetivo y alcances

5.2.1.2. Objetivo del estudio

El objetivo del estudio fue identificar y cuantificar los impactos ambientales y costos asociados a la revalorización de lodos y ensilado de peces para la elaboración un biofertilizante granulado. Para ello se trabajó con los datos operacionales de la piscicultura Quimey-Co, localizada en la comuna de Pucón, región de la Araucanía y se comparó el proceso de elaboración del fertilizante con la condición actual de retiro y disposición de los lodos y ensilaje de peces para valorizarlos mediante el proceso de digestión anaeróbica.

Se evaluaron y compararon los impactos en consumo de energía, transporte y tratamientos o disposición final para evaluar el impacto positivo o negativo que tendría la revalorización de los residuos para la elaboración de un fertilizante granulado respecto al proceso actual.



Fuente: Elaboración propia

Figura 5-1: Límites del sistema simplificado para los dos tratamientos analizados en este estudio de caso.

5.2.1.3. Alcance del estudio

Para el presente estudio, se optó por realizar un ACV de la puerta a la puerta, en donde se comienza con los lodos y ensilado de peces a tratar y hasta la obtención del producto final (fertilizante granulado), sin considerar los impactos asociados a su uso y fin de vida. En el proceso de elaboración del fertilizante, se utilizan los lodos y ensilado de peces como materia prima. Su tratamiento consta de una etapa de desaguado, secado y posterior granulado del material orgánico seco hasta la obtención del biofertilizante para su uso en la agricultura.

En la actualidad, los residuos son gestionados mediante un servicio de traslado y disposición final de los residuos (lodos y ensilado de peces) con un alto contenido de agua (aproximadamente un 80%), en la planta de la empresa Riles del Sur ubicada en Paillaco, Región de los Ríos, la cual se ubica a más de 200 km de distancia. Posteriormente, reciben un tratamiento de secado y mezclado con otros materiales orgánicos para ser transformado en un compost y depositado en los suelos de la zona sur de Chile.

5.2.1.4. Unidad funcional y flujo de referencia

Para este estudio, se realizaron dos casos comparativos con dos unidades funcionales diferentes, los cuales llamaremos caso comparativo A y caso comparativo B. En cada caso, se compararan los mismos dos tratamientos de residuos presentados en la figura 5-1.

- Caso A: En este caso, para poder comparar ambos procesos, se consideró como flujo de referencia 482,76 m³ de materia prima o mezcla de lodos y ensilado de peces a tratar, que es la estimación de producción anual de desecho de peces de la piscicultura Quimey-Co.
- Caso B: Para este caso comparativo, se consideró como flujo de referencia la materia prima o lodos y ensilado de peces producidos por la industria salmonera de Chile en el 2020, basándose en la producción anual de 1.080.000 toneladas (SERNAPESCA, 2020) y calculados utilizando la estimación entregada por Salazar et al. (2005), que concluyo que por cada tonelada de salmón producido, se producen 1,4 toneladas de lodos y desechos.

La elección de los flujos de referencia para ambos casos permite una evaluación cuantitativa del impacto ambiental que conllevan tratar esta masa de residuo de piscicultura.

5.2.1.5. Supuestos

Para ambos estudios de tratamiento se establecieron supuestos en base a la información disponible a ocupar de cada empresa y en base a antecedentes y estudios previos disponibles.

Tratamiento de los desechos de piscicultura para la producción de un biofertilizante (Tratamiento 1):

En el caso de la producción de los residuos orgánicos de la piscicultura Quimey-Co para la producción de un biofertilizante, se realizaron las siguientes suposiciones:

- El principal gasto energético en el proceso corresponde a energía eléctrica utilizada por los equipos que componen la línea de desaguado, secado y granulado de los desechos de acuicultura. Para estos equipos, se asumió una eficiencia en la potencia del 90%.

- No se requiere de un aglomerante para la formación de los granos biofertilizante seco, dado que con el proceso e intercambio mecánico se logrará llegar a un rango de 10-20% de humedad, por lo que no sería necesario.
- Se asumió que la cantidad de volatilización y emisiones al aire de amonio fue de un 10% del total presente en los lodos (Anexo A), esto basado en diversos estudios que modelan el comportamiento de las emisiones de amonio en lodos. Para el secado de los lodos (tratamiento 1), que consiste en un proceso a baja temperatura (menor a 50°C) y considerando que los principales parámetros que gatillan la emisión de amonio son la temperatura y el pH de los lodos, no se alcanza a liberar una alta cantidad de amonio al ambiente (Bourdin et al., 2014; Faulkner & Shaw, 2008; Horttanainen et al., 2017; Liu et al., 2015; Montes et al., 2009; Z. Liu et al., 2009).

Traslado y tratamiento de los lodos mediante Digestión Anaeróbica en Riles del Sur (Tratamiento 2)

- Se considera un rendimiento en el consumo de combustible (diésel) de los camiones cercano a 3 km por litro a la ida (sin carga), y cercano a los 2 km por litro de diésel de vuelta (con 30 ton de carga extra). Estas estimaciones, basado en reportes de consumo de estudios previos (Anexo F).
- Del reporte entregado por la empresa Riles del Sur al SEA (Servicio de Evaluación Ambiental de Chile), se menciona el uso de detergente para la limpieza de los camiones posterior a cada viaje, se estimó un uso de 0,5 kg de detergente por limpieza y no se consideró el agua que se utiliza (Comision Regional del Medio Ambiente de la Región de los Ríos, 2009).
- Dado que los desechos de peces de la empresa Quimey-Co cumplen con los dos requerimientos básicos para una correcta digestión anaeróbica (Relación de C:N y entre un 70-85% de humedad relativa), y que según el estudio ambiental son la principal materia prima, se asumió para la modelación del proceso de digestión anaeróbica, como la única materia prima.

Generación de lodos de piscicultura a nivel nacional

- Se consideró una comparación a nivel nacional utilizando solo lodos de piscicultura, sin considerar el ensilaje de peces.
- El valor de lodos de piscicultura tratados se estableció en función de las estimaciones de lodos producidos por toneladas de salmón producidos. Luego, considerando la producción de Salmon de los últimos años, se pudo estimar la cantidad de lodos de piscicultura producidos a nivel nacional.
- Para el caso de la comparación, se consideró lo mismo en ambos tratamientos y se mantuvieron las relaciones, ajustando estos en base a el nuevo valor de desechos de peces a tratar de manera lineal.

5.2.1.6. Establecimiento de los límites del sistema

Como el objetivo de este análisis ambiental es identificar y cuantificar mejoras para un proceso de revalorización de lodos y ensilado de peces en una piscicultura, resulta complejo medir las emisiones hasta el fin de la vida del producto resultante. Por ello, se considera como límite del sistema o ACV de “la puerta a la puerta”. El análisis se establece desde que se tienen los residuos sin tratamiento alguno hasta que se tiene el producto elaborado listo para ser utilizado como fertilizante en suelos agrícolas. Dado que la idea es comparar ambos tratamientos de los residuos con el fin de valorizarlos, no se consideró necesario cuantificar el impacto previo a la generación del residuo, dado que sale del alcance del objetivo de este estudio y será el mismo valor para ambos tratamientos de residuos (1 y 2).

Dentro de los límites del sistema, para producir el biofertilizante se incluyen la etapa de extracción, estrujamiento de los lodos, secado y granulado. Para el caso de la condición actual, se considera el tratamiento realizado por la empresa Riles del Sur donde se incluye el costo de extracción, traslado y tratamiento final en su planta ubicada en Paillaco, Región de Los Ríos – Chile, hasta la producción del biogás y compost o digestato.

Los límites geográficos corresponden en primer lugar a la planta de piscicultura Quimey-Co, ubicada en Caburgua, comuna de Pucón, Región de Araucanía. Luego, se realiza un estudio

extrapolando este tratamiento y su impacto a nivel de la salmonicultura nacional, ubicadas principalmente en la región de los Ríos y Lagos.

5.3. Métodos de evaluación de impacto

Se estudiaron las diversas metodologías de evaluación de impacto disponible en el Open Nexus del software Open LCA. Para ambos casos a estudiar, se utilizaron metodologías diferentes dado el objetivo diferente en cada uno. Para el caso A, se utilizaron 5 metodologías de impacto, que incluyen las categorías a comparar el impacto ambiental entre los dos tratamientos, estos métodos son: Traci 2.1, CML 2001, EDIP 2003, IPCC 2013 y EPD 2018, para comparar las categorías de impacto de Potencial de Acidificación, Toxicidad Humana (vía aérea) y Cambio Climático, utilizando dos categorías de impacto con diferentes horizontes de tiempo en este caso. El uso de más de una metodología de impacto es con el fin de comparar la consistencia de los resultados dependiendo de la metodología de impacto a utilizar.

Para el caso B, se buscó comparar el impacto ambiental y potencial aumento o reducción al cambio climático de los dos tratamientos a nivel nacional. Para esto, se utilizó la metodología de impacto IPCC 2013 y posteriormente con los resultados de la categoría de impacto GWP100 (*Global Warming Potential in a 100 years time horizon*) y el costo social del CO₂, se pudo calcular el potencial de reducción que se logra al reemplazar la tecnología actual desarrollada por Riles del Sur por el innovador tratamiento que genera un biofertilizante y cuantificar esta reducción en CLP.

6. Resultados

6.1. Análisis de Inventario de ciclo de vida (ICV)

El análisis de inventario del ciclo de vida (ICV), considera todas las entradas y salidas que tiene cada tratamiento. A continuación, se presenta una tabla con el ICV de ambos tratamientos para el caso A, los cuales serán revisados en mayor detalle en los siguientes apartados.

Tabla 6-1: ICV de ambos tratamientos para el caso comparativo A

Entradas		Tratamiento 1		Tratamiento 2		
Flujo	Cantidad	Unidad	Flow	Cantidad	Unidad	
Desechos de peces	482,8	m ³	Desechos de peces	482,8	m ³	
Electricidad, Bajo Voltaje (CL)	524.640	KWh	Detergente	18,0	kg	
Agua en el aire	28,8	kg/d	Diésel	3960,0	l	
Salidas		Tratamiento 1		Tratamiento 2		
Fertilizante orgánico >3% N, sólido granulado	74,6	ton	Biogás, de Digestión Anaeróbica	1781,9	m ³	
Agua en el aire	28,8	Kg/d	Nitrato de amonio	2,9	m ³	
Vapor de agua	406,7	ton	Dióxido de carbono	716,2	m ³	
			Digestato, de Digestión anaeróbica	965,3	ton	
			Hidrogeno	52,0	m ³	
			Ácido Sulfhídrico	17,3	m ³	
			Metano, biogénico	979,0	m ³	
			Oxigeno	8,7	m ³	

Fuente: Elaboración propia

6.1.1. ICV de la producción de biofertilizante (Tratamiento 1)

Para el tratamiento 1, donde se considera solo el uso de los desechos de piscicultura como materia prima, el inventario consta de principalmente el uso de energía eléctrica (220 V y 50 Hz) y varía según la densidad de desechos de peces considerada. Mediante el cálculo de la densidad media entre los lodos de peces y ensilado de peces y su producción mensual, se pudo obtener una densidad media para el cálculo de la energía eléctrica requerida para la producción. El cálculo detallado de estos datos se encuentra en el Anexo C.

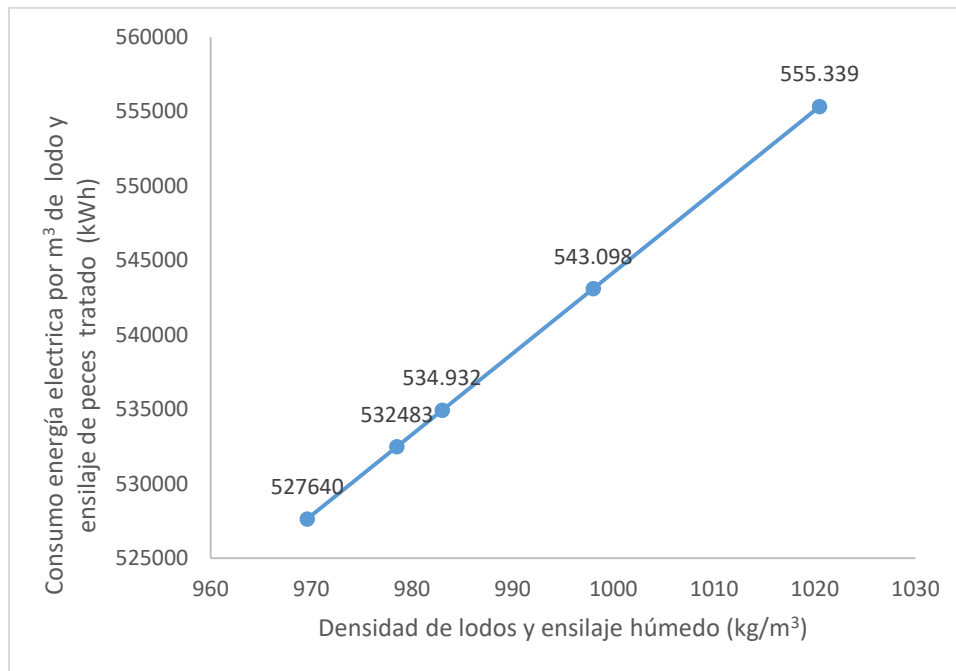
A continuación, se presenta una tabla con los valores de densidad y de electricidad utilizada y se compara con valores de densidad de lodos de otros estudios.

Tabla 6-2: Consumo de energía eléctrica según la densidad de los desechos de peces. ¹ Datos entregados por la Universidad frontera, que midió la densidad de los lodos y ensilaje y de publicaciones

Densidad (kg/m ³)	Consumo de energía total por m ³ (kWh/m ³)	Consumo de energía total (kWh) para la unidad funcional (482,78)	Referencias
969,6	1.093	527.640	Lodos ¹
983,0	1.108	534.932	Alves et al. (2019)
998,0	1.125	543.098	Maillard et al. (2005)
1021,0	1.150	555.339	Ensilaje Proyecto
978,5	1.103	532.483	Densidad Media Desechos ¹

Fuente: Elaboración propia

A continuación, se presenta la sensibilidad del consumo de energía eléctrica por metro cubico con la densidad de los lodos.



Fuente: Elaboración propia

Figura 6-1: Análisis de Sensibilidad del Consumo Eléctrico para el Tratamiento de la Unidad Funcional de Desechos de Peces para Generar un Biofertilizante con la Densidad de los Desechos de Peces Húmedos.

6.1.2. ICV del proceso desarrollado por Riles del Sur (Tratamiento 2)

Para el tratamiento 2, la única principal entrada para el proceso en sí, son los desechos de peces. Al ser un proceso o tratamiento de descomposición orgánica, no requiere nada más que el tiempo para lograr convertir los lodos en compost. Otras entradas asociadas al tratamiento, y no por eso menores, son el combustible utilizado para el traslado de los lodos desde la piscicultura Quimey-Co hasta Paillaco aproximadamente 200 km de distancia, donde la empresa Riles del Sur trata los lodos. También se consideró el uso de detergente para la limpieza de los camiones después de cada trayecto.

Las salidas del proceso son los dos productos principales, el digestato o compost para mejorar suelos y el biogás. Además, se liberan varios gases contaminantes en el proceso, dentro de ellos metano, anhídrido carbónico y nitrato de amonio. En el anexo C se encuentra el detalle de lodos entregadas por la empresa para la evaluación ambiental (Comision Regional del Medio Ambiente de la Región de los Ríos, 2009).

6.2. Evaluación de Impactos del Ciclo de Vida (EICV) para el Caso A

Una categoría de impacto agrupa varias emisiones de sustancias en una única medida cuantificable del impacto en el medio ambiente. Para este estudio, se utilizaron categorías de impacto para medir el potencial de acidificación, el impacto en el cambio climático y la toxicidad humana vía aérea en cada tratamiento. Si bien existen otras categorías de impacto y otras metodologías de impacto, considerando los procesos para tratar los lodos de peces y los límites del sistema (análisis de puerta a puerta), estas se consideraron las más relevantes para realizar la comparación.

Los métodos de impacto usadas en este estudio son Traci 2.1, EDIP 2003, EDP 2018, IPCC 2013 y CML 2001, con las cuales se compararon los resultados obtenidos en las 4 categorías de impacto que evaluaron y compararon el impacto ambiental de ambos tratamientos. Estas categorías de impacto mencionadas previamente de forma genérica son Potencial de Acidificación (PA), Potencial de Calentamiento Global con diferentes horizontes de tiempo (GWP100a, GWP20a y GWP500a), Potencial de Temperatura Global con horizontes de tiempo a 100 y 20 años (GTP100a y GTP20a), y Potencial de Toxicidad Humana (vía aire).

En este apartado se presentarán los resultados para el caso comparativo A de ambos tratamientos utilizando como unidad funcional la producción de lodos de peces producidos en un año por la empresa Quimey-Co. Primero, se presentan los resultados de análisis de impacto de ciclo de vida para cada categoría de impacto y luego para las metodologías de impacto utilizadas, presentando los resultados en valor relativo entre los tratamientos.

Tabla 6-3: Resultados de los impactos ambientales para el caso comparativo A

Metodología de Impacto Ambiental	Categorías de Impacto	Unidad de medida	Tratamiento 1	Tratamiento 2
Traci 2.1 (2013)	Potencial de Acidificación	kg SO ₂ eq.	2,48E+08	1,19E+09
	Potencial de Calentamiento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq.	3,33E+10	7,95E+11
EDIP 2003	Potencial de Acidificación	m ²	4,13E+09	2,10E+10
	Potencial de Calentamiento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq.	3,32E+10	8,22E+11
	Potencial de Calentamiento Global (GWP20a)	kg CO ₂ eq.	3,44E+10	2,22E+12
	Potencial de Calentamiento Global (GWP500a)	kg CO ₂ eq.	3,26E+10	2,50E+11
	Toxicidad Humana (vía aire)	m ³ aire	3,61E+16	7,02E+17
EDP 2018	Potencial de Acidificación	kg SO ₂ eq.	2,48E+08	1,19E+09
	Potencial de Calentamiento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq.	3,34E+10	1,00E+12
IPCC 2013	Potencial de Temperatura Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq.	3,26E+10	1,54E+11
	Potencial de Temperatura Global (GWP20a)	kg CO ₂ eq.	3,47E+10	2,41E+12
	Potencial de Calentamiento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq.	3,34E+10	1,02E+12
	Potencial de Calentamiento Global (GWP20a)	kg CO ₂ eq.	3,52E+10	3,00E+12
CML 2001	Potencial de Acidificación	kg SO ₂ eq.	2,48E+08	1,19E+09
	Potencial de Calentamiento Global (GWP100a)	kg CO ₂ eq.	3,33E+10	8,93E+11
	Potencial de Calentamiento Global (GWP20a)	kg CO ₂ eq.	3,47E+10	2,57E+12
	Potencial de Calentamiento Global (GWP500a)	kg CO ₂ eq.	3,26E+10	2,72E+11

Fuente: Elaboración propia

Posteriormente, se presentan los resultados de impacto de ciclo de vida para el caso comparativo B a escala nacional, donde se presentan los resultados obtenidos con la metodología IPCC 2013 del impacto de ambos tratamientos en el calentamiento global y se midió el potencial de reducción de emisiones de CO₂ obtenido al reemplazar el tratamiento 2 por el tratamiento 1 a escala nacional. Finalmente, con el costo social del CO₂, se cuantifico el ahorro en pesos chilenos que se obtiene al reemplazar el tratamiento 2 con el tratamiento

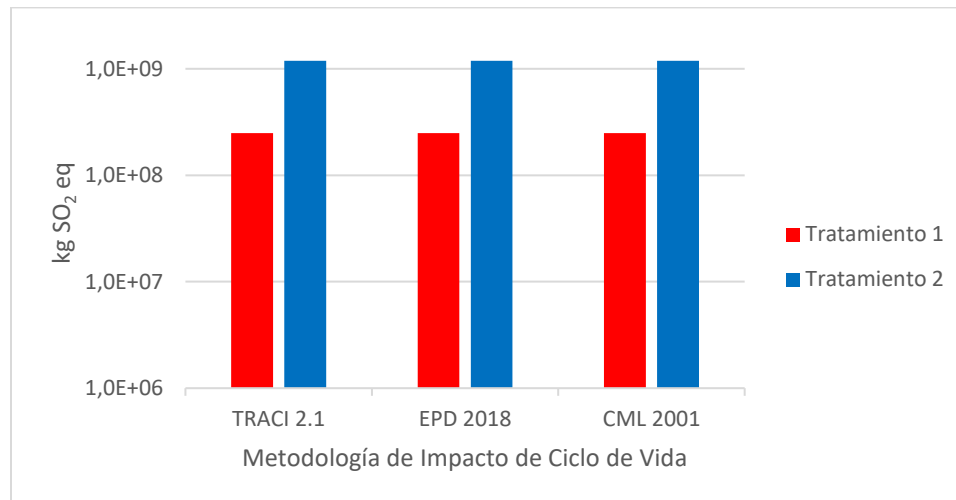
1 a escala nacional. En la tabla 6-3 se puede ver el detalle de las categorías de impacto utilizada con cada metodología de impacto y sus resultados para ambos tratamientos.

6.2.1. Categorías de impacto

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en cada una de las categorías de impacto evaluadas, comparando entre cada metodología de impacto los resultados obtenidos para la misma categoría de impacto. El propósito fue buscar diferencias apreciables en cada metodología y si los resultados obtenidos utilizando la herramienta de ACV son consistentes o dependen de la metodología con la que se haga el análisis de resultados.

6.2.1.2. Potencial de Acidificación

A continuación, se presenta una comparación de los resultados obtenidos por tres metodologías de impacto TRACI 2.1, EPD 2018 y CML 2001. Si bien el potencial de acidificación fue medido y evaluado también por la metodología EDIP 2003, esta presenta los resultados en una unidad diferente.



Fuente: Elaboración propia

Figura 6-2: Resultados de diferentes metodologías de impacto para la categoría de impacto Potencial de Acidificación presentados en escala logarítmica.

En la figura 6-2 queda en evidencia la consistencia e igualdad de los resultados, pudiendo deducir que las tres metodologías de impacto calculan el Potencial de Acidificación de la misma forma en las emisiones de estos dos tratamientos. En los resultados, queda en evidencia como para el impacto del tratamiento 2 de Digestión Anaeróbica desarrollado por

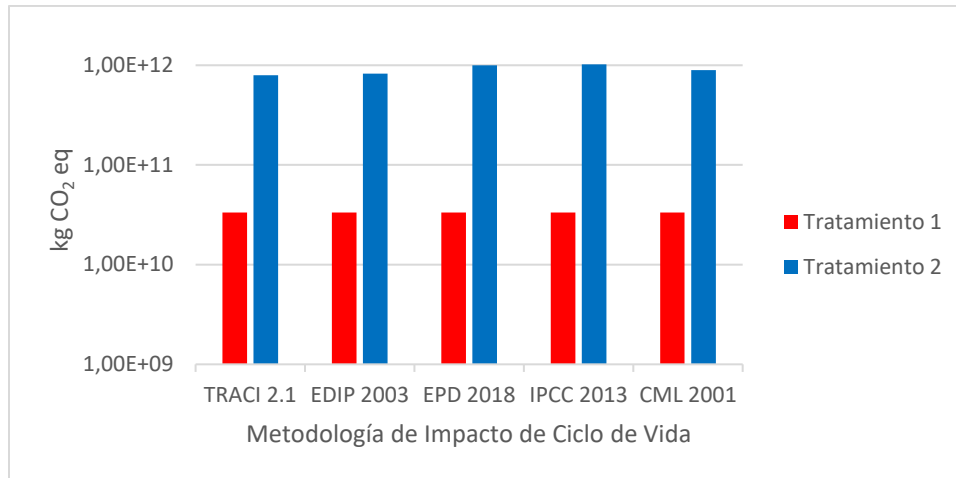
la empresa Riles del Sur, es mayor en el potencial de acidificación. Esto es consistente con lo señalado por la literatura, donde el uso de combustibles fósiles, como el petróleo para el transporte de lodos en camiones del tratamiento 2, es el principal aportador a la deposición ácida por las emisiones de SO_2 y NO_x que conlleva la quema de estos combustibles.

6.2.1.3. Potencial de Toxicidad Humana mediante el aire

Con la categoría de impacto EDIP 2003, se calculó y comparó el impacto de ambos tratamientos en la Toxicidad humana (vía de exposición a través del aire). Esta categoría de impacto se encontró solo en la metodología EDIP 2003, por lo que no fue posible comparar el resultado con otras metodologías. En la tabla 6-3, es posible apreciar como para el tratamiento 1, la cantidad de químicos tóxicos liberados por m^3 de aire es menor a la del tratamiento 2. Esto es consistente con lo reportado por la literatura, donde los gases monóxido de carbono (CO) y Ácido sulfhídrico (H_2S) son liberados al ambiente en el tratamiento 2 y son de los gases más tóxicos producidos.

6.2.1.4. Calentamiento Global

En la tabla 6-3 se pueden ver los resultados obtenidos para las categorías de impacto de cambio climático, que, dada la importancia del siglo actual, fue la más evaluada para comparar los tratamientos estudiados. Se puede ver como para todas las categorías de impacto independiente del horizonte de tiempo seleccionado, el tratamiento 1 de generación de un biofertilizante in situ mediante un secado mecánico a baja temperatura, tiene un menor impacto ambiental que el tratamiento 2 de DA desarrollado por Riles del Sur.



Fuente. Elaboración propia

Figura 6-3: Resultados de diferentes metodologías de impacto para la categoría de impacto Potencial de Calentamiento Global (GWP100a) presentados en escala logarítmica.

La figura 6-3, presenta la comparación de los resultados de 5 metodologías de impacto diferentes que evalúan el cambio climático con la categoría de impacto más común y utilizada, GWP100a. Los resultados fueron similares y consistentes en las cinco metodologías con ligeras diferencias en los valores, pero al final, todos convergen en el resultado de un menor impacto ambiental al calentamiento global de parte del tratamiento 1 comparado con el tratamiento 2.

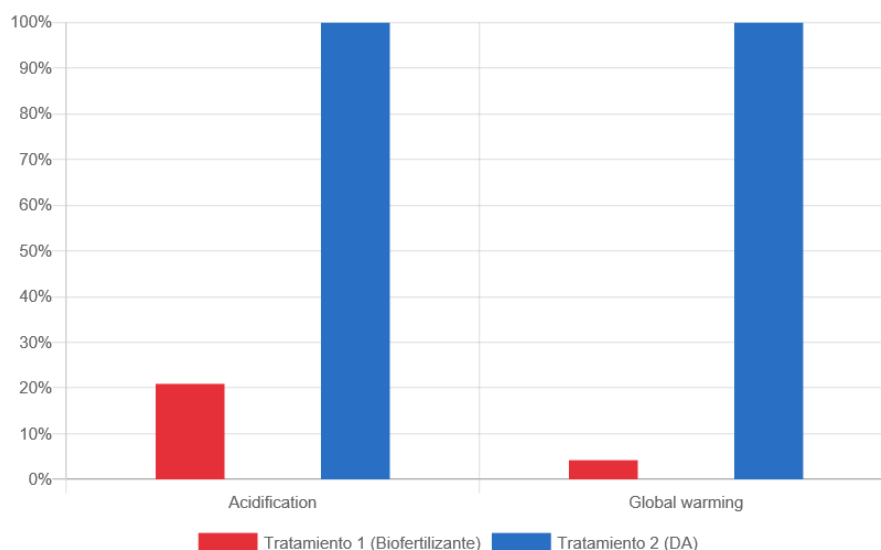
6.2.2. Metodologías de impacto

A continuación, se desglosan los resultados obtenidos por cada una de las cinco metodologías de impacto seleccionadas. Esta selección se realizó basándose en las categorías de impacto que cuantifica cada metodología.

6.2.2.2. TRACI 2.1

Con la metodología TRACI 2.1, se analizaron los impactos ambientales de las categorías de impacto de Potencial de Acidificación y de Cambio Climático, específicamente la de Potencial de Calentamiento Global con un horizonte de tiempo de 100 años (GWP100a), para ambas categorías de impacto el tratamiento 1 de la generación del biofertilizante in situ (en la empresa Quimey-Co), presenta un considerablemente menor impacto que el tratamiento 2 que considera la digestión anaeróbica como tratamiento. A continuación, en la figura 6-2, se puede ver que el impacto ambiental relativo del tratamiento 1 con respecto al tratamiento 2

es de un 20% para el Potencial de Acidificación y de un 5% para el potencial de calentamiento global (GWP100a).

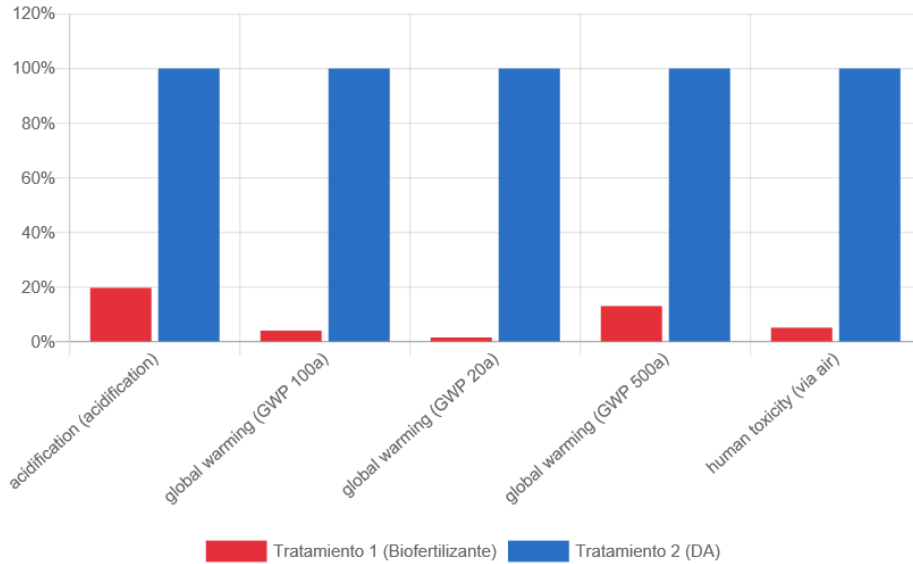


Fuente: Elaboración propia

Figura 6-4: Análisis comparativo del impacto de ciclo de vida para ambos tratamientos utilizando la metodología de impacto Traci 2.1 (Caso A)

6.2.2.3. EDIP 2003

Con la metodología EDIP 2003, se comparó el impacto ambiental para ambos tratamientos (Caso comparativo A), para las categorías de impacto Potencial de Acidificación, Potencial de Toxicidad Humana en el aire y Potencial de Calentamiento Global con horizontes de tiempo a 20, 100 y 500 años. Al igual que con la metodología anterior, el tratamiento 1 presentó un menor impacto que el tratamiento 2 en todas las categorías de impacto evaluadas con esta metodología (Ver Figura 6-3). En el potencial de acidificación, el tratamiento 1 presentó un valor relativo de 20% respecto al tratamiento 2. Para el Potencial de Calentamiento Global, la mayor diferencia se dio con el GWP20a, donde el tratamiento 1 tuvo un valor relativo de un 2% respecto al tratamiento 2, y la menor diferencia, fue en el GWP500a donde el valor relativo del tratamiento 1 respecto al tratamiento 2 es de un 17%. Por último, en la categoría de impacto de Potencial de Toxicidad Humana, el valor relativo del tratamiento uno respecto al tratamiento 2 es menor a un 5%.

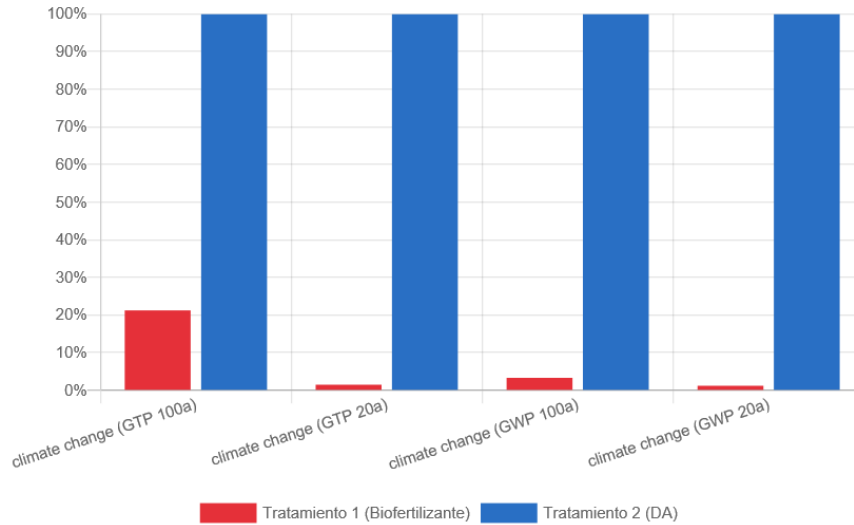


Fuente: Elaboración propia

Figura 6-5: Análisis comparativo del impacto de ciclo de vida para ambos tratamientos utilizando la metodología de impacto EDIP 2003 (Caso A)

6.2.2.4. IPCC 2013

Con la metodología IPCC 2013, se compararon ambos tratamientos utilizando dos categorías de impacto diferentes que miden el efecto de procesos al cambio climático, y cada una a diferentes horizontes de tiempo. Estas categorías de impacto son la de Potencial de Calentamiento global a 20 y 100 años de horizonte de tiempo (GWP20a y GWP100a) y Potencial de Temperatura Global a 20 y 100 de horizonte de tiempo también (GTP20a y GTP100a). Al comparar los resultados, se puede ver que tanto GWP20a y GTP20a tienen resultados similares y son donde mayor diferencia hay entre ambos procesos (Cercana a un 1% relativo entre el tratamiento 1 con el tratamiento 2). Con la categoría de impacto GTP100a se encuentra la menor diferencia, donde el valor relativo entre el tratamiento 1 y el tratamiento 2 es de un 22%.

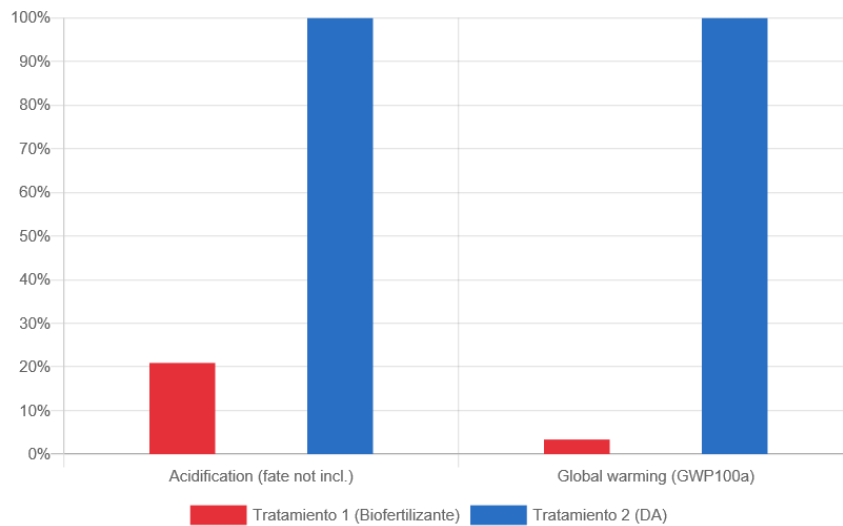


Fuente: Elaboración propia

Figura 6-6: Análisis comparativo del impacto de ciclo de vida para ambos tratamientos utilizando la metodología de impacto IPCC 2013 (Caso A)

6.2.2.5. EPD 2018

Se comparó el impacto ambiental de ambos tratamientos con esta metodología evaluando las categorías de impacto de Potencial de Acidificación y Potencial de Calentamiento Global (GWP100a). En ambos casos, se presentó un menor impacto ambiental para el tratamiento 1 de generación de un biofertilizante mediante un proceso de secado mecánico a baja temperatura en comparación con el tratamiento 2 de DA realizado por Riles del Sur.

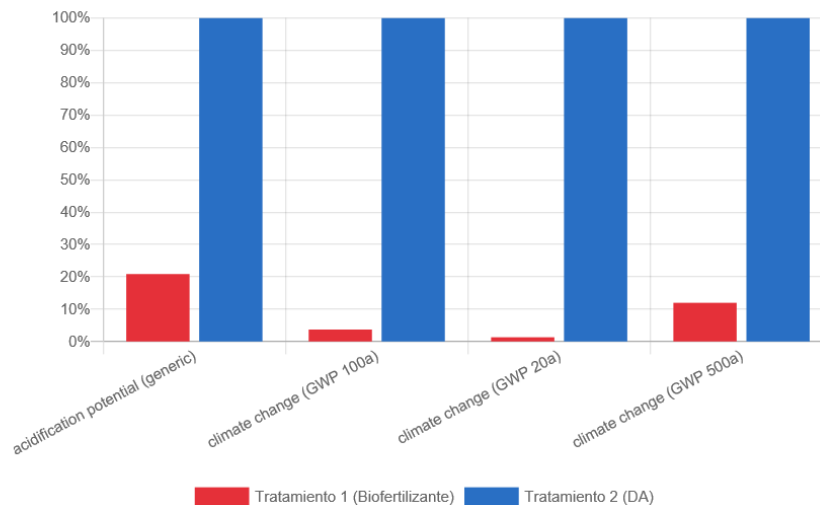


Fuente. Elaboración propia

Figura 6-7: Análisis comparativo del impacto de ciclo de vida para ambos tratamientos utilizando la metodología de impacto EPD 2018 (Caso A)

6.2.2.6. CML 2001

Con esta metodología se comparó el impacto ambiental de ambos tratamientos utilizando 4 categorías de impacto, 3 de ellas son el Potencial de Calentamiento Global medido a diferentes horizontes de tiempo (GWP20a, GWP100a y GWP500a) y el Potencial de acidificación. Para todas las categorías de impacto analizadas, el impacto ambiental del tratamiento para generar un biofertilizante fue menor que el de digestión anaeróbica realizado por la empresa Riles del Sur y consistente con los resultados obtenidos mediante las otras metodologías.

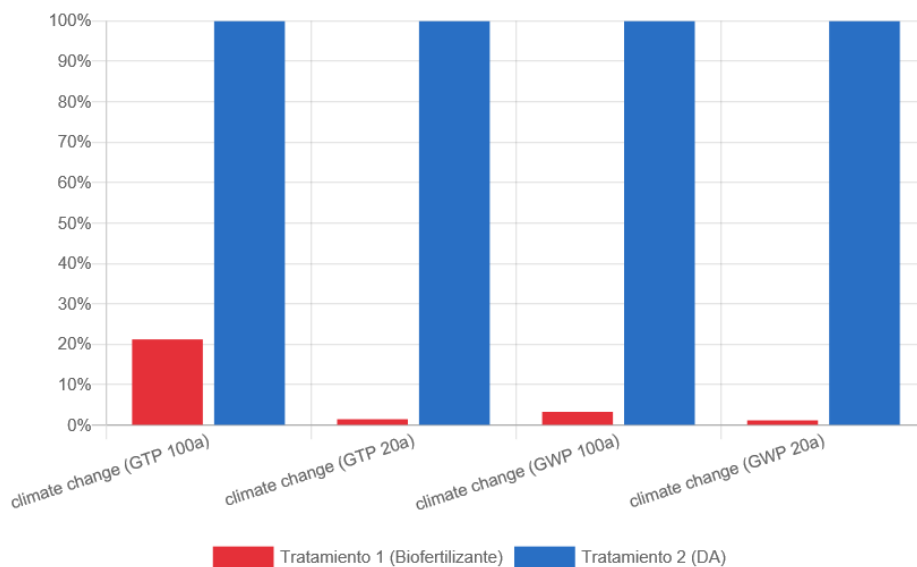


Fuente: Elaboración propia

Figura 6-8: Análisis comparativo del impacto de ciclo de vida para ambos tratamientos utilizando la metodología de impacto CML 2001 (Caso A)

6.3. Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV) para el caso B: Escala Nacional

Para el caso comparativo B, se comparó el impacto ambiental que tienen ambos tratamientos en la producción de lodos a nivel nacional, estimada a partir de la producción de salmones del año 2020. A continuación, se presenta el resultado obtenido para la comparación del impacto ambiental de ambos tratamientos, específicamente en el cambio climático, evaluado usando la metodología de ciclo de vida IPCC 2013 y comparando el resultado con 4 diferentes categorías de impacto al cambio climático.



Fuente. Elaboración propia

Figura 6-9: Resultado del Impacto de Ciclo de Vida para ambos tratamientos a escala nacional utilizando la metodología IPCC 2013 (Caso B).

En la figura 6-9 se pueden ver los resultados obtenidos para evaluar el impacto en el cambio climático de ambos tratamientos, utilizando la metodología IPCC 2013. Para las cuatro categorías de impacto que miden el impacto en el cambio climático, los resultados mostraron un menor impacto al cambio climático de parte del tratamiento 1 en las 4 categorías de impacto analizadas. Con los resultados, se calculó el potencial de reducción de las emisiones de GEI en cada categoría de impacto reemplazando por el tratamiento 1 la tecnología de tratamiento utilizada actualmente en Quimey-Co y varias compañías más (tratamiento 2). En la tabla 6-4, se muestra el potencial de reducción para el 25%, 50%, 75% y 100% de la producción nacional de desechos de salmón que se trate con el tratamiento 1 (producción de fertilizantes orgánicos) en lugar del tratamiento 2 (digestión anaeróbica).

Tabla 6-4: Potencial de Reducción de implementar el tratamiento 1 en lugar del tratamiento 2 como la tecnología de tratamiento de la industria chilena de salmón expresado en kg de CO₂ equivalentes.

% de Tratamiento 1 implementado	25%	50%	75%	100%
RP (GWP 20a)	2,37 E+10	4,7 E+10	7,11 E+10	9,48 E+10
RP (GTP 20a)	1,91 E+10	3,80 E+10	5,70 E+10	7,61 E+10
RP (GWP 100a)	7,88 E+09	1,58 E+10	2,36 E+10	3,15 E+10

RP (GTP 100a)	9,68 E+08	1,94E+09	2,90 E+09	3,87 E+09
----------------------	-----------	----------	-----------	-----------

Fuente. Elaboración propia

En la tabla 6-4 se puede apreciar como la reducción es mayor para las categorías de impacto con tiempo de horizonte a 20 años y el menor potencial de reducción de todas las categorías de impacto es la de GTP100a.

En la tabla 6-5 presentamos los ahorros generados en dólares americanos (USD) por reemplazar con el tratamiento 1 la deposición de desechos de peces para la industria piscícola chilena utilizando el costo social de del carbono (CO₂) para Chile en 2021. El costo social de una tonelada de CO₂ para Chile el 2021 es de \$23.926 (SNI & Subsecretaria de Evaluación de Inversiones, 2021), aproximadamente 30 USD en noviembre de 2021. Con el supuesto de que todas las plantas en Chile utilizan el tratamiento 2 (DA) para el tratamiento de residuos de salmón y solo un 25% de las empresas reemplazan con el tratamiento 1 (producción de fertilizantes orgánicos en el sitio) el tratamiento de lodos de peces, el ahorro expresado con el costo social sería de 231 millones de USD con la categoría de impacto GWP100a y de 696 millones con GWP20a, mientras que el ahorro en pesos chilenos sería de \$188.494 millones y \$566.993 millones, respectivamente. El ahorro a corto plazo o a 20 años, es 3 veces mayor que el ahorro a 100 años, esto será discutido en el siguiente apartado.

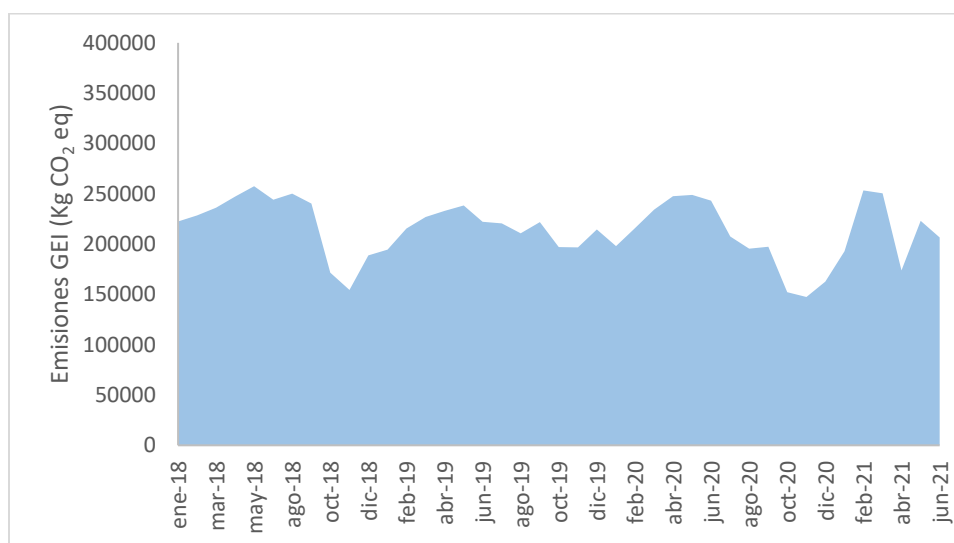
Tabla 6-5: Ahorros generados en USD al implementar el tratamiento 1 en lugar del tratamiento 2 en la industria salmonera chilena, basado en el costo social del CO₂ en Chile (SNI & Subsecretaria de Evaluación de Inversiones, 2021)

% de Tratamiento 1 implementado	Ahorros en Reducción de emisiones en USD (GWP20a)	Ahorro en Reducción de emisiones CLP (GWP20a)	Ahorro en Reducción de emisiones en USD (GWP100a)	Ahorro en Reducción de emisiones CLP (GWP100a)
0,25	\$696.551.583	\$566.992.989.000	\$231.565.704	\$188.494.483.000
0,5	\$1.393.103.225	\$1.133.986.030.000	\$463.137.346	\$376.993.800.000
0,75	\$2.089.651.869	\$1.700.976.620.000	\$694.696.583	\$565.483.019.000

Fuente: Elaboración propia

6.4. Emisiones de GEI para el tratamiento 1 y cambio matriz energética en Chile

A continuación, se presentan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para el tratamiento 1 producto de la energía eléctrica estimada para el secado mecánico de lodos a baja temperatura.



Fuente: Elaboración propia

Figura 6-10: Gráfica de emisiones de GEI a lo largo del tiempo para el consumo eléctrico del tratamiento 1.

Tabla 6-6: Emisiones de GEI y factor de emisión para el consumo de energía eléctrica anual del tratamiento 1. Factores de emisión en tCO₂ eq/MWh.

Fecha (año)	Factores de emisión	Emisiones GEI	Unidad
2018	0,417	221.861	Kg CO ₂ eq.
2019	0,406	215.962	Kg CO ₂ eq.
2020	0,383	204.154	Kg CO ₂ eq.

Fuente: <http://energiaabierta.cl/visualizaciones/factor-de-emision-sic-sing/>

En la figura 6-10, se puede ver la variación anual de las emisiones de GEI, según los factores de emisión de cada mes, representando las emisiones totales anuales del tratamiento 1 en

equivalencia de kg de CO₂. Es posible apreciar que los resultados tienen una tendencia similar año a año, con una bajada en el factor de emisión en los meses desde agosto hasta noviembre de cada año, donde posterior al mes de noviembre, el valor vuelve a incrementar.

En la tabla 6-6, se presentan los valores de factor de emisión para la conversión del consumo eléctrico a equivalencia de kg de CO₂ y los valores de emisiones de GEI para los años 2018, 2019 y 2020. Es posible ver una tendencia a la disminución en las emisiones de GEI de cada año, la cual se puede suponer que es producto del cambio de matriz energética de Chile, la cual específicamente en la zona sur del país donde se encuentran la mayoría de los centros de cultivo de salmones, está migrando rápidamente a energías renovables sin emisiones de GEI. El gran potencial que posee Chile para migrar a la carbono neutralidad en la matriz energética en unos años más, producto del potencial que tiene de generar electricidad a partir de energías renovables (en un 100%), debería disminuir aún más las emisiones del tratamiento 1 de acuerdo con el plan que tiene el gobierno al 2030.

7. Discusión de los Resultados obtenidos

Tras el análisis de las figuras 6-2 a la 6-9, y los resultados presentados en la tabla 6-3 del ACV para el caso comparativo A, estos indican que el impacto ambiental del tratamiento 1 que modela la generación de un biofertilizante sólido in situ con un proceso de secado mecánico a baja temperatura, es menor en las cuatro categorías de impacto medidas que el actual tratamiento de digestión anaeróbica desarrollado por la empresa externa (Riles del Sur), localizada a 200 km de distancia de la planta Quimey-Co. Las categorías de impacto donde se aprecian reducción de impactos son Potencial de Acidificación (PA), Potencial de Calentamiento Global (CC), Potencial de Toxicidad Humana (PTH) (exposición mediante el aire) y Potencial de Temperatura Global; para las metodologías: TRACI 2.1, EDIP 2003, CML 2001, IPCC 2013 y EPD 2018. Los mayores valores de impacto ambiental en CC, PA y PTH para el actual esquema de gestión de lodos (tratamiento 2) se pueden explicar por las emisiones fugitivas generadas por la digestión anaeróbica y las emisiones por el petróleo Diesel consumido por los camiones que transportan los lodos hacia el lugar en que se realiza el tratamiento de lodos.

Las emisiones que más contribuyen con el PA del tratamiento 2, son las emisiones de NO_x y H_2S durante el proceso de digestión anaeróbica. Para las dos categorías de impacto de CC, son las emisiones de CO_2 , CO y CH_4 durante la DA y la quema de Diesel para transportar los lodos con alto contenido de agua desde la empresa Quimey-Co hacia Paillaco. Para el caso de la categoría PTH, la diferencia entre ambos tratamientos puede atribuirse a las emisiones de gases del proceso de DA del tratamiento 2 y el proceso del tratamiento 1, que evita la descomposición anaeróbica de los desechos. En el proceso de elaboración del biofertilizante se tratan los lodos para aumentar la concentración de sólidos y disminuir el contenido de agua y además secándolos a baja temperatura, evitando desencadenar grandes cantidades de emisiones de nitrato de amonio (NH_4NO_3) al aire. (Horttanainen et al., 2017; Montes et al., 2009; Z. Liu et al., 2009).

Las dos condiciones que desencadenan la volatilización del amonio no condensable son un alto pH y altas temperatura. Estas dos condiciones favorecen la volatilización de amoniaco, desplazando el equilibrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ hacia este (Boniecki et al., 2012; Pagans et al., 2006). Ambas condiciones no se ven en este proceso, los lodos tienen un pH aproximado de 5 y el ensilaje un pH aproximado de 3, lo segundo producto del ácido fórmico (CH_2O_2) que se le agrega para formar el ensilado, y así, estabilizar y conservar la materia orgánica (Kafle et al., 2013; Karim et al., 2015). Por otra parte, la temperatura del proceso no supera los 40°C , lo cual controla las emisiones de amoniaco y con esto las emisiones de malos olores, además a esta temperatura, el amoniaco no se logra volatilizar, aumentando la concentración de amoniaco en el biofertilizante (sólido), para que al entrar en contacto con el suelo, se convierta en iones de amonio y alimenten a la flora (Pagans et al., 2006). Cabe destacar que, esto es de suma importancia para que el tratamiento 1 sea un proceso ambientalmente amigable, dado que el amoniaco genera impactos negativos en el ecosistema y es precursor para la formación de material particulado secundario (Faulkner & Shaw, 2008). Además, genera malos olores y se puede convertir a altas temperaturas en óxido nitroso (N_2O), el cual es un potente gas de efecto invernadero y contribuye 298 veces más que el dióxido de carbono al calentamiento global (Ip & Chew, 2010; Vaneeckhaute et al., 2018).

Los resultados obtenidos se alinean con lo que Chojnacka et al. (2019) concluyeron en su estudio, “Para implementar de manera efectiva tecnologías basadas en recursos biológicos,

es necesario construir pequeñas instalaciones de solubilización de desechos y/o generadoras de fertilizantes en el sitio de generación de los desechos, lo que resolverá el problema de transporte de residuos y peligros sanitarios”. Este es el caso del tratamiento 2, donde un gran contribuyente al potencial de cambio climático es el uso de Diesel para el transporte de los desechos del salmón a la planta de Riles del Sur.

En ambos casos comparativos, las principales emisiones que contribuyen con el cambio climático para ambos tratamientos provienen del sector energético. Para el tratamiento 1, la energía eléctrica necesaria para abastecer el sistema de secado mecánico, y para el tratamiento residual 2, el diésel para el transporte. Esto tiene sentido, en Chile la industria energética emite más GEI que cualquier otra industria del país, con un 77,4% de las emisiones nacionales principalmente por el consumo de carbono y Diesel, para la generación en su mayoría de energía eléctrica y transporte terrestre (Memoria Institucional Precio Al Carbono Chile, 2018).

Al comparar los resultados de las diferentes metodologías para las categorías de impacto PA y CC, se mostró consistencia en los resultados obtenidos para cada metodología. Para el PA, comparamos en una base logarítmica los resultados obtenidos por las metodologías TRACI 2.1, EPD 2018 y CML 2001 en kg de SO₂ equivalente. Las tres metodologías dieron exactamente los mismos resultados (fig. 6-2), lo que se puede atribuir a una misma forma de cuantificar el PA en estas tres metodologías. Para el CC, se compararon los resultados obtenidos por 5 metodologías de impacto con la categoría de impacto GWP100a. Las metodologías de impacto comparadas fueron TRACI 2.1, EDIP 2003, EPD 2018, IPCC 2013 y CML 2001. Los resultados para todas las categorías de impacto fueron consistentes y convergentes a el mismo resultado (Fig. 6-3). Para el tratamiento 1, las cinco metodologías evalúan un valor de alrededor de $3,3 \times 10^{10}$ kg de CO₂ equivalente. Para el tratamiento 2, tres metodologías (TRACI 2.1, EDIP 2003 y CML 2001) evalúan un valor de alrededor de $8,9 \times 10^{11}$ kg de CO₂ equivalente y dos metodologías (IPCC 2013 y EDP 2018) un valor de $1,0 \times 10^{12}$ kg de CO₂ equivalente, siendo un poco más alto. Las dos metodologías con mayor valor son las dos metodologías de impacto más contemporáneas, ambas de la última década, lo que puede atribuirse a mejoras en el cálculo realizadas o descubiertas en la última década.

A escala nacional, el impacto relativo de los resultados fue el mismo que en el caso comparativo A para la producción de lodos anual solo de la empresa Quimey-Co, como podemos ver al comparar la figura 6-6 con la figura 6-9 (Resultados de cada caso comparativo con la metodología de impacto IPCC 2013). Además, en la tabla 4, se puede observar cómo los ahorros en la reducción de emisiones son mucho mayores para el GWP20a que el ahorro con la categoría de impacto GWP100a. Esto sucede porque las emisiones del tratamiento 2 con un horizonte temporal de 20 años son aproximadamente 3 veces más altas que las emisiones de GWP con un horizonte temporal de 100 años dependiendo de la metodología de impacto (ver resultados de la tabla 3). Para EDIP 2003, IPCC 2013 y CML 2001, el GWP20a es 2,70; 2,94 y 2,88 veces mayor que el GWP100a, respectivamente. La razón principal de esta diferencia se debe a las emisiones de metano (y biogás) del tratamiento de DA presente en el tratamiento 2. Para un horizonte temporal de 100 años, el GWP del metano es de 36 gCO₂ eq. /gCH₄, lo que significa que el forzamiento radiactivo promedio de una emisión metano después de 100 años de la emisión, es 36 veces mayor que su masa equivalente de CO₂ emitido. Por otro lado, con una alta eficiencia radiactiva y una vida útil corta en comparación con el CO₂, el metano tiene un GWP mucho más alto en escalas de tiempo cortas: para el GWP20a es de 87 gCO₂ eq./gCH₄ más que el doble que en un tiempo de horizonte de 100 años (Balcombe et al., 2018). Por lo tanto, los ahorros por reducción de emisiones son mucho mayores en la evaluación de GWP con un horizonte de tiempo más corto y los valores más realistas son los ahorros en la reducción potencial para el GWP 100a.

Es por esto que, el IPCC y la mayoría de los estudios de ACV que consideran evaluar el potencial de calentamiento global, utilizan un horizonte temporal de 100 años (GWP100a). Los horizontes de tiempo de 20 años pueden alterar significativamente los resultados, lo que a menudo conduce a desacuerdos y conclusiones contradictorias en la literatura. El uso de una métrica a corto plazo ignora intrínsecamente el impacto de los forzadores (CO₂) de larga duración y a largo plazo y, en una escala de sistemas, eso significa prolongar el punto en el que el mundo alcanza la estabilización climática. Por el contrario, una métrica a largo plazo (500 años), genera un modelo menos exacto dado la cantidad de años en el horizonte de tiempo e ignora inherentemente el gran impacto de los forzadores de corta duración (CH₄), que pueden causar aumentos de temperatura más rápidos y requieren medidas de reducción de emisiones más drásticas antes para cumplir con los objetivos de temperatura. El uso de un

GWP100a proporciona el forzamiento radiactivo promedio que ocurre durante los 100 años posteriores a una emisión (Balcombe et al., 2018). Rohold (2018) estudió la mejor forma de guardar los lodos de salmón en Noruega, en base al modelo de negocios de Scandship AS y concluye que la mejor manera es mediante el secado de los lodos in situ, esto genera una reducción en el costo de transporte (al transportar mayor contenido de sólidos) y para estabilizar los desechos previo a transportarlos y almacenarlos.

8. Conclusiones

La industria acuícola tiene un papel importante en el bienestar de los países desarrollados y en vías de desarrollo. Esta industria se ha expandido rápidamente en los últimos años. La determinación de los impactos ambientales de esta industria es necesaria para asegurar su sostenibilidad y mejorar su desempeño ambiental. En Chile, esto afecta principalmente a la industria salmonera.

En este trabajo, se utilizó la metodología ACV para modelar el desempeño ambiental de la valorización de los desechos de peces de una piscicultura en Chile. La valoración consiste en la elaboración de un biofertilizante seco granulado a partir de lodos y mortandad de peces. Los desechos fueron tratados con un sistema de secado mecánico a baja temperatura. Esta alternativa de revalorización se propone como una mejora ambiental a la condición actual de disposición de lodos en vertederos o rellenos sanitarios (tratamiento 2). El estudio concluyó que la elaboración del biofertilizante tiene un impacto ambiental menor que el actual esquema de gestión de los residuos en las categorías de impacto de acidificación, cambio climático y toxicidad humana a través del aire, evaluado con diferentes categorías de impacto y metodologías. Además, la investigación demuestra que los resultados de las metodologías fueron consistentes para todos los casos, en la categoría de impacto de Potencial de Calentamiento Global, el horizonte de años juega un papel fundamental en el proceso que tienen emisiones de metano.

Se analizó las implicancias ambientales de la revalorización de los residuos de peces en la industria de la piscicultura de Chile y los resultados fueron categóricos en cuanto a la potencial de reducción de gases de efecto invernadero (CO₂ eq.) si se puede revalorizar estos residuos para producir este biofertilizante en el sitio de las plantas. Los principales beneficios

ambientales se lograrían al reducir las emisiones provenientes del combustible utilizado para el transporte de los residuos con alto contenido de agua y las emisiones fugitivas de biogás durante el proceso de degradación de los residuos. Al calcular el ahorro generado con el costo social del CO₂ en Chile para el año 2021, el ahorro en la reducción de emisiones para la categoría de impacto GWP100a al revalorizar los residuos sería de más de 231 millones de USD.

En conclusión, el resultado de la investigación identificó oportunidades clave para mejorar el desempeño ambiental y oportunidades para una mayor sostenibilidad en la industria de la acuicultura. El consumo de energía es un área importante de mejora para ambos tratamientos residuales con el fin de reducir los impactos ambientales. El cambio o migración de la matriz energética del país solucionaría esta problemática, principalmente en el caso del tratamiento residual 1. Las prácticas adecuadas de gestión de la energía reducirán el impacto general sobre el medio ambiente. Por lo tanto, es muy importante tratar estos residuos en el sitio, especialmente en un país largo como Chile, que posee grandes distancias. Queda para futuros estudios, evaluar el impacto de la reducción el contenido de agua en los residuos, transportando desechos con una mayor concentración de sólidos y por lo tanto menor consumo de energía para el transporte.

Estudios futuros de ACV para opciones de revalorización de estos residuos de peces de la industria deben tener en cuenta todo el ciclo de vida, desde la cuna hasta la tumba, para evaluar el impacto en la eutrofización, la ecotoxicidad terrestre y la toxicidad humana (oral) que los productos de ambos tratamientos (biofertilizante y compost) tienen en el suelo y las verduras o plantas e incluir un enfoque económico no solo para evaluar la responsabilidad del producto, sino también para incluir los beneficios económicos de generar este biofertilizante en los sitios de plantas de piscicultura.

9. Referencias bibliográficas

Alves, D., Villar, I., & Mato, S. (2019). Thermophilic composting of hydrocarbon residue with sewage sludge and fish sludge as cosubstrates: Microbial changes and TPH reduction. *Journal of Environmental Management*, 239(March), 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.028>

- Archer, M., Watson, R., & Denton, J. . (2001). *Fish Waste Production in the United Kingdom* (Issue November).
- Beyene, H. D., Werkneh, A. A., & Ambaye, T. G. (2018). Current updates on waste to energy (WtE) technologies: a review. *Renewable Energy Focus*, 24(00), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2017.11.001>
- Boardman, G. D. (2012). *Waste Treatment*.
- Boniecki, P., Dach, J., Pilarski, K., & Piekarska-Boniecka, H. (2012). Artificial neural networks for modeling ammonia emissions released from sewage sludge composting. *Atmospheric Environment*, 57, 49–54. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.036>
- Bourdin, F., Sakrabani, R., Kibblewhite, M. G., & Lanigan, G. J. (2014). Effect of slurry dry matter content, application technique and timing on emissions of ammonia and greenhouse gas from cattle slurry applied to grassland soils in Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 188(2014), 122–133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.025>
- Boyd, C., & Mcnevin, A. (2015). *Aquaculture, Resource Use, and the Environment* (Blackwell (ed.)). John Wiley & Sons.
- Brod, E., Oppen, J., Kristoffersen, A. Ø., Haraldsen, T. K., & Krogstad, T. (2017). Drying or anaerobic digestion of fish sludge: Nitrogen fertilisation effects and logistics. *Ambio*, 46(8), 852–864. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0927-5>
- Brundtland, G. (1987). *El desarrollo sostenible. Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo*. [http://www.gloobal.info/iepala/gloobal/fichas/ficha.php?entidad=Textos&id=1548&opcion=documento&cabecera=medioambiente\[30/01/2015](http://www.gloobal.info/iepala/gloobal/fichas/ficha.php?entidad=Textos&id=1548&opcion=documento&cabecera=medioambiente[30/01/2015)
- Caba, K. De, Guerrero, P., Trung, T. S., Cruz, M., Kerry, J. P., Fluhr, J., Maurer, M., Kruijssen, F., Albalat, A., Bunting, S., Burt, S., & Newton, R. (2018). From seafood waste to active seafood packaging: An emerging opportunity of the circular economy. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.164>
- Carlos, J., Asis, F. De, & Moreno, A. (2016). *Potential environmental impacts from fish sludge biogas production in Norwegian salmon farming Miljøpotensial af biogas produksjon på fiskeslam fra norsk lakseoppdrett*. Norwegian University of Life Sciences (NMBU).
- Carrere, M. (2019, April 19). Salmones en Chile: historias de una industria polémica y millonaria. *Mongabay*. <https://es.mongabay.com/2019/04/salmones-en-chile-denuncias-ambientales/>
- Castro, R. S., Borges Azevedo, C. M. S., & Bezerra-Neto, F. (2006). Increasing cherry

- tomato yield using fish effluent as irrigation water in Northeast Brazil. *Scientia Horticulturae*, 110(1), 44–50. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2006.06.006>
- Chojnacka, K., Gorazda, K., Witek-krowiak, A., & Moustakas, K. (2019). Recovery of fertilizer nutrients from materials - Contradictions , mistakes and future trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110(April), 485–498. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.063>
- Chojnacka, Katarzyna, Moustakas, K., & Witek-krowiak, A. (2019). Bio-based fertilizers: a practical approach towards circular economy. *Bioresource Technology*, 122223. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122223>
- Comision Regional del Medio Ambiente de la Región de los Ríos. (2009). *Resolucion exenta del proyecto “Planta de Reconversión de Materiales Residuales, RILESur Ltda.”*
- Danaher, J. J., Rakocy, J. E., & Shultz, R. C. (2011). *Dewatering and Composting Aquaculture Waste as a Growing Medium in the Nursery Production of Tomato Plants*. 223–230.
- Das, S. K., & Mandal, A. (2018). *Waste System : Its Utility and Analyses in Aquaculture*.
- De Vries, J. W., Groenestein, C. M., & De Boer, I. J. M. (2012). Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *Journal of Environmental Management*, 102(x), 173–183. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.032>
- Dincer, I. (2018). *Comprehensive Energy Systems*. Elsevier.
- DIRECON-PROCHILE. (2018). *Anuario de las exportaciones chilenas 2018*. https://www.prochile.gob.cl/wp-content/uploads/2018/08/anuario_servicios_capitulo1_bienes_2018.pdf
- Eiroa, M., Costa, J. C., Alves, M. M., Kennes, C., & Veiga, M. C. (2012). Evaluation of the biomethane potential of solid fish waste. *Waste Management*, 32(7), 1347–1352. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.020>
- Espaliat, M. (2017). *ECONOMIA CIRCULAR Y SOSTENIBILIDAD: Nuevos enfoques para la creación de valor*.
- FAO. (2011). Food loss and food waste: Causes and solutions. In *Food Loss and Food Waste: Causes and Solutions*. UN Food and Agriculture Organization. <https://doi.org/10.4337/9781788975391>
- FAO. (2018). The state of world fisheries and aquaculture: Meeting the sustainable development goals. In *Fisheries Oceanography* (Vol. 29, Issue 3). <https://doi.org/10.1111/fog.12466>

- Faulkner, W. B., & Shaw, B. W. (2008). Review of ammonia emission factors for United States animal agriculture. *Atmospheric Environment*, 42(27), 6567–6574. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.04.021>
- Franco-García, M.-L., Carpio-aguilar, J. C., & Bressers, H. (2019). Towards Zero Waste, Circular Economy Boost: Waste to Resources. *Greening of Industry Networks Studies*, 1–9. <http://www.springer.com/series/10444>
- Freitas, J., Vaz-Pires, P., & Câmara, J. S. (2020). From aquaculture production to consumption: Freshness, safety, traceability and authentication, the four pillars of quality. *Aquaculture*, 518, 734857. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734857>
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320(5878), 889–892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Ghinea, C., & Gavrilescu, M. (2019). Solid Waste Management for Circular Economy: Challenges and Opportunities in Romania – The Case Study of Iasi County. *Springer Nature Switzerland*, 6.
- Ghosh, S. K. (2020). *Circular Economy : Global Perspective*.
- Guo, Z., Yan, N., & Lapkin, A. A. (2019). ScienceDirect Towards circular economy : integration of bio-waste into chemical supply chain. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 26, 148–156. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2019.09.010>
- Gutiérrez, E., Lozano, S., & Guillén, J. (2020). Efficiency data analysis in EU aquaculture production. *Aquaculture*, 520, 734962. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.734962>
- Hauschild, M. Z., & Potting, J. (2005). *Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology*. Environmental News 80.
- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R., & Olsen, S. . (2018). Life Cycle Assessment: Theory and practice. In *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_6
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., & Kennedy, C. (2013). Waste production must peak this century. *Nature*, 502(7473), 615–617. <https://doi.org/10.1038/502615a>
- Horttanainen, M., Deviatkin, I., & Havukainen, J. (2017). Nitrogen release from mechanically dewatered sewage sludge during thermal drying and potential for recovery. *Journal of Cleaner Production*, 142, 1819–1826. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.102>

- Illera-Vives, M., Seoane Labandeira, S., Brito, L. M., López-Fabal, A., & López-Mosquera, M. E. (2015). Evaluation of compost from seaweed and fish waste as a fertilizer for horticultural use. *Scientia Horticulturae*, *186*, 101–107. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.02.008>
- Ip, Y. K., & Chew, S. F. (2010). Ammonia production, excretion, toxicity, and defense in fish: A review. *Frontiers in Physiology*, *1* OCT(October), 1–20. <https://doi.org/10.3389/fphys.2010.00134>
- Jayasinghe, P., & Hawboldt, K. (2012). A review of bio-oils from waste biomass: Focus on fish processing waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *16*(1), 798–821. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.005>
- Kafle, G. K., Kim, S. H., & Sung, K. I. (2013). Ensiling of fish industry waste for biogas production: A lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics. *Bioresource Technology*, *127*, 326–336. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.032>
- Karim, N., Lee, M., & Arshad, A. (2015). *THE EFFECTIVENESS OF FISH SILAGE AS ORGANIC FERTILIZER ON POST-HARVEST QUALITY OF PAK CHOY (Brassica rapa L . subsp . chinensis). October 2017.*
- Khiari, Z., Kaluthota, S., & Savidov, N. (2018). Aerobic bioconversion of aquaculture solid waste into liquid fertilizer: Effects of bioprocess parameters on kinetics of nitrogen mineralization. *Aquaculture*, #pagerange#. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.10.059>
- Klöpffer, W., & Grahl, B. (2014). *Life Cycle Assessment (LCA): A guide to best practice.* Wiley-VCH. <https://doi.org/10.16309/j.cnki.issn.1007-1776.2003.03.004>
- Koppelaar, R. H. E. M., & Weikard, H. P. (2013). Assessing phosphate rock depletion and phosphorus recycling options. *Global Environmental Change*, *23*(6), 1454–1466. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.09.002>
- Laso, J., Margallo, M., Celaya, J., Fullana, P., Gazulla, C., Aldaco, R., & Irabien, A. (2016). Finding the best available techniques for an environmental sustainable waste management in the fish canned industry. *Chemical Engineering Transactions*, *52*, 385–390. <https://doi.org/10.3303/CET1652065>
- Lebuf, V., Michels, E., & Belia, E. (2016). *Nutrient Recovery from Digestate : Systematic Technology Review and Product Classification.* <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9642-x>
- Lee, J., Kumar, S., Patel, S., Sung, B. H., & Kalia, V. C. (2019). Running Title : Biomolecules production from biowaste. *Bioresource Technology*, 122346.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122346>

- Liu, W., Xu, J., Liu, J., Cao, H., Huang, X. F., & Li, G. (2015). Characteristics of ammonia emission during thermal drying of lime sludge for co-combustion in cement kilns. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 36(2), 226–236. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.942705>
- López-Mosquera, M. E., Fernández-Lema, E., Villares, R., Corral, R., Alonso, B., & Blanco, C. (2011). Composting fish waste and seaweed to produce a fertilizer for use in organic agriculture. *Procedia Environmental Sciences*, 9, 113–117. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.11.018>
- Macarthur, E. (2013). Towards the circular economy. In *Ellen Macarthur Foundation*.
- Macarthur, E. (2018). *Ellen Macarthur Foundation*. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/case-studies/effective-industrial-symbiosis>
- Maillard, V. M., Boardman, G. D., Nyland, J. E., & Kuhn, D. D. (2005). Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering*, 33(4), 271–284. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.02.006>
- Mandal, R. N., Chakrabarti, P. P., Paul, B. N., Chattopadhyay, D. N., Das, A., Hussan, A., & Jayasankar, P. (2018). Recycling of Sewage in Aquaculture: Decadal Technical Advancement. *Nature Singapore, Waste Management Through Aquaculture*, 95–118.
- Mart, M., Robles-porchas, G. R., Gollas-galv, T., Miranda-baeza, A., Vargas-albores, F., & Rafael, L. (2020). *The nitrification process for nitrogen removal in biofloc system aquaculture*. 1–22. <https://doi.org/10.1111/raq.12431>
- McCrackin, M. L., Gustafsson, B. G., Hong, B., Howarth, R. W., Humborg, C., Savchuk, O. P., Svanbäck, A., & Swaney, D. P. (2018). Correction to: Opportunities to reduce nutrient inputs to the Baltic Sea by improving manure use efficiency in agriculture (*Regional Environmental Change*, (2018), 18, 6, (1843-1854), 10.1007/s10113-018-1308-8). *Regional Environmental Change*, 18(6), 1855–1856. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1340-8>
- Miller, D., & Semmens, K. (2002). *Waste Management in Aquaculture*. January.
- Monsees, H., Keitel, J., Paul, M., Kloas, W., & Wuertz, S. (2017). *Potential of aquacultural sludge treatment for aquaponics : evaluation of nutrient mobilization under aerobic and anaerobic conditions*. 9, 9–18. <https://doi.org/10.3354/aei00205>
- Montes, F., Rotz, C. A., & Chaoui, H. (2009). Process modeling of ammonia volatilization from ammonium solution and manure surfaces: A review with recommended models. *Transactions of the ASABE*, 52(5), 1707–1719.

- Morseletto, P. (2020). Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 153(November 2019), 104553. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104553>
- Mu, D., Horowitz, N., Casey, M., & Jones, K. (2017). Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. *Waste Management*, 59, 476–486. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.026>
- Mundial, P. del M. A. (2007). GEO4. In *Medio Ambiente para el Desarrollo. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)*.
- Naylor, S. J., Moccia, R. D., & Durant, G. M. (1999). The Chemical Composition of Settleable Solid Fish Waste (Manure) from Commercial Rainbow Trout Farms in Ontario, Canada. *North American Journal of Aquaculture*, 61(1), 21–26. [https://doi.org/10.1577/1548-8454\(1999\)061<0021:tccoss>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8454(1999)061<0021:tccoss>2.0.co;2)
- Ndiaye, N. A., Maiguizo-diagne, H., Diadhiou, H. D., & Ndiaye, W. N. (2019). *Methanogenic and fertilizing potential of aquaculture waste : towards freshwater farms energy self-sufficiency in the framework of blue growth*. 1–10. <https://doi.org/10.1111/raq.12390>
- Newton, R. W., & Little, D. C. (2018). Mapping the impacts of farmed Scottish salmon from a life cycle perspective. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(5), 1018–1029. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1386-8>
- Obrique-contreras, J., & Cha, P. (2010). *Bioremediation of aquaculture wastes*. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2010.04.001>
- ONU. (2019). Innovative Solutions for Environmental Challenges and Sustainable Consumption and Production. *UNEA-4 Fourth Session of the UN Environment Assembly of the UN Environment Programme*.
- Oropeza Mora, P. M. (2014). *Determinación del ratio de consumo en petróleo en camiones gigantes*. Universidad Nacional de Ingeniería.
- Pagans, E., Barrena, R., Font, X., & Sánchez, A. (2006). Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 62(9), 1534–1542. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.06.044>
- Pędziwiatr, P., Zawadzki, D., & Michalska, K. (2017). *AQUACULTURE WASTE MANAGEMENT*. 22, 20–29.
- Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B., & Silverman, H. (2009). Not all salmon are created equal: Life cycle assessment (LCA) of global salmon farming systems. *Environmental Science and Technology*, 43(23), 8730–8736. <https://doi.org/10.1021/es9010114>

- Pitt, J., & Heinemeyer, C. (2015). Introducing ideas of a circular economy. *Environment, Ethics and Cultures*, 245–260.
- Plazzotta, S., & Manzocco, L. (2019). 10. Food waste valorization. In *Saving Food*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815357-4.00010-9>
- Priyadarshini, P., & Abhilash, P. C. (2020). Circular Economy Practices within Energy and Waste Management Sectors of India : A Meta-Analysis. *Bioresource Technology*, 123018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123018>
- Radziemska, M., Daria, M., Dana, V., Martin, A., & Zbigniew, B. (2019). Valorization of Fish Waste Compost as a Fertilizer for Agricultural Use. *Waste and Biomass Valorization*, 10(9), 2537–2545. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0288-8>
- Radziemska, M., & Mazur, Z. (2015). Effect of compost from by-product of the fishing industry on crop yield and microelement content in maize. *Journal of Ecological Engineering*, 16(4), 168–175. <https://doi.org/10.12911/22998993/59378>
- Rakocy, J. E., Bailey, D. S., Shultz, R. C., & Danaher, J. J. (2007). *Preliminary Evaluation of Organic Waste from Two Aquaculture Systems as a Source of Inorganic Nutrients for Hydroponics*. 201–208.
- Ray, L., & Adhya, T. K. (2020). Energy, nutrient, and water resource recovery from agriculture and aquaculture wastes. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64321-6.00018-5>
- Recchia, L., Boncinelli, P., Cini, E., Vieri, M., Garbati Pegna, F., & Sarri, D. (2012). Multicriteria Analysis and LCA Techniques. In *Green Energy and Technology*. Springer. <https://doi.org/10.2174/97816080528511120101>
- Robles, Á., Aguado, D., Barat, R., Borrás, L., Bouzas, A., Giménez, B., Martí, N., Ribes, J., Ruano, M. V., Ferrer, J., & Seco, A. (2019). New frontiers from removal to recycling of nitrogen and phosphorus from wastewater in the circular economy. *Bioresource Technology*, 122673. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122673>
- Rodriguez, Y. E., Sacristán, H. J., & López-greco, L. S. (2019). *From fish-processing waste to feed additives for crayfish*. *June 2018*, 1–15. <https://doi.org/10.1111/jwas.12585>
- Rohold, L. (2018). Will dried sludge from fish farming become a contributor or competitor to the utilization of municipal sludge? *European Biomass Conference and Exhibition Proceedings, 2018(26thEUBCE)*, 1434–1439.
- Rosa, J., Lemos, M. F. L., Crespo, D., Nunes, M., Freitas, A., Ramos, F., Pardal, M. Â., & Leston, S. (2020). Integrated multitrophic aquaculture systems – Potential risks for food safety. *Trends in Food Science and Technology*, 96, 79–90. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.12.008>

- Ruiz-salmón, I., Margallo, M., Laso, J., Villanueva-rey, P., Quinteiro, P., Dias, A. C., Nunes, M. L., Marques, A., Feijoo, G., Moreira, M. T., Loubet, P., Sonnemann, G., Cooney, R., Clifford, E., Rowan, N., Paz, D. M., Parga, I., Anglada, C., Martin, J., & Irabien, Á. (2020). Addressing challenges and opportunities of the European seafood sector under a circular economy framework. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.01.004>
- Sadhukhan, J., Dugmore, T. I. J., Matharu, A., & Martinez-hernandez, E. (2020). Perspectives on “ Game Changer ” Global Challenges for Sustainable 21st Century : Plant-Based Diet , Unavoidable Food Waste Biorefining , and Circular Economy. *Sustainability*.
- Saer, A., Lansing, S., Davitt, N. H., & Graves, R. E. (2013). Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots. *Journal of Cleaner Production*, 52, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.022>
- Salazar, F., Alfaro, M., Teuber, N., & Saldaña, R. (2005). Uso de lodos de la industria salmonera en suelos agrícolas. *Tierra Adentro*.
- Sarsaiya, S., Jain, A., Kumar Awasthi, S., Duan, Y., Kumar Awasthi, M., & Shi, J. (2019). Microbial dynamics for lignocellulosic waste bioconversion and its importance with modern circular economy, challenges and future perspectives. *Bioresource Technology*, 291(June), 121905. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121905>
- Schlesinger, W. H. (2009). On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(1), 203–208. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810193105>
- Scholz, M. (2017). Creating a circular economy for phosphorus fertilizers. *Fertilizer Focus*.
- Scrivener, M., & Carmical, P. (2012). Life Cycle Assessment Handbook. In M. A. Curran (Ed.), *Life Cycle Assessment Handbook*. Scrivener Publishing LLC. <https://doi.org/10.1002/9781118528372>
- Selva, M. (2020). Nano-technologies for the sustainable valorisation of biowastes. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.02.005>
- SERNAPESCA. (2020). *Anuario Estadístico de Pesca y Acuicultura 2020*. <http://www.sernapesca.cl/informacion-utilidad/anuarios-estadisticos-de-pesca-y-acuicultura>
- Serrano, A., Siles, J. A., Chica, A. F., & Martín, M. Á. (2013). Agri-food waste valorization through anaerobic co-digestion: Fish and strawberry residues. *Journal of Cleaner Production*, 54, 125–132. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.002>

- Shaji, H., Chandran, V., & Mathew, L. (2021). Organic fertilizers as a route to controlled release of nutrients. In *Controlled Release Fertilizers for Sustainable Agriculture*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819555-0.00013-3>
- Sharrer, M., Rishel, K., Taylor, A., Vinci, B. J., & Summerfelt, S. T. (2010). Bioresource Technology The cost and effectiveness of solids thickening technologies for treating backwash and recovering nutrients from intensive aquaculture systems. *Bioresource Technology*, *101*(17), 6630–6641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.101>
- Sherwood, J. (2020). The significance of biomass in a circular economy. *Bioresource Technology*, 122755. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122755>
- Sigurnjak, I., Michels, E., Crappé, S., Buysens, S., Tack, F. M. G., & Meers, E. (2016). Scientia Horticulturae Utilization of derivatives from nutrient recovery processes as alternatives for fossil-based mineral fertilizers in commercial greenhouse production of *Lactuca sativa* L. *Scientia Horticulturae*, *198*, 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.11.038>
- SNI, & Subsecretaria de Evaluación de Inversiones. (2021). *Precios sociales 2021*.
- Solutions, W. (2019). *No Title*. https://www.webfleet.com/es_es/webfleet/blog/conoces-el-consumo-de-diesel-de-un-camion-por-km/
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S. J., Herrero, M., Carlson, K. M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L. J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., ... Willett, W. (2018). Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, *562*(7728), 519–525. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
- Stahel, W., & Reday, G. (1976). *The Potential for Substituting Manpower for Energy*.
- Styles, D., Adams, P., Thelin, G., Vaneckhaute, C., Withers, P. J. A., & Chadwick, D. (2018). *Remediation and Control Technologies Life cycle assessment of biofertilizer production and use compared with conventional liquid digestate management Life cycle assessment of biofertilizer production and use compared with.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01619>
- Sutton, M. A. (2011). Too much of a good thing? *Science Translational Medicine*, *5*(213), 5–7. <https://doi.org/10.1126/scitranslmed.3008071>
- Svanbäck, A., Mccrackin, M. L., Swaney, D. P., Linefur, H., Gustafsson, B. G., Howarth, R. W., & Humborg, C. (2019). Reducing agricultural nutrient surpluses in a large catchment – Links to livestock density. *Science of the Total Environment*, *648*, 1549–1559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.194>
- Tacon, A. G. J. (2020). Trends in Global Aquaculture and Aquafeed Production: 2000–2017.

Reviews in Fisheries Science and Aquaculture, 28(1), 43–56.
<https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1649634>

Tomczak-Wandzel, R., & Levlin, E. (2011). *Biogas production from fish wastes in co-digestion with sewage sludge*. 7–14.

Toppe, J., Olsen, R. ., Peñarubia, O. ., & James, D. G. (2018). Producción y utilización del ensilado de pescado. *Organizaciones de Las Naciones Unidas Para La Alimentación y La Agricultura*, 1, 28. <http://www.fao.org/3/i9606es/I9606ES.pdf>

Ubando, A. T., Rose, D., Rivera, T., Chen, W., & Culaba, A. B. (2019). Bioresource Technology A comprehensive review of life cycle assessment (LCA) of microalgal and lignocellulosic bioenergy products from thermochemical processes. *Bioresource Technology*, 291(May), 121837. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121837>

Valdes-Delgado, A. (2015). La generación y uso del hidrógeno para el suministro de caña a la industria azucarera. *ICIDCA Sobre Los Derivados de Caña de Azucar*, 49, 34–36.

Vaneekhaute, C., Meers, E., Michels, E., Ghekiere, G., Accoe, F., & Tack, F. M. G. (2013). Closing the nutrient cycle by using bio-digestion waste derivatives as synthetic fertilizer substitutes : A field experiment. *Biomass and Bioenergy*, 55, 175–189. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.032>

Vaneekhaute, C., Styles, D., Prade, T., Adams, P., Thelin, G., Rodhe, L., Gunnarsson, I., & Hertefeldt, T. D. (2018). Closing nutrient loops through decentralized anaerobic digestion of organic residues in agricultural regions : A multi-dimensional sustainability assessment. *Resources, Conservation & Recycling*, 136(August 2017), 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.027>

Verdegem, M. C. J. (2013). *Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment*. 1–14. <https://doi.org/10.1111/raq.12011>

Vijayan, H., Joseph, I., & Raj, R. P. (2009). *Biotransformation of tuna waste by co-fermentation into an aquafeed ingredient*. 1047–1053. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02197.x>

Wang, Y., Zhu, Y., Zhang, S., & Wang, Y. (2018). What could promote farmers to replace chemical fertilizers with organic fertilizers? *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.222>

Yalsuyi, A. M., & Vajargah, M. F. (2017). Recent advance on aspect of fisheries: A review. *Journal of Coastal Life Medicine*, 5(4), 141–148. <https://doi.org/10.12980/jclm.5.2017j6-226>

Z. Liu, L. Wang, D. B. Beasley, & S. B. Shah. (2009). Modeling Ammonia Emissions from Broiler Litter at Laboratory Scale. *Transactions of the ASABE*, 52(5), 1683–1694.

<https://doi.org/10.13031/2013.29131>

Zhang, H., Gao, Y., Liu, J., Lin, Z., Lee, C. T., Hashim, H., Wu, W. M., & Li, C. (2021). Recovery of nutrients from fish sludge as liquid fertilizer to enhance sustainability of aquaponics: A review. *Chemical Engineering Transactions*, 83(2018), 55–60. <https://doi.org/10.3303/CET2183010>

10. Anexos

A. Informe de resultados caracterización de lodos y ensilaje de peces



LABORATORIO DE NUTRICIÓN ANIMAL Y MEDIO AMBIENTE

INFORME DE RESULTADOS

EMITIDO POR EL LABORATORIO DE NUTRICIÓN ANIMAL Y MEDIO AMBIENTE

CÓDIGO	PRT-16-F01
VERSIÓN	03
VIGENCIA	26-04-2010

INFORME Nº 18-8472-Q

FECHA DE ENTREGA 12-10-2018

ANTECEDENTES DEL CLIENTE										
NOMBRE	SOC COMERCIAL AGRI Y FORESTAL NALCAHUE			DIRECCION	SAN MARTIN 734			CONVENIO		
ANTECEDENTES DE LA MUESTRA										
CÓDIGO	66364	IDENTIFICACIÓN	QUIMEYCO LODO PISCICULTURA AGUA DULCE			TIPO MUESTRA	LODO PISCICULTURA			
FECHA DE RECEPCIÓN	01-10-2018	FECHA DE MUESTRO		OBSERVACIONES EN LA RECEPCIÓN						
RESULTADOS ENSAYOS										
PARÁMETROS	EXPRESIÓN	MÉTODO	BASE SECA		BASE HUMEDA			FECHA ENSAYO	OBSERVACION	
			UNIDAD	VALOR	UNIDAD	VALOR	UNIDAD			VALOR
Materia Seca	Ms	ME-41	(%)	11,8	(%)				03-10-2018	
Cenizas	Cen	ME-40	(%)	21,8	(%)					
Carbono	C	ME-40	(%)	43,4	(%)					
Materia orgánica	M.O	ME-40	(%)	78,2	(%)					
pH	pH	ME-42	(%)	5,4	(%)				01-10-2018	
Conductividad Eléctrica	CE	ME-50	(dS/m)	7,13	(dS/m)					
Nitrógeno Kjeldahl	N	ME-27	(%)	6,97	(%)	0,82	(Kg/Ton)	8,25	03-10-2018	
Nitrógeno Orgánico	Norg	ME-44	(%)	6,56	(%)	0,78	(Kg/Ton)	7,77		
Nitrógeno Amoniacal	N-NH ₃	ME-43	(%)	0,41	(%)	0,048	(Kg/Ton)	0,48	01-10-2018	
Nitrato	N-NO ₃	ME-43	(%)	0,04	(%)	0,004	(Kg/Ton)	0,044		
Fósforo	P ₂ O ₅	ME-39	(%)	4,85	(%)	0,57	(Kg/Ton)	5,74		
Potasio	K ₂ O	ME-33	(%)	0,09	(%)	0,01	(Kg/Ton)	0,11		
Calcio	CaO	ME-30	(%)	5,29	(%)	0,63	(Kg/Ton)	6,27		
Magnesio	MgO	ME-31	(%)	0,26	(%)	0,03	(Kg/Ton)	0,31		
Sodio	Na	ME-32	(%)	0,12	(%)	0,01	(Kg/Ton)	0,15		
Azufre	S	ME-10	(%)		(%)		(Kg/Ton)			
Zinc	Zn	ME-34	(ppm)	501,8	(ppm)	59,41	(g/Ton)	59,4		
Manganeso	Mn	ME-35	(ppm)	267	(ppm)	32	(g/Ton)	32		
Hierro	Fe	ME-36	(ppm)	2214	(ppm)	262	(g/Ton)	262		
Cobre	Cu	ME-37	(ppm)	37	(ppm)	4	(g/Ton)	4		

Figura 10-1: Informe de resultados Lodos empresa Quimey-Co 2018. Informe 18-8472-Q



INFORME N° 18-8472-Q

FECHA DE ENTREGA 12-10-2018

ANTECEDENTES DEL CLIENTE											
NOMBRE	SOC COMERCIAL AGRI Y FORESTAL NALCAHUE			DIRECCION	SAN MARTIN 734			CONVENIO			
ANTECEDENTES DE LA MUESTRA											
CÓDIGO	66366	IDENTIFICACIÓN	HUINCARA ENSILAJE PISCICULTURA AGUA DULCE			TIPO MUESTRA	ENSILAJE PISCICULTURA				
FECHA DE RECEPCIÓN	01-10-2018	FECHA DE MUESTREO		OBSERVACIONES EN LA RECEPCIÓN							
RESULTADOS ENSAYOS											
PARÁMETROS	EXPRESIÓN	MÉTODO	BASE SECA		BASE HUMEDA				FECHA ENSAYO	OBSERVACION	
			UNIDAD	VALOR	UNIDAD	VALOR	UNIDAD	VALOR			
Materia Seca	Ms	ME-41	(%)	12,0	(%)					03-10-2018	
Cenizas	Cen	ME-40	(%)	20,2	(%)					05-10-2018	
Carbono	C	ME-40	(%)	44,3	(%)					05-10-2018	
Materia orgánica	M.O	ME-40	(%)	79,8	(%)					05-10-2018	
pH	pH	ME-42	(%)	3,2	(%)					01-10-2018	
Conductividad Eléctrica	CE	ME-50	(dS/m)	28,1	(dS/m)						
Nitrógeno Kjeldahl	N	ME-27	(%)	7,98	(%)	0,96	(Kg/Ton)	9,55		03-10-2018	
Nitrógeno Orgánico	Norg	ME-44	(%)	7,92	(%)	0,95	(Kg/Ton)	9,48			
Nitrógeno Amoniacal	N-NH ₃	ME-44	(%)	0,06	(%)	0,007	(Kg/Ton)	0,07		01-10-2018	
Nitrato	N-NO ₃	ME-43	(%)	0,02	(%)	0,002	(Kg/Ton)	0,019			
Fósforo	P ₂ O ₅	ME-39	(%)	3,09	(%)	0,37	(Kg/Ton)	3,69			
Potasio	K ₂ O	ME-33	(%)	1,25	(%)	0,15	(Kg/Ton)	1,50			
Calcio	CaO	ME-30	(%)	1,75	(%)	0,21	(Kg/Ton)	2,10			
Magnesio	MgO	ME-31	(%)	0,36	(%)	0,04	(Kg/Ton)	0,44			
Sodio	Na	ME-32	(%)	6,40	(%)	0,77	(Kg/Ton)	7,66			
Azufre	S	ME-10	(%)		(%)		(Kg/Ton)				
Zinc	Zn	ME-34	(ppm)	105,6	(ppm)	12,65	(g/Ton)	12,6			
Manganeso	Mn	ME-35	(ppm)	14	(ppm)	2	(g/Ton)	2			
Hierro	Fe	ME-36	(ppm)	188	(ppm)	23	(g/Ton)	23			
Cobre	Cu	ME-37	(ppm)	44	(ppm)	5	(g/Ton)	5			

Figura 9.10-2: Informe de resultados Ensilado de peces empresa Quimey-Co 2018. Informe 18-8472-Q



INFORME N° 20-9325-Q

FECHA DE ENTREGA 09-07-2020

ANTECEDENTES DEL CLIENTE											
NOMBRE	UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA			DIRECCION	AVDA. FRANCISCO SALAZAR 1145				CONVENIO		
ANTECEDENTES DE LA MUESTRA											
CÓDIGO	75900	IDENTIFICACIÓN	lodo piscicultura			TIPO MUESTRA	lodo piscicultura				
FECHA DE RECEPCIÓN	16-06-2020	FECHA DE MUESTREO		OBSERVACIONES EN LA RECEPCIÓN							
RESULTADOS ENSAYOS											
PARÁMETROS	EXPRESIÓN	MÉTODO	BASE SECA		BASE HUMEDA				FECHA ENSAYO	OBSERVACION	
			UNIDAD	VALOR	UNIDAD	VALOR	UNIDAD	VALOR			
Materia Seca	Ms	ME-41	(%)	15,2	(%)					18-06-2020	
Cenizas	Cen	ME-40	(%)	15,9	(%)						
Carbono	C	ME-40	(%)	46,7	(%)					19-06-2020	
Materia orgánica	M.O	ME-40	(%)	84,1	(%)					19-06-2020	
pH	pH	ME-42	(%)	5,1	(%)					16-06-2020	
Conductividad Eléctrica	CE	ME-50	(dS/m)	5,78	(dS/m)					19-06-2020	
Nitrógeno Kjeldahl	N	ME-27	(%)	8,04	(%)	1,23	(Kg/Ton)	12,26		17-06-2020	
Nitrógeno Orgánico	Norg	ME-27, ME-44	(%)	7,58	(%)	1,16	(Kg/Ton)	11,56		17-06-2020	
Nitrógeno Amoniacal	N-NH ₃	ME-44	(%)	0,46	(%)	0,070	(Kg/Ton)	0,70		16-06-2020	
Nitrato	N-NO ₃	ME-43	(%)	0,006	(%)	0,001	(Kg/Ton)	0,008			
Fósforo	P ₂ O ₅	ME-39	(%)	6,68	(%)	1,02	(Kg/Ton)	10,18		02-07-2020	
Potasio	K ₂ O	ME-33	(%)	0,10	(%)	0,02	(Kg/Ton)	0,16		08-07-2020	
Calcio	CaO	ME-30	(%)	6,05	(%)	0,92	(Kg/Ton)	9,22		08-07-2020	
Magnesio	MgO	ME-31	(%)	0,24	(%)	0,04	(Kg/Ton)	0,37		08-07-2020	
Sodio	Na	ME-32	(%)	0,03	(%)	0,00	(Kg/Ton)	0,05		08-07-2020	
Azufre	S	ME-10	(%)		(%)		(Kg/Ton)				
Zinc	Zn	ME-34	(ppm)	611,9	(ppm)	93,28	(g/Ton)	93,3		24-06-2020	
Manganeso	Mn	ME-35	(ppm)	95	(ppm)	14	(g/Ton)	14		26-06-2020	
Hierro	Fe	ME-36	(ppm)	1309	(ppm)	200	(g/Ton)	200		26-06-2020	
Cobre	Cu	ME-37	(ppm)	23	(ppm)	3	(g/Ton)	3		08-07-2020	

Figura 10-3: Informe de resultados de lodos empresa Quimey-Co 2020. Informe 20-9325-Q



INFORME N° 20-9325-Q

FECHA DE ENTREGA 09-07-2020

ANTECEDENTES DEL CLIENTE											
NOMBRE	UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA			DIRECCION	AVDA. FRANCISCO SALAZAR 1145				CONVENIO		
ANTECEDENTES DE LA MUESTRA											
CÓDIGO	75899	IDENTIFICACIÓN	ensilaje piscicultura			TIPO MUESTRA	ensilaje piscicultura				
FECHA DE RECEPCIÓN	16-06-2020	FECHA DE MUESTREO		OBSERVACIONES EN LA RECEPCIÓN							
RESULTADOS ENSAYOS											
PARÁMETROS	EXPRESIÓN	MÉTODO	BASE SECA		BASE HUMEDA				FECHA ENSAYO	OBSERVACION	
			UNIDAD	VALOR	UNIDAD	VALOR	UNIDAD	VALOR			
Materia Seca	Ms	ME-41	(%)	11,6	(%)					18-06-2020	
Cenizas	Cen	ME-40	(%)	10,9	(%)						
Carbono	C	ME-40	(%)	49,5	(%)					19-06-2020	
Materia orgánica	M.O	ME-40	(%)	89,1	(%)					19-06-2020	
pH	pH	ME-42	(%)	3,4	(%)					16-06-2020	
Conductividad Eléctrica	CE	ME-50	(dS/m)	15,47	(dS/m)					19-06-2020	
Nitrógeno Kjeldahl	N	ME-27	(%)	9,51	(%)	1,11	(Kg/Ton)	11,07		17-06-2020	
Nitrógeno Orgánico	Norg	ME-27	(%)	9,39	(%)	1,09	(Kg/Ton)	10,93		17-06-2020	
Nitrógeno Amoniacal	N-NH ₃	ME-44	(%)	0,12	(%)	0,014	(Kg/Ton)	0,14		16-06-2020	
Nitrato	N-NO ₃	ME-43	(%)	0,004	(%)	0,000	(Kg/Ton)	0,004			
Fósforo	P ₂ O ₅	ME-39	(%)	3,56	(%)	0,41	(Kg/Ton)	4,15		02-07-2020	
Potasio	K ₂ O	ME-33	(%)	1,25	(%)	0,15	(Kg/Ton)	1,46		08-07-2020	
Calcio	CaO	ME-30	(%)	2,57	(%)	0,30	(Kg/Ton)	3,00		08-07-2020	
Magnesio	MgO	ME-31	(%)	0,15	(%)	0,02	(Kg/Ton)	0,18		08-07-2020	
Sodio	Na	ME-32	(%)	1,93	(%)	0,22	(Kg/Ton)	2,25		08-07-2020	
Azufre	S	ME-10	(%)		(%)		(Kg/Ton)				
Zinc	Zn	ME-34	(ppm)	161,1	(ppm)	18,75	(g/Ton)	18,8		24-06-2020	
Manganeso	Mn	ME-35	(ppm)	7	(ppm)	1	(g/Ton)	1		26-06-2020	
Hierro	Fe	ME-36	(ppm)	63	(ppm)	7	(g/Ton)	7		26-06-2020	
Cobre	Cu	ME-37	(ppm)	10	(ppm)	1	(g/Ton)	1		08-07-2020	

Figura 10-4: Informe de resultados de ensilaje de peces empresa Quimey-Co 2020. Informe 20-9325-Q

B. NPK total y humedad lodos y ensilaje de peces

En base a los estudios de composición química realizados por el INIA, se pudo calcular los siguientes resultados con el peso molecular de elementos y con la ayuda de los % en base seca y base húmeda, se pudo calcular el % de humedad de los lodos caracterizados. A continuación se presentan tablas con los resultados para los análisis 18-8472-Q y 20-9325-Q, además de la media de ambos análisis que fue utilizada para el ACV.

			Lodo Quimey-Co			Ensilaje de peces		
			Base Seca	Base Húmeda	Base 10%	Base Seca	Base Húmeda	Base 10%
Nitrógeno TOTAL	N Total	[%]	7,0	0,8	6,3	7,9	1,2	7,1
Fósforo	P	[%]	1,06	0,12	0,95	0,68	0,10	0,61
Potasio	K	[%]	0,04	0,004	0,03	0,56	0,08	0,50
Humedad	Hum.	[%]	89%		10%	85%		10%

Tabla 10-1: NPK y humedad total ensilado y lodos de piscicultura Quimey-Co. Informe 18-8472-Q (2018)

			Lodos Quimey-Co			Ensilaje de peces		
			Base Seca	Base Húmeda	Base 10%	Base Seca	Base Húmeda	Base 10%
Nitrógeno TOTAL	N Total	[%]	8,0	1,2	7,2	9,5	1,1	8,6
Fósforo	P	[%]	1,46	0,22	1,31	0,78	0,09	0,70
Potasio	K	[%]	0,04	0,008	0,04	0,52	0,06	0,47
Humedad	Hum.	[%]	86%		10%	89%		10%

Tabla 10-2: NPK y humedad total ensilado y lodos de piscicultura Quimey-Co. Informe 20-9325-Q (2020).

			Lodo Quimey-Co			Ensilaje de peces		
			Base Seca	Base Húmeda	Base 10%	Base Seca	Base Húmeda	Base 10%
Nitrógeno TOTAL	N total	[%]	7,5	1,03	6,8	8,7	1,1	7,8
Fósforo	P total	[%]	1,3	0,17	1,1	0,73	0,1	0,7
Potasio	K total	[%]	0,039	0,0062	0,035	0,54	0,1	0,5
Humedad	Hum.	[%]	87%		10%	87%		10%

Tabla 10-3: Comparación NPK y humedad total ensilado y lodos de piscicultura Quimey-Co.

C. Memorias de Cálculo Caso Comparativo A

C.1. Consumo de energía eléctrica (Tratamiento 1)

El proceso de secado de los lodos a considerar en la evaluación de ciclo de vida de puerta a puerta, consta de todos los equipos para el secado y granulado de los lodos hasta que tengan la consistencia y % humedad para poder ser empaquetados y comercializados como fertilizante con alto contenido de nitrógeno. Estos equipos son:

- Secador rotatorio
- Bomba de calor
- Ventilador
- Granuladora

En el proceso de secado de los lodos, se utiliza el secador rotatorio, la bomba de calor y el ventilador. El secador cuenta con un motor principal que hace girar el eje del secador. Este motor tiene una potencia de 7,5 hp. La potencia del ventilador por su parte es de 2 hp. Finalmente, la potencia de la bomba de calor es de 12.000 BTU/hr. La potencia de la granuladora es de 1 ton de lodos/hr.

A continuación, se adjunta una tabla con la potencia y el consumo en Kwh.

Equipo	Potencia en varias unidades	Potencia eléctrica (kW)
Secador rotatorio (hp)	7,5	5,6
Bomba de calor (BTU/hr)	12.000	3,5
Ventilador (hp)	2	1,5
Granuladora (ton/hr)	1	11

Tabla 10-4: Potencia de los equipos en el proceso de secado

Luego, transformadas estas unidades de potencias a potencia eléctrica y considerando un factor de potencia de 0.8 (80%) para el secador y el ventilador, el valor de la energía eléctrica de la zona según el CGE de 68\$/kWh, y con un tiempo de secado de 8 hrs/100 kg, podemos calcular el costo eléctrico de producción de una tonelada de fertilizante orgánico.

$$CE_T = CE_S + CE_G$$

En donde,

CE_T es el costo eléctrico total por tonelada del proceso para producir el biofertilizante (\$/ton).

CE_S es el costo energético del secador por tonelada de lodo y/o ensilado (\$/ton)

CE_G es el costo eléctrico de la granuladora por tonelada de lodo y/o ensilado (\$/ton)

Luego, se puede calcular el costo de cada uno de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$CE_S = T_S \times CE \times \left(\frac{P_s + P_V}{F_P} + P_{BC} \right) \times \frac{1000 \text{ kg}}{\text{ton}}$$

Donde,

T_S es el tiempo de secado en horas por kilo de lodo y/o ensilado (hr/kg)

CE es el costo de 1 kWh y es de 68\$. (68\$/kWh)

P_s es la potencia eléctrica del secador

P_V es la potencia eléctrica del ventilador

P_{BC} es la potencia eléctrica de la bomba de calor.

F_P es el factor de potencia que es igual a 0.8

Luego,

$$CE_S = 9 \frac{\text{h}}{\text{kg}} \times 68 \frac{\$}{\text{kWh}} \times \left(\frac{5,6 + 1,5}{0,8} + 3,5 \right) \text{kW} \times 1000 \frac{\text{kg}}{\text{ton}}$$

$$CE_S = 75.717 \frac{\$}{\text{ton}}$$

$$CE_G = T_G \times CE \times \left(\frac{P_G}{F_P}\right)$$

Donde,

T_G corresponde al tiempo de granulado que corresponde a 1 tonelada por hora.

CE es el costo de 1 kWh y es de 68\$. (68\$/kWh)

P_G es la potencia de la granuladora (11 kW)

F_P es el factor de potencia que es igual a 0.8

Luego,

$$CE_G = 1 \frac{hr}{ton} \times 68 \frac{\$}{kWh} \times \left(\frac{11 kW}{0,8}\right)$$

$$CE_G = 935 \frac{\$}{ton}$$

$$CE_T = 76.651,9 \frac{\$}{ton}$$

Se gastan cerca de 77.000 \$ por lodo de tonelada procesado, lo que equivale a 1127 kWh por tonelada de lodos y/o ensilado de peces secado y granulado para la producción del biofertilizante.

C.2. Consumo por lodos anuales

Para el modelamiento se consideró una entrada considerada por los lodos de piscicultura y ensilado de peces. Para esto se tuvo que calcular una media de densidad de lodos y ensilado de peces que se traduce en la densidad de los desechos de peces y que varía según el estudio de base, y considerando la cantidad de lodos y ensilado que se desechan mes a mes. Para ver el consumo de lodos y ensilado mes a mes, revisar Anexo D. Luego, la ecuación para el cálculo de la densidad media entre lodos y ensilado de peces de la piscicultura Quimey-co y que representa la densidad de los desechos o residuos es:

$$\rho_m = \frac{V_L}{V_T} \rho_L + \frac{V_E}{V_T} \rho_E$$

Donde,

ρ_m es la densidad media.

ρ_L es la densidad de los lodos en kg/m^3

ρ_E es la densidad del ensilaje en kg/m^3

V_L es el volumen de lodos que se desechan mensualmente.

V_E es el volumen de ensilado que son desechados mensualmente

V_T es el volumen total de lodos desechado mensualmente.

Se obtuvieron datos de densidad de sólido seco de los lodos y ensilaje. En el caso de los lodos, se obtuvo una densidad de 820 kg/m^3 y de 1200 kg/m^3 para el ensilaje de peces. Para los lodos se encontraron dos datos de lodos de peces reportados (Alves et al., 2019; Maillard et al., 2005).

Alves et al. (2019) reportaron en su estudio una densidad de sólido seco de $899 \pm 2,33 \text{ kg/m}^3$ para lodos de peces. En el caso de Maillard et al. (2005) reportaron una densidad de sólido seco de $1006 \pm 2 \text{ kg/m}^3$. Se calcularon los resultados para ambos valores medios reportados, además de los obtenidos en laboratorio de los lodos provenientes de Quimey-Co.

Para calcular la densidad de sólido húmedo, a partir de la densidad de sólido seco se utilizó la siguiente ecuación:

$$\rho_{BH} = \frac{(1 + X_{BS})}{\left(\frac{1}{\rho_{BS}} + \frac{X_{BS}}{\rho_{H2O}}\right)}$$

Donde,

ρ_{BH} es la densidad del sólido húmedo [$\text{kg base húmeda/m}^3$]

X_{BS} es la humedad del sólido en base seca [$\text{kg H}_2\text{O/Kg de base seca}$]

ρ_{BS} es la densidad de solido seco [kg base seca/ m³]

ρ_{H_2O} es la densidad del agua y que es 1000 kg/m³

Luego, utilizando estas dos ecuaciones y los valores obtenidos del análisis en el Anexo A, podemos ver la densidad en base húmeda para ambos casos y un promedio de ambos en la siguiente tabla.

Densidad solido seco [kg/m ³]	Densidad sólido húmedo [kg/m ³]	Referencia
820	970	Quimey-Co (Lodos de peces)
899	983	(Alves et al., 2019)
1006	1020	(Maillard et al., 2005)
1200	1020	Quimey-Co (Ensilado de peces)

Tabla 10-5: Densidad de solido húmedo y seco de lodos de peces

Luego,

$$\rho_m = \frac{33m^3}{40m^3} \cdot 970 \frac{kg}{m^3} + \frac{7m^3}{40m^3} \cdot 1020 \frac{kg}{m^3}$$

$$\rho_m = 978,5 \frac{kg}{m^3}$$

Con la densidad y el consumo de energía por tonelada, podemos calcular el consumo de energía por m³ de lodos y el consumo mensual de energía eléctrica para el secado de estos lodos y producción del biofertilizante. Luego, como el consumo total de energía es de 1127 kWh por tonelada, con la densidad podemos calcular el consumo por m³ de desecho. Con el caso de la densidad obtenida pro Quimey-Co:

$$1127 \frac{kWh}{ton} \cdot \frac{1 ton}{1000 kg} \cdot 978,5 \frac{kg}{m^3} =$$

$$1103 \frac{kWh}{m^3}$$

Con una producción de 40,2 m³ mensuales, el consumo eléctrico mensual y anual es de:

$$\text{Consumo mensual} = 1103 \frac{kWh}{m^3} \cdot 40,2 m^3$$

$$\text{Consumo mensual} = 44.374 kWh$$

$$\text{Consumo anual} = 532.483 kWh$$

Luego para el cálculo de 483 m³ o del consumo eléctrico para la producción anual, es de 5232.483 kWh, lo que se traduce en aproximadamente 36 millones de pesos, considerando el valor del kWh en la zona sur de Chile.

C.3. Inventario del proceso de secado (Tratamiento 1)

Del proceso de secado de los lodos y ensilado tenemos la siguiente información para el estudio y comparación de la evaluación de ciclo de vida de los lodos producidos o residuos de un año de producción.

Producción anual en volumen (m ³)	483
Producción anual en masa (ton)	468
Cantidad de fertilizante producido (ton)	75
Cantidad de agua evaporada en el proceso (ton)	407

Tabla 10-6: Inventario ACV de producción de un biofertilizante con un 15% de humedad

Sabemos que el retiro mensual de lodos y ensilado de peces es de aproximadamente 40 m³ (anexo F), luego considerando este valor, para 12 meses o un año, este retiro o producción de lodos y ensilado de peces asciende al valor de 483 m³.

Luego, con la densidad de nuestros lodos, podemos calcular en masa esta producción anual.

$$482,8 \text{ m}^3 \cdot 969,6 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \cdot \frac{1 \text{ ton}}{1000 \text{ kg}} = 468 \text{ ton}$$

Considerando que según los estudios del INIA (ver anexo A), el % de masa seca es de un aproximadamente un 12-14%, considerando esto y que se disminuye el agua o % de humedad hasta un 12-15%, realizando el balance de base seca considerando un 12 a 15% de agua, la cantidad de producción anual de fertilizante varía de la siguiente forma:

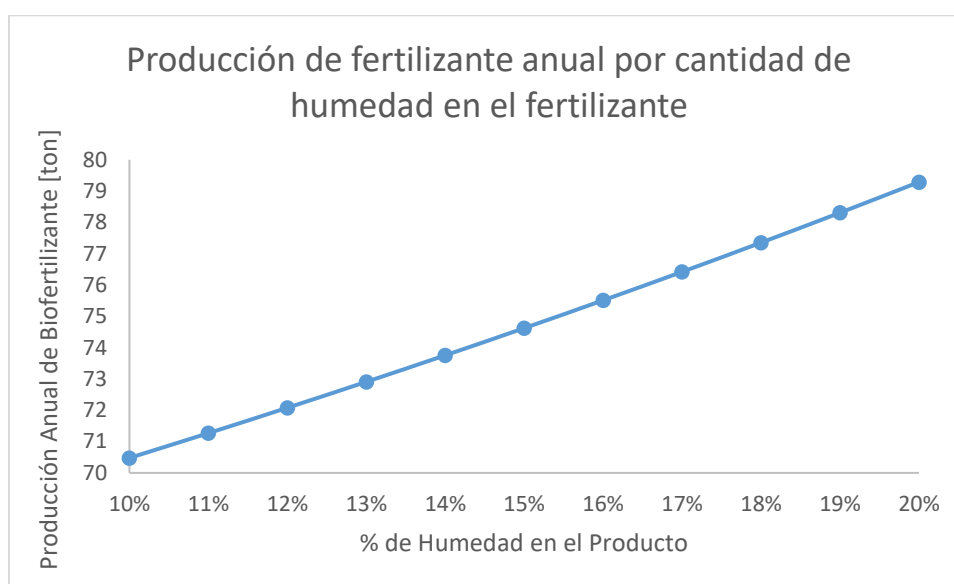


Figura 10-5: Variación de la producción de fertilizante según el % de humedad en el producto

Luego, la cantidad de fertilizante esperada a producir anualmente con un **15% de humedad** es de **74,6 ton**.

C.4. Balances de energía y materia para el inventario del proceso de Riles del Sur (Tratamiento 2)

En el caso de Riles del sur, ellos mezclan los residuos de diversas fuentes para realizar una digestión anaeróbica en donde, pasado un tiempo de 14 meses aproximadamente, se obtiene un compost que puede ser utilizado para mejorar los suelos, biogas y otras emisiones de gases como residuo.

Es sabido que, para que la digestión anaeróbica sea óptima, es necesario tener una relación de C:N de 20-30:1 en cada una de las zanjas donde se realice la digestión anaeróbica y una concentración de humedad de un 75-85%

En el caso de Riles del sur, contamos con la caracterización entregada por ellos, de los lodos y materia pastosa con alto contenido de humedad que reciben.

2007 - 2008	PISCICULTURAS	LECHERAS	SÉPTICOS	GRASAS	LEVADURAS	LAVADO REDES	PULPA PAPEL	PURIN	CHIP	TOTAL
	50,03%	29,66%	0,80%	9,73%	9,59%	0,19%				100,00%
pH	6,93	6,09	7,00	6,89	6,63	7,50				6,65
C	759,60	17.750,00	600,00	606,00	1.800,00	170,00				5.880,73
N	25,32	1.775,00	30,00	30,30	90,00	10,00				550,91
P	5,66	580,00	8,00	20,41	40,00	5,00				180,73
K	3,00	423,00	1,00	5,00	24,00	1,00				129,75
AyG	406,00	400,00	100,00	950,00	255,00	1,00				439,42

Se puede ver en la imagen, de los datos entregados por ellos, que la relación de C:N de los desechos de piscicultura que reciben es de 30:1, la óptima para el proceso de digestión anaeróbica y además cuenta con la humedad relativa ideal para el tratamiento por esta metodología.

A continuación, y a partir de los datos entregados por Riles del Sur al Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), se pueden ver las emisiones de gases a partir de 4393 m³ de lodos tratados.

Gas	Volumen (L N/s)	Volumen (L/día)	% de gas en volumen	Masa (mg/s)	% de gas en masa	% Sin Biogas (Volumen)	% Sin Biogas (masa)
Biogás	6,17	533.088	50,1%	7514,11	50%	-	-
Metano	3,39	292.896	27,5%	2430,6	16,17%	55,1%	32,3%

Anhidrido carbónico	2,48	214.272	20,1%	4912,75	32,69%	40,3%	65,4%
Hidrógeno	0,18	15.552	1,46%	16,46	0,11%	3%	0,2%
Oxígeno	0,03	2.592	0,244%	44,03	0,29%	0,5%	0,6%
Ácido Sulhídrico	0,06	5.184	0,487%	94,84	0,63%	1%	1,3%
Nitrógeno	0,01	864	0,081%	15,43	0,1%	0,2%	0,2%
Total	12,32	1.064.448	100%	15028,22	100%	100%	100%

Tabla 10-7: Emisiones en volumen y masa, considerando y no considerando el Biogas como emisión residual del proceso de Digestión Anaeróbica que desarrolla Riles del Sur

Actualmente, el Biogas aún no se recircula o utiliza en la empresa Riles del Sur para generar energía, por lo que solo el compost se utiliza como mejorador de suelo y todos los gases producidos durante los 14 meses de digestión anaeróbica van a para al medio ambiente como contaminantes.

- Digestato y cálculo de emisiones para el tratamiento de la unidad funcional (482,8 m³)

En el informe de la empresa Riles del Sur en el SEA, se entrega la relación de compost producido según la cantidad de biogás. Por cada 2,17 m³ de biogás producidos, se produce 1 m³ de compost. Y, por cada 2,25 kg de biogás producidos se produce un kg de compost.

A continuación, se pueden ver las emisiones de gases de 482,8 m³ de desechos tratados.

Gas	En el caso de 482,8 m³ de desechos a procesar		
Unidad	L N/día	m³/día	m³/año
Biogás	4881,9	4,9	1781,9
Metano	2682,3	2,7	979,0
Anhidrido carbónico	1962,2	2,0	716,2
Hidrógeno	142,4	0,1	52,0
Oxígeno	23,7	0,0	8,7
Ácido Sulhídrico	47,5	0,0	17,3
Nitrógeno	7,9	0,0	2,9
Total	9747,9	9,7	3558,0

Tabla 10-8: Emisiones de gases de la digestión anaeróbica para el tratamiento de 482,8 m³ de desechos de peces.

Considerando que la cantidad de Biogás emitido durante un año es de 1781,9 m³, en base a la correlación entregada basada en los experimentos y cálculos realizados por Riles del Sur, podemos calcular el digestato o compost.

$$\frac{\text{Compost anual total}}{\text{Biogas emitido total}} = \frac{\text{Compost emitido UF}}{\text{Biogas emitido UF}}$$

Donde UF es la unidad funcional o los desechos a tratar anualmente.

Luego, despejando el compost emitido al tratar la unidad funcional o los 482,8 m³ es:

$$\text{Compost emitido UF} = \frac{\text{Compost anual total}}{\text{Biogas emitido total}} * \text{Biogas emitido UF}$$

$$\text{Compost emitido para 482,8 de desechos a procesar} = 965,3 \text{ ton.}$$

Si bien ya tenemos la mayoría del inventario hay dos costos más asociados a el proceso que realiza Riles del Sur, y son la cantidad de combustible a utilizar en transporte y la cantidad de detergente que es utilizada para limpiar los camiones y que debe ser considerado en nuestra evaluación de ciclo de vida.

- Consumo de combustible por los camiones al transportar lodos y ensilado de peces

Del anexo E, podemos ver que, la distancia a recorrer en un viaje puede ser redondeada a 400 km en total (ida y vuelta). La distancia entre Caburgua, que es donde se encuentra la piscicultura y Paillaco es de 200 km.

Luego, considerando esto, y el consumo cada 100 km de los camiones, podemos calcular su consumo de ida y de vuelta.

Pero primero se debe separar en tres casos:

- El caso de un camión con su capacidad máxima o llena (30 m³).
- El caso de un camión que retira el restante mensual (10,8 m³) (ambos retiros son realizados todos los meses).
- El caso del camión sin carga que va hacia la planta a retirar los desechos.

Luego:

En cada viaje, el consumo de petróleo es:

- Caso camión cargado con 30 m³ de desechos de peces:

$$IDA = 200 \text{ km} * \frac{35 \text{ litros}}{100 \text{ km}} = 70 \text{ litros}$$

$$Vuelta = 200 \text{ km} * \frac{50 \text{ litros}}{100 \text{ km}} = 100 \text{ litros}$$

Luego, por viaje de ida y vuelta son 170 litros de diesel consumidos. Considerando que se realiza un viaje al mes, serian 12 viajes al año, luego:

$$170 \frac{l}{mes} * 12 \text{ mes} = 2040 \text{ litros de diesel.}$$

- Caso camión cargado con 11 m³ de desechos de peces:

$$IDA = 200 \text{ km} * \frac{35 \text{ litros}}{100 \text{ km}} = 70 \text{ litros}$$

$$Vuelta = 200 \text{ km} * \frac{45 \text{ litros}}{100 \text{ km}} = 90 \text{ litros}$$

Luego, por viaje de ida y vuelta son 160 litros de diesel consumidos. Considerando que se realizan dos viajes al mes, serian 24 viajes al año, luego:

$$170 \frac{l}{mes} * 12 \text{ mes} + 160 \frac{l}{mes} * 12 \text{ mes} = 3960 \text{ litros de diesel.}$$

- Consumo de detergente para la limpieza de los camiones y rampas

Se considera que luego de cada viaje y transporte de lodos y ensilado de peces, una vez descargados los camiones, estos son lavados utilizando un detergente industrial.

En el caso de los camiones con rampla, se considera el uso de un kg de detergente concentrado para el lavado del camión (Capacidad 30 m³). Para el caso de los camiones cargados con los desechos restantes (Capacidad: 15 m³), se consideró el uso de la mitad, dado que es solo para la limpieza del camión, sin rampla. Luego, para el tratamiento de la unidad funcional, se considera el uso de 18 kg de detergente concentrado.

D. Declaración jurada de retiros de lodos por Riles del Sur



DECLARACIÓN DE RETIRO, TRANSPORTE Y DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS NO PELIGROSOS FUERA DE PREDIO INDUSTRIAL (Art. 18°, 19° y 20° D.S. 594/1999, Minsal)

1.-GENERADOR			
Nombre o Razón Social: ACUICOLA E INVERSIONES NALCAHUE LTDA.			R.U.T.: 76.923.661-9
Representante Legal: Germán Malig Lantz			R.U.T.: 7.063.030-3
Dirección Comercial: Km. 22,8 Pucón - Caburgua, sector Carhuello.		Comuna: Pucón	Teléfono:968452447
2.-Descripción de Residuos			
Tipo de Residuo: Lodo orgánico		Origen: Piscicultura	Estado: Semi liquido
Nº Envases: 2	Tipo Envase: Estanque	Cant./Envase: 13 + 17 m3	Cantidad Total: 28 m3
Tipo de Residuo: Ensilaje mortalidad		Origen: Piscicultura	Estado: Semi liquido
Nº Envases: 2	Tipo Envase: Estanque	Cant./Envase:	Cantidad Total: 2 m3
Cantidad Total Residuos Declarados: 30 m3 generados en la Piscicultura Quimeyco.			
Observaciones:			
Nº Resolución y Fecha de Autorización Sanitaria para el Retiro, Transporte y Disposición Final de Residuos Sólidos		Res.Nº12807- 13.08.2013 Res.Nº10162- 23.11.2018	SEREMI de Salud Emisor: IX Región
Nombre Persona responsable		Guillermo Zelada Gottburg	RUT: 8.328.090-5
Firma persona responsable		Firma	24 SEP.2020 - 11:00 Hrs. Fecha y Hora Despacho
3.- TRANSPORTISTA			
Nombre o Razón Social: TRANSPORTES DE CARGA HYH LTDA.			R.U.T.: 76.047.842-3
Representante Legal: BRUNO HOTT RUDOLPH			R.U.T.: 9.443.400-9
Dirección Comercial: PARCELA 4, LOTE 4C, EL LLOLLY		Comuna: PAILLACO	Teléfono: 63 2239100
Nº Envases 2	Cantidad Total: 30 m3		
Observaciones:			
Nº Resolución y Fecha de Autorización Transporte		LPKX72 11447/ 22-11-19 JP4220 1410/14-09-2016	SEREMI de Salud Emisor: Valdivia, Región de Los Ríos
Marca Vehículo: Ford	Modelo: Cargo 3133	Año: 2019	Patente:LPKX-72-JP4220
Nombre Conductor:	ERASMO PATINO		RUT: 14.037.022-3
Firma conductor responsable	Firma		Fecha y Hora Despacho
Ruta a Seguir: Pucon- Villarrica- camino a Loncoche- Ruta 5 sur- cruce Reumen - Planta Rilesur, El Llolly-Paillaco			
4.-RECEPTOR			
Nombre o Razón Social: Rilesur Ltda.			R.U.T.: 76.671.390-4
Representante Legal: Clemente Eduardo Heinrich Commentz			R.U.T.: 9.029.213-7
Dirección Comercial: Parcela 4. Lote 4-C, El Llolly		Comuna: Paillaco	Teléfono: 63 2239100
Tipo de Residuo: Lodos y ensilaje			
Nº Envases: 2	Cantidad Total Recepcionada: 30 m3		
Nombre Conductor:	Patente Vehículo: LPKX-72-JP4220		
Observaciones: Disposición de residuos generados en Pisc. Quimeyco y trasladados a Planta Rilesur			
Nº Resolución y Fecha de Autorización Sanitaria Receptor		RES Nº 383 de 26.02.2009	SEREMI de Salud Emisor: XIV Región Los Ríos
Nombre Persona Responsable	Firma		Fecha y Hora Recepción

Figura 10-6: Declaración jurada de retiro de lodos piscicultura Quimey-Co

E. Flota de transporte y recorrido realizado por Riles del Sur (Tratamiento 2)

A continuación, se adjunta una tabla con la flota de transporte que posee Riles del Sur, obtenida de su declaración ambiental.

Marca y modelo	Año	Capacidad (m ³)
Mercedes Benz LS1525	1989	10
Mercedes Benz LS1525	1989	10
Mercedes Benz Atego 24-25/48	2007	15
Mercedes Benz 2425	2008	15
Remolque Hechizo #1	1997	20
Remolque Hechizo #2	1999	15
Remolque maestranza monje EH	2007	15

Tabla 10-9: Marca, año y capacidad de los camiones y remolques usados por Riles del Sur

De la tabla, se puede estimar que la media del camión más remolque es de 30 m³, la misma cantidad de residuos que se produce mensualmente en Quimey-Co. Por lo siguiente, podemos estimar que para el proceso de Riles del Sur, se realizaría un viaje al mes para retirar los residuos de piscicultura. A continuación, se adjunta una imagen de la distancia entre donde se encuentra la piscicultura Quimey-Co (Caburgua) y Paillaco, lugar donde la empresa Riles del Sur procesa los residuos.

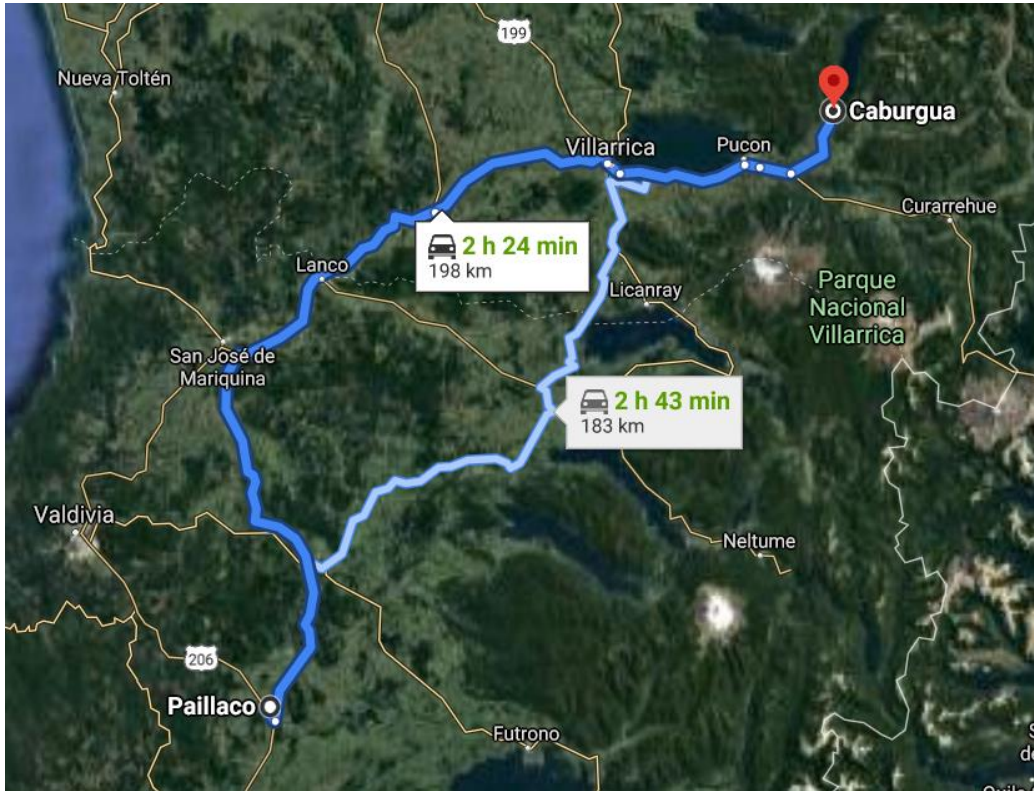


Figura 10-7: Vista satelital de la distancia entre Caburgua y Paillaco. Google Maps.

El consumo de los camiones es de aproximadamente 35 litros cada 100 km sin carga (ida) y 50 litros cada 100 km con carga de 30 ton (vuelta) (Oropeza Mora, 2014; Solutions, 2019; Valdes-Delgado, 2015). Por ende, se tendría un consumo de 85 litros de Diesel en el viaje de ida y vuelta desde Paillaco a Caburgua donde se retiran los residuos de lodos y ensilado para ser llevados a donde son procesados.

F. Caso Comparativo B: Escala Nacional

Para realizar la comparación de ambos procesos con los lodos obtenidos a escala nacional, primero se busco en reportes la cantidad de lodos producidas en el último año en Chile. En total se produjeron 1.079.595 toneladas de salmón (SERNAPESCA, 2020). Con este dato y una estimación de literatura, que establece que 1 tonelada de salmón produce 1,4 toneladas de lodos (Salazar et al., 2005) se obtuvo la cantidad de lodos producidos durante el año 2020 en Chile.

$$1.079.595 \text{ toneladas} \times 1,4 = 1.511.433 \text{ toneladas}$$

Luego con este valor y conociendo para cada tratamiento las entradas y salidas para la producción de una tonelada, se extrapolaron los resultados obtenidos para el caso comparativo A, a escala nacional considerando las entradas y salidas para cada sistema lineales respecto a la cantidad de lodos a tratar.

F.1 Potencial de reducción

Tras la extrapolación y modelación de cada uno de los tratamientos para el 100% de los lodos producidos a nivel nacional el 2020, se modeló y comparó los impactos de cada tratamiento modelando un 75%, 50% y 25% con la diferencia de los lodos modelados con el otro tratamiento, es decir, si el tratamiento 1 trata el 75% de los lodos a nivel nacional, el tratamiento 2 trata el otro 25% y esto fue tabulado para calcular la reducción que se puede conseguir por reemplazar con el tratamiento 1, los lodos tratados con el tratamiento 2. Para este cálculo se consideró que el 100% de los lodos son valorizados y tratados por proceso de DA y no se consideró el caso de que estos lodos terminan en vertederos o rellenos sanitarios, lo cual a la fecha aún ocurre en Chile pero cada vez en menor cantidad.

Tabla 110-10: Resultado total de GWP 20a y GTP 20a en kg CO₂ equivalente y su potencial de reducción al reemplazar en varios % el tratamiento de lodos a nivel nacional por el tratamiento 1 de generación de un biofertilizante in situ

% Tratamiento 1	Calentamiento Global (GWP 20a)	Potencial de Reducción (GWP 20a)	Cambio Climático (GTP 20a)	Potencial de Reducción (GTP 20a)
0%	9,59163,E+10	0	7,71675,E+10	0
25%	7,22185,E+10	2,36978,E+10	5,81529,E+10	1,90146,E+10
50%	4,85207,E+10	4,73956,E+10	3,91381,E+10	3,80294,E+10
75%	2,48231,E+10	7,10932,E+10	2,01235,E+10	5,70440,E+10
100%	1,12529,E+09	9,47910,E+10	1,10874,E+09	7,60588,E+10

Tabla 110-11: Resultado total de GWP 100a y GTP 100a en kg CO₂ equivalente y su potencial de reducción al reemplazar en varios % el tratamiento de lodos a nivel nacional por el tratamiento 1 de generación de un biofertilizante in situ

% Tratamiento 1	Climate Change (GWP 100a)	Reduction Potential (GWP 100a)	Climate Change (GTP 100a)	Reduction Potential (GTP 100a)
0%	3,25820,E+10	0	4,91614,E+09	0
25%	2,47038,E+10	7,87823,E+09	3,94799,E+09	9,68153,E+08
50%	1,68253,E+10	1,57567,E+10	2,97982,E+09	1,93632,E+09
75%	8,94733,E+09	2,36347,E+10	2,01167,E+09	2,90447,E+09
100%	1,06909,E+09	3,15129,E+10	1,04351,E+09	3,87263,E+09

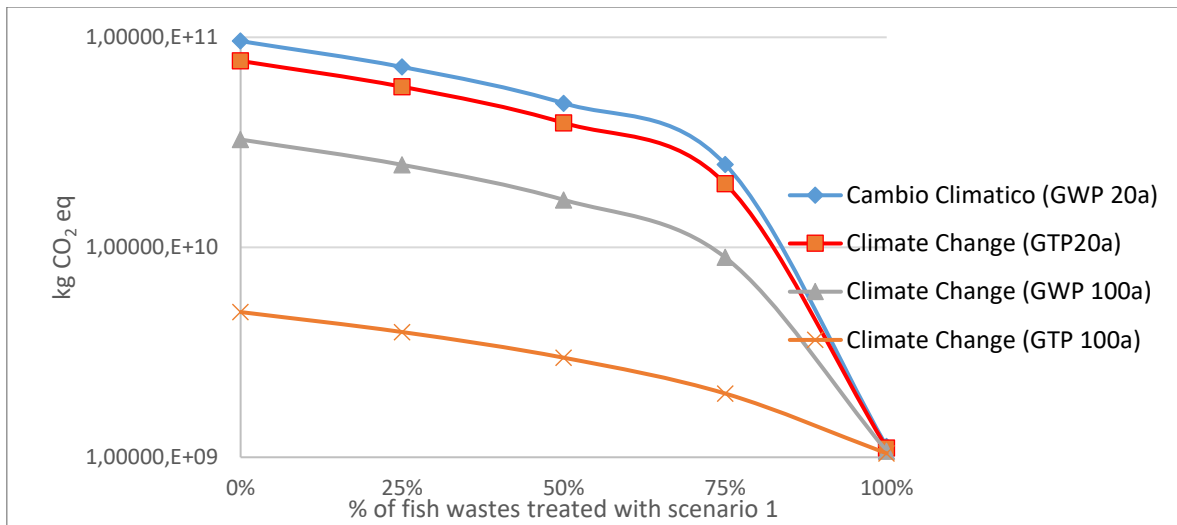


Figura 110-8: Variación de las 4 categorías de impacto analizadas al aumentar la cantidad de lodos valorizados con el tratamiento 1 a escala nacional

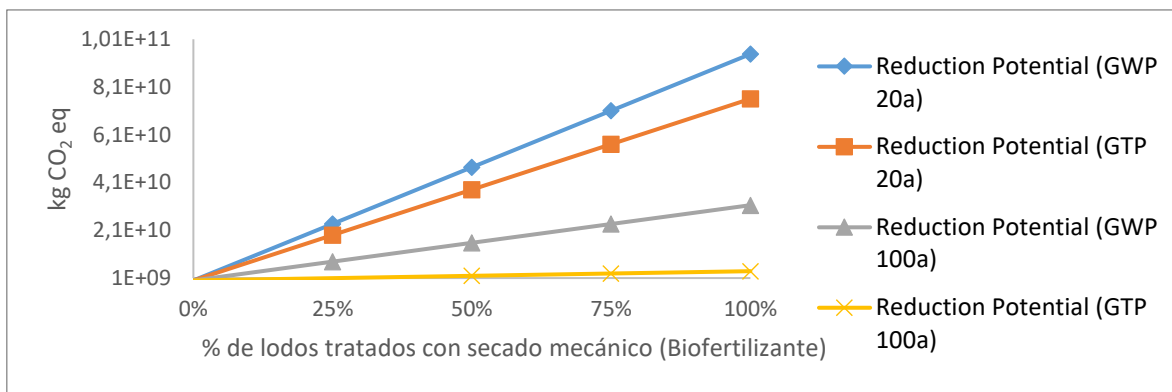


Figura 110-9: Variación del Potencial de Reducción con el aumento de la cantidad de lodos tratados a escala nacional con el tratamiento 1 de generación de biofertilizante in situ

En las figuras 10-8 se puede ver la tendencia de la variación de la cantidad de kg de CO₂ equivalentes emitidos al ir aumentando la cantidad de lodos tratados con el tratamiento 1 a nivel nacional, reemplazando los tratados con el tratamiento 2. En la figura 10-9 se puede ver y analizar la tendencia que tiene el potencial de reducción de emisiones de CO₂ al ir aumentando la cantidad de lodos tratados con el tratamiento 1 en vez de el tratamiento 2.

F.2 Catastro de empresas que valorizan lodos de piscicultura

A continuación, se presentan las empresas encontradas que valorizan lodos de piscicultura para tratar y disponer estos lodos. Se encontraron estas 5 empresas ubicadas todas en zonas similares, la mayoría en la región de Los Lagos, con las cuales se calculó la distancia media entre las piscicultura y estas plantas de tratamiento, llegando a una distancia media cercana a los 200 km.

Compañías que retiran y disponen lodos	web	Dirección
Resiter	www.resister.com	Los Álamos Norte 1026, Puerto Varas, Los Lagos, Chile

Rexin	www.rexin.cl	Benavente 511, Puerto Montt, Los Lagos, Chile
Ecoprial	www.ecoprial.cl	Calle sin nombre, Osorno, Los Lagos
Riles del sur	www.rilesdelsur.cl	Parcela 4, Lote 4C - Paillaco, Región de Los Rios - Chile
fiordo austral (ensilado)	https://fiordoaustral.com/	Ruta 5, km 815, Puerto Montt, Los Lagos, Chile. /Calbuco y Castro también.