http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/21984

**Waste to Energy Los Ríos. Análisis del potencial energético por medio de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU)**

**Manuel J. Martínez-Bordes1, Alejandra J. Fuentalba-Andahur 2**

1 Facultad de Ingeniería, Arquitectura y Diseño, Universidad San Sebastián, Sede Valdivia, Chile. Email: manuel.martinez@uss.cl

2 Facultad de Ingeniería, Arquitectura y Diseño, Universidad San Sebastián, Sede Valdivia, Chile. Email: afuentealbaa@correo.uss.cl

**Resumen**

Esta investigación tiene como fundamento analizar el potencial energético proveniente de la incineración de los residuos sólidos urbanos, en adelante RSU, de la región de Los Ríos, Chile. Se plantea un esquema de cogeneración en un ciclo termodinámico con recalentamiento. De los residuos generados se podrían aprovechar más 155 mil toneladas anuales de cuya composición se estimó el poder calorífico, LHVwet, en 10,17 MJ/kg y un caudal de alimentación al proceso de incineración de 4,92 kg/s de RSU. Esto aportaría 35,8 MWth de calor que en invierno podría abastecer a 8.300 viviendas de la comuna de Valdivia. Si bien las emisiones de CO2 derivadas del proceso de incineración se estiman un 2,9% superiores a las producidas por la combustión a leña se prevé que el calor aportado a las viviendas pueda suponer el ahorro de más de 118 mil m3st de madera.

**Palabras clave:** Incineración; residuos sólidos urbanos, waste to energy, cogeneración, combustión a leña

**Abstract**

This research is based on analyzing the energy potential from the incineration of municipal solid waste, hereinafter RSU, from the Los Ríos region, Chile. A cogeneration scheme is proposed in a thermodynamic cycle with reheating. Of the waste generated, more than 155 thousand tons per year could be used, whose composition was estimated to be the calorific value, LHVwet, at 10.17 MJ/kg and a feed flow to the incineration process of 4.92 kg/s of MSW. This would provide 35.8 MWth of heat that in winter could supply 8,300 homes in the municipality of Valdivia. Although the CO2 emissions derived from the incineration process are estimated to be 2.9% higher than those produced by wood combustion, it is expected that the heat provided to the homes can save more than 118 thousand m3st of wood.

**Keywords:** incineration; municipal solid waste; waste to energy; cogeneration; wood combustion

# Introducción

A nivel mundial se producen anualmente 2,01 mil millones de toneladas de residuos sólidos urbanos, en adelante RSU, de los cuales, al menos el 33% no son manejados de manera ambientalmente [1]. Según reporte del Banco Mundial en el año 2016 las regiones que más residuos generaron fueron los ejes asiático-pacífico y el eje Europa-Asia Central con 468 y 392 millones de toneladas, respectivamente. La proyección de generación global hacia el año 2050 es de 3,4 mil millones de toneladas [2]. La generación de RSU varía ampliamente dentro de cada país y entre países y se relaciona con el ingreso per cápita, patrones socio culturales y factores climáticos. De este modo en la composición de los residuos de países con elevados ingresos por habitante los materiales orgánicos representan el 34% de la totalidad, el papel el 24%, otros residuos con 19%, los plásticos con 11% y vidrios, metales y textiles con 12%; mientras que en países con bajos ingresos los materiales orgánicos abarcan el 53%, otros residuos el 28%, el papel el 6%, plásticos el 7% y vidrios, metales y textiles con 6% [3].

Estados Unidos es la primera economía del mundo y genera la mayor cantidad de RSU a nivel global, 254,1 millones de toneladas, donde se recicla el 34% (el 13% de los RSU se destina para la recuperación de energía [4]) y el 53% de estos es depositado en vertederos; en la Unión Europea el 27,3% de los 241 millones de toneladas de residuos generados se recicla; en Japón, uno de los líderes mundiales en el manejo de residuos, el 76,72% de los 45,4 millones de toneladas residuos generados son incinerados [5]; en China se producen 226 millones de toneladas depositándose en vertederos cerca del 52%, incinerándose el 45% y destinándose al compostaje el 3% restante [6]; en Irán de los 20 millones de toneladas de residuos generados anualmente se recicla el 16% [7].

En América Latina se generan 197 millones de toneladas de residuos al año de los cuales el 27% se depositan aún en basurales mientras que la cobertura de recolección de los residuos generados cubre al 93% de la población; no obstante, 40 millones de personas situadas en zonas marginales y áreas rurales quedan sin servicio de recolección [8]. Características como el rápido crecimiento urbano y la elevada proporción de población residiendo en ciudades, alrededor de 80%, son retos que una deficiente gobernanza en el manejo de residuos debe asumir; si bien el promedio de recolección es de 89,9% y ciudades como Rio de Janeiro, Ciudad de México, Caracas y Buenos Aires utilizan estaciones de transferencia que cubren al menos el 50% de la recolección, otras regiones de Bolivia, Belize, Nicaragua, Honduras y Panamá el 85,2% de la población utiliza vertederos incontrolados al aire libre [9]. Países como Argentina, Brasil, México, Colombia y Costa Rica han ido desarrollando políticas públicas para la gestión integrada de los RSU bajo un enfoque de sustentabilidad y economía circular, utilizando tecnologías basadas en procesos como la digestión anaeróbica y el compostaje para la obtención de fertilizantes y bioenergía [10]. Esta disparidad de políticas de manejo y valorización de los residuos en el continente es consecuencia de deficientes estrategias institucionales, financieras y participativas [9]. Esta situación puede apreciarse en el manejo y disposición final de los desechos y los riesgos que a la salud que implica. Los gases emitidos y la presencia de compuestos volátiles, mayormente de azufre, plantean un serio problema de contaminación por olores [11]. En plantas de compostaje la mayor la mayor contribución al olor proviene del NH3 y compuestos oxigenados [12]. Debido al filtrado de fracciones líquidas en el suelo de aquellos lugares no habilitados los parámetros fisicoquímicos como presencia de coliformes, plomo, hierro, de las fuentes de agua se ven alterados; en la tierra se aprecian incrementos de los niveles de cobre, cadmio, plomo y zinc [13].

En Chile la Política Nacional de Residuos Sólidos 2018-2030 establece las directrices para la gestión integral de los residuos; también aplican códigos y resoluciones que obligan a los municipios a recolectar, transportar y eliminar adecuadamente desperdicios y residuos depositados o generados en vías urbanas, y al cumplimiento de normas sanitarias mínimas en las condiciones operativas de basurales [14]. La cantidad de RSU producida en 2017 fue de 7,49 millones de toneladas destacándose la Región Metropolitana que alcanzó el 41,8% de lo producido. La producción per cápita fue de 1,22 kg por persona al día. El 96,49% de RSU generados se dispone en basurales, vertederos y rellenos sanitarios; la proporción restante se recicla y valoriza. En la región de Los Ríos, que cuenta con más de 384.000 habitantes [15], la producción fue de 0,17 millones de toneladas (173.445 t) disponiéndose la totalidad en vertederos [16].

El reciclaje de RSU y/o su valorización para la recuperación de energía son vías para disminuir la carga sobre los lugares de disposición final. Las tecnologías WtE, Waste to Energy, podrían contribuir a mitigar los retos de una gestión sustentable de los residuos sólidos y suplir la demanda energética [17]. La energía contenida en la fracción orgánica de los RSU se puede extraer para producir calor y electricidad. Dependiendo de la composición y contenido de humedad la energía se plantean dos vías de energética: conversión bioquímica y conversión termoquímica. En la primera, implica la descomposición biológica de los componentes orgánicos de los residuos debido a la acción microbiana en ausencia de oxígeno (digestión anaeróbica) o presencia de oxígeno (digestión aeróbica) para la producción de compostaje o biogás. En la segunda, consiste en la descomposición térmica de la materia orgánica para producir energía calorífica, eléctrica, combustibles líquidos y gas por medio de procesos de incineración, gasificación y pirólisis [18]. La incineración se fundamenta en una reacción de combustión de la parte combustible de los residuos a temperaturas superiores a 800°C, liberando energía térmica, gases de combustión y cenizas; el calor recuperado se utiliza para producir vapor y también electricidad. Debido al alto rendimiento del proceso y gran reducción del volumen de los residuos, es el proceso de recuperación energética más utilizado [1]. La gasificación se orienta hacia la transformación de un combustible sólido, en este caso RSU, a uno gaseoso, “syngas”, por medio de la oxidación parcial del combustible sólido en presencia de un oxidante en cantidades menores que las requeridas en una reacción estequiométrica. La fracción sólida de los productos contiene compuestos de carbono y cenizas [19]. La pirólisis es un proceso de degradación térmica de los residuos en ausencia total de aire que produce productos reciclables incluyendo carbón, aceite y gases combustibles; está adquiriendo mayor relevancia sobre todo en ciudades y pequeñas poblaciones debido a la inclinación de evitar el transporte de residuos a larga distancia [20].

La combustión de leña residencial es un método ampliamente utilizado en el sur de Chile para el acondicionamiento de los hogares en los meses de invierno. Sin embargo, ocasiona un problema ambiental que afecta a la población de tales regiones del país. En el año 2019 las emisiones de CO2 por este concepto fueron de 8,32 millones de toneladas y de CO de 1,81 millones de toneladas [21]. La región de Los Ríos es la cuarta región que mayor cantidad de CO2 emite, en el orden de 1,126 millones de toneladas. La ciudad de Valdivia cuenta con 155.000 habitantes (área urbana) y 49.300 viviendas [15], genera cerca de 320.324,36 toneladas de CO2 y 119.000 toneladas de CO [22]. El consumo anual de leña se estima en 652.000 m3st (estéreo) promediando un consumo energético anual de 19.165 kWh/año por vivienda [23]. Las emisiones de gases provenientes de la combustión de leña junto con las características del clima de la región derivan en la sucesión de episodios críticos de contaminación ambiental donde, entre los años 2018 y 2020, ocurrieron 63 incidentes críticos con concentraciones de material particulado fino, PM2.5, superiores a 80 µg/m3 y 45 episodios en el año 2021 [24]. Dado que se plantean dos problemas, depósitos de RSU en vertederos y contaminación ambiental por el uso de leña para calefacción, esta investigación se centra en las posibilidades de uso de tecnologías WtE, como la incineración de RSU, para la cogeneración de electricidad y calor a través del aprovechamiento del potencial energético de los RSU en la región de Los Ríos, Chile.

# Metodología

Esta investigación plantea, a nivel exploratorio, la posibilidad de aprovechamiento del potencial energético de los RSU de la región por medio de un proceso de incineración con un ciclo termodinámico de recalentamiento para la cogeneración de electricidad y calor. No se tienen en cuenta detalles particulares de equipos y maquinarias, así como pérdidas de carga o de presión derivados de los procesos, ni disposición y tratamientos de residuos generados en la limpieza de gases.

## Composición de los RSU de la región

La Tabla 1 detalla la cantidad y composición de RSU domiciliarios del año 2017 para la región.

Tabla 1. Cantidad (toneladas) y proporción (%) de componentes de RSU en la región de Los Ríos.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Tipo de residuo | Cantidad (mi) | Proporción (pi) |
| Mat. orgánica  | 86.468,20 | 49,85 |
| Papel y cartón | 16.733,67 | 9,65 |
| Plásticos | 20.388,10 | 11,76 |
| Madera | 15.610,05 | 9,00 |
| Vidrio | 4.386,25 | 2,53 |
| Metales | 2.934,12 | 1,69 |
| Residuos inertes | - | - |
| Cuero y textiles | 8.672,25 | 5,00 |
| Otros | 18.252,35 | 10,52 |
| **Total** | **173.445,00** | **100,00** |

Fuente: Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo [16].

Casi la mitad de los RSU recolectados corresponden a materia orgánica, seguido de plásticos, ver Figura 1.



**Figura 1.** Composición y proporción (%) de los RSU de la región (2017). Fuente: Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo [16].

En el caso de los plásticos, las cantidades registradas por tipo de plástico se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2. Cantidad (toneladas) y proporción (%) de la composición de plásticos en 2017 en la región.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Tipo de plástico | Cantidad (mi) | Proporción (pi)1 |
| PET | 10.080,53 | 5,81 |
| HDPE | 2.860,69 | 1,65 |
| PVC | 113,52 | 0,07 |
| LDPE | 4.268,33 | 2,46 |
| PP | 1.226,01 | 0,71 |
| PS | 1.839,02 | 1,06 |
| **Total** | **20.388,10** | **11,76** |

1 calculado en base a la cantidad total de residuos.

Fuente: AGIES [25].

Conocidas cantidades y proporciones de componentes de RSU se estima el poder calorífico de los mismos.

## Estimación del poder calorífico inferior (LHV) de los RSU

Para conocer la potencialidad energética de los residuos se estima el valor del poder calorífico inferior húmedo de cada componente (MJ/kg) por medio de las ecuaciones (1) y (2) [17]:

|  |  |
| --- | --- |
|  | (1) |

donde HHVdaf es el poder calorífico superior de los materiales secos y libres de cenizas (MJ/kg), λ representa la energía calorífica para vaporizar agua a 20°C equivalente a 2.450 MJ/tonelada, Aw es la fracción de ceniza en materiales húmedos y fw es la proporción de agua presente en el material húmedo. Estos dos términos se relacionan a través de la ecuación (2)

|  |  |
| --- | --- |
|  | (2) |

siendo Ad la proporción de ceniza en materiales secos. El poder calorífico inferior de todos los componentes residuales se estima utilizando la expresión (3):

|  |  |
| --- | --- |
|  | (3) |

donde LHVwet,i se refiere al resultado de la ecuación (1) y pi es la proporción de residuo, ver Tabla 1. Dado que no se tienen registros del poder calorífico de los componentes residuales de la región, la estimación se basó en la información disponible en la base de datos de Phylis2 [26], ver Tabla 3, donde se resumen los valores de los parámetros principales. Al aplicar las ecuaciones (1) a (3) se obtiene que el LHVwet es de 10,17 MJ/kg. Este valor, si bien está dentro del rango en el que suele oscilar el LHVwet de los residuos, 7,2 hasta 14,9 MJ/kg [27], puede disminuir al llevarse a cabo ensayos de composición másica.

Tabla 3. Parámetros de los componentes de los RSU para estimación de LHVwet.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Tipo de residuo | HHVdaf1(MJ/kg) | Cenizas (Ad) (%) | Humedad (fw) (%) |
| M. Orgánica[17]  | 17,00 | 8,70 | 70,00 |
| Papel y cartón | 20,00 | 7,90 | 5,20 |
| Plásticos |  |  |  |
| PET | 22,93 | 0,70 | - |
| HDPE | 43,12 | 0,10 | 0,20 |
| PVC | 21,11 | 0,10 | 0,20 |
| LDPE | 46,02 | 0,10 | 0,10 |
| PP | 47,76 | 2,20 | 0,10 |
| PS | 41,81 | 2,90 | 0,10 |
| Madera | 20,40 | 6,92 | 10,22 |
| Vidrio | - | - | 3,00 |
| Metales | - | - | 6,00 |
| Cuero y textiles | 19,58 | 5,80 | 14,10 |

1 daf: seco y libre de cenizas (dry and ash free).

Fuente: base de datos Phyllis2 [26].

La composición másica de los elementos químicos que constituyen cada componente de los RSU, en base seca, se resume en la Tabla 4.

Tabla 4 Composición másica de RSU.

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Tipo de residuo | C | H | O | N | S |
| Mat. orgánica  | 19,36 | 2,50 | 14,32 | 0,82 | 0,19 |
| Papel y cartón | 46,76 | 6,70 | 33,06 | 0,66 | 0,14 |
| Plásticos |  |  |  |  |  |
| PET | 62,20 | 4,20 | 32,87 | - | - |
| HDPE | 85,46 | 14,18 | 0,30 | - | - |
| PVC | 40,03 | 5,09 | 0,65 | - | - |
| LDPE | 85,61 | 14,29 | 0,16 | - | - |
| PP | 83,52 | 14,09 | 0,18 | - | - |
| PS | 88,80 | 8,29 | 0,16 | - | - |
| Madera | 44,00 | 5,19 | 33,51 | 0,69 | 0,07 |
| Cuero y textiles | 42,36 | 7,32 | 19,00 | 10,67 | 1,57 |
| **Comp. másica** | **27,91** | **3,66** | **14,75** | **1,12** | **0,21** |

Fuente: base de datos Phyllis2 [26].

## Incineración de residuos y ciclo termodinámico

La incineración de residuos es un proceso caracterizado por la oxidación completa de todos los componentes combustibles. Los residuos son una compleja mezcla de materiales de diferentes características físicas y químicas de tamaño variable, afectando el tiempo de combustión [19]. Los productos de la combustión, gases de combustión, deben tener un tiempo de residencia de, al menos, dos segundos a una temperatura no menor de 850°C, o de 1.100°C para el caso de residuos peligrosos [28]. Los RSU pueden ser incinerados en de parrillas móviles, rotativos y lechos fluidizados. Los hornos de parrillas móviles se utilizan en aproximadamente el 90% de las plantas de incineración europeas; los hornos rotatorios son particularmente utilizados para la incineración de residuos peligrosos y el rango operativo de temperaturas es de 500°C a 1450°C; los lechos fluidizados se caracterizan por ser alimentados con residuos homogéneos, no mezclados; proporcionan temperaturas y concentración de oxígeno uniformes; sin embargo, la separación anterior a la combustión de los componentes de los RSU encarecen su uso [28].

### Ciclo termodinámico

El proceso de recalentamiento es una vía para mejorar el rendimiento de las plantas de incineración de residuos; el vapor a una presión intermedia es vuelto a calentar alejando la curva de expansión del punto de saturación. Supone una solución práctica al problema de exceso de humedad en turbinas [29]. La Figura 2 muestra el diagrama T-s del ciclo de cogeneración propuesto y la Figura 3 representa el esquema de configuración de la planta.



**Figura 2.** Diagrama T-s del ciclo de recalentamiento. Fuente: elaboración propia.

La Tabla 5 resume los parámetros operativos del ciclo. La temperatura ambiente, Tamb, de la comuna oscila entre 7°C en los meses más fríos y lluviosos (junio-agosto) y 15°C en los meses más cálidos (diciembre-marzo). La humedad relativa, HR, varía en un rango de 93,67% en invierno a 70% en verano [30]. La presión máxima del ciclo termodinámico, Pmax, de 40 bar y temperatura máxima, Tmax, de 400°C se escogen ya que son los parámetros de operación más frecuentes en procesos de incineración de RSU [28] pudiendo oscilar alrededor de ellos; sin embargo, para minimizar problemas operativos derivados de la corrosión, se suelen establecer en torno a ese valor [27]. Elevadas temperaturas pueden ocasionar severos problemas de corrosión en los conductos de sobrecalentadores [31].



**Figura 3.** Ciclo termodinámico con recalentamiento. Fuente: elaboración propia.

Tabla 5 Parámetros operativos de la planta

|  |  |
| --- | --- |
| Parámetro | Valor |
| RSU |
| Cantidad de RSU tratados al año (t) | 155.192,65 |
| LHVwet (MJ/kg) | 10,17 |
| Flujo másico RSU, (kg/s) | 4,92 |
| Ambientales |
| Temperatura ambiente (Tamb, °C) | 10,90 |
| Humedad relativa (HR, %) | 81,67 |
| Ciclo termodinámico |
| Presión máxima (Pmax, bar) | 40 |
| Presión intermedia (Pint, bar) | 8 |
| Presión mínima (Pmin, bar) | 0,10 |
| Temperatura máxima (Tmax, °C) | ≈ 400 |

Fuente: elaboración propia.

En la Tabla 6 se resumen las variables utilizadas en las ecuaciones (4) a (16) que definen termodinámicamente el ciclo. En el invierno la planta priorizará su producción a la entrega de calor a un distrito de calefacción. En el verano, parte de la producción se puede destinar a agua caliente y el resto a la generación de electricidad.

|  |  |
| --- | --- |
|  | (4) |
|  | (5) |
|  | (6) |
|  | (7) |
|  | (8) |
|  | (9) |
|  | (10) |
|  | (11) |
|  | (12) |
|  | (13) |
|  | (14) |
|  | (15) |
|  | (16) |

Tabla 6 Variables del ciclo termodinámico

|  |  |
| --- | --- |
| Variable | Símbolo  |
| Calor cedido a distrito calefacción (kJ/kg) | QLDH |
| Calor cedido por el ciclo (kJ/kg) | QL |
| Calor de combustión (kJ/kg) | QHinc |
| Calor de recalentamiento (kJ/kg) | QHrec |
| Entalpías específicas por estado (kJ/kg) | h1 a h10  |
| Entalpías específicas reales (kJ/kg) | h2r, h4r, h7r |
| Presión máxima del ciclo (Pmax) | P2, P3 |
| Presión intermedia del ciclo (Pint) | P1, P4, P6, P9, P10 |
| Presión mínima del ciclo (Pmin) | P7, P8 |
| Volumen específico agua (m3/kg) | vf1, vf8 |
| Trabajo neto ciclo (kJ/kg) | Wneto |
| Trabajo real bombas (kJ/kg) | WPr1, WPr8 |
| Trabajo real turbinas (kJ/kg) | WTAPr, WTBPr |
| Proporción de vapor cedido a generación eléctrica | y  |
| Eficiencia de la caldera (81%)[31] |  |
| Eficiencia isentrópica bombas y turbinas (87%)[32] | ηP, ηT |
| Eficiencia termod. de ciclo (%) | η |
| Factor de utilidad (%) | εu |
| Flujo másico vapor (kg/s) |  |

Fuente: elaboración propia.

### Reacción de combustión

El horno de incineración, preferentemente de parrillas móviles, recibe los residuos a una tasa constante, , y junto con el aire precalentado de entrada, , reaccionan con la llama. La reacción de combustión en la cámara de incineración está dada por la expresión (17):

|  |  |
| --- | --- |
|  | (17) |

donde 1 kmol de RSU representa 1.426,94 kg de RSU. Para asegurar una incineración completa y evitar la formación de CO el exceso de aire de combustión (λ) debe ser mayor que el requerido en una reacción estequiométrica (λ > 1), recomendándose en una proporción de entre 1,39 y 1,9 [19] y que, a su vez, minimice las pérdidas energéticas en la chimenea. Un 6% de contenido de oxígeno en la corriente de los gases puede proporcionar una eficiencia de hasta 81% en la caldera [31]. No obstante, un sobre exceso de aire puede resultar en una oxidación adicional del nitrógeno atmosférico y generar más cantidad de NOx. Adicionalmente, elevados gradientes de temperatura que resultan en las zonas de mayor temperatura también originan la formación de NOx. De tal manera que una medida primaria consistiría en un suministro de aire precalentado ya que no sólo ayudaría al secado de los residuos, sino que favorecería la ignición y disminuiría el tiempo de combustión [33]. Los gases de combustión, a una temperatura mínima de 850°C, fluyen hacia el sistema de recuperación de calor donde transfieren parte de su energía calorífica al generador de vapor, el cual aprovecha el calor sensible del agua para la producción de vapor sobrecalentado. A continuación, los gases deben ser depurados en un sistema de limpieza, LGC, antes de su expulsión al exterior.

### Limpieza de gases de combustión, LGC

Los gases de combustión deben ser tratados para reducir las concentraciones de contaminantes hasta valores inferiores a los establecidos en las normas medioambientales. Para ello, los sistemas de limpieza de gases, LGC, disponen de una variedad de equipos y componentes que se pueden combinar en función de procesos de limpieza húmedos, semi húmedos o secos por medio de los cuales, se aplican técnicas de reducción de emisiones de cenizas volátiles y polvo, de componentes ácidos como HCl, HBr, HF, de óxidos de azufre, SOx, y de emisiones de óxidos de nitrógeno, NOx, de mercurio y otros metales y de compuestos orgánicos de carbono [28].

La Tabla 7 compara los valores típicos de elementos contaminantes que las corrientes de gases de combustión de residuos a la salida del horno de incineración suelen aportar, y los límites según la legislación chilena y de la Unión Europea.

Tabla 7 Rangos de concentración de componentes de gases de combustión (normativa chilena y de la Unión Europea, promedios diarios).

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Componente | Valor típicoa [34] | Chileb [35] | UEc [36] |
| CO | <10-30 | 50 | 10-50 |
| COVT | 1-10 | 20 | 3-10 |
| Cenizas | 1000-5000 | 30 | 2-5 |
| HCl | 500-2000 | 20 | 2-6 |
| HF | 1-10 | 2 | <1 |
| SO2 | 150-400 | 50 | 5-30 |
| NOx | 200-500 | 300 | 50-120 |
| Hg | 0,1-0,5 | 0,1 | 0,005-0,02 |
| Cd | 0,1-0,5 | 0,1 | 0,05 |
| PCDD/Fd | 1-10 | 0,2 | <0,01-0,06 |

a) mg/m3; b) 298 K, 101 kPa; c) 273 K, 101.3 kPa, 11% vol. O2; d ng(I-TE)/m3. Fuente: [34], [35], [36].

La reducción de polvo y cenizas volátiles es la primera etapa del proceso que se desarrolla con equipos como ciclones, precipitadores electrostáticos, ESP, filtros de tela o depuradores tipo Venturi. Los ESP y los filtros de tela son muy eficientes en la disminución de concentración de partículas con tamaños menores a 2,5 µm. La temperatura de los gases debe estar debajo de 200°C para prevenir la formación de dioxinas. La capacidad de filtrado varía entre 7 a 15 kg/t de RSU [34]. El proceso de reducción de componentes ácidos y sulfurosos de la corriente de gas se puede realizar con procedimientos de limpieza o depuración húmeda o seca. En la depuración húmeda se utilizan agentes neutralizadores para componentes ácidos como HCl, HBr y HF en ambientes con un pH<1; y otros para componentes sulfurosos como SO2 en un ambiente con un pH cercano al valor neutro. La depuración seca basada en la reducción de estos componentes por medio del contacto de elementos sólidos o lodos considera métodos de limpieza seca, en la que se inyecta a la corriente de gases un agente neutralizador como la cal apagada, Ca(OH)2, o el bicarbonato, NaHCO3; limpieza semiseca donde, previamente a la inyección del agente neutralizador, la corriente de gases de humedece, y limpieza semi húmeda por medio de la inyección de lodos a la corriente. [34]. El costo de la reducción depende del tipo de agente alcalino y los costos del tratamiento y disposición de los residuos [28]. La disminución de NOx puede realizarse por medio de técnicas primarias o secundarias. Las técnicas primarias consisten en tratamientos previos o durante el proceso de combustión como escalonamientos de aire para generar zonas con deficiencia y exceso de aire, o bien, combustión escalonada utilizando combustibles fósiles; si con esto la reducción de concentración de NOx no es suficiente, se aplican medidas secundarias: reducción catalítica no selectiva, RCNS, y reducción catalítica selectiva, RCS. La RCNS consiste en la inyección de urea, CH4N2O, o amoníaco, NH3, en la primera corriente de gases de combustión a temperaturas que oscilan entre 900 y 1000°C; con esto se previene la oxidación de NH3 y la formación de NOx térmico. Ajustando, además, el tiempo de residencia entre 0,2 y 0,5 s se asegura que las emisiones de N2O sean menores al 2% del NO de entrada. Los sistemas de limpieza con tecnología de RCS se instalan en la parte posterior del sistema de limpieza de gases. Utilizan la actividad catalítica de óxidos metálicos como V2O5, WO3, MoO3 para la reducción de NO por el NH3. Con el pasar del tiempo la temperatura de operación se ha logrado disminuir progresivamente del rango de 300-400°C a valores alrededor de 160°C con eficiencias de reducción de NOx alrededor de 90% [37]. Un adsorbedor de carbono suele cerrar la etapa final del proceso de limpieza, removiendo el mercurio y restos de compuestos orgánicos como PCDD/F, dibenzo dioxinas y furanos policlorinados, y PBDD/F, dibenzo dioxinas y furanos polibromados [34], [28].

El consumo energético de los equipos dedicados a este proceso promedia en 107 kWe/tRSU y 505 kWth/tRSU en cuanto a electricidad y calor, respectivamente [28].

### Otras emisiones

Aparte de las emisiones al aire, se pueden generar emisiones de contaminantes al agua debido a los efluentes del proceso de limpieza de gases y residuos sólidos conformados por cenizas depositadas, cenizas volátiles y escorias.

### Índice de eficiencia energética, R1

Este índice establece si una planta de incineración de residuos se clasifica como planta de recuperación de energía, o bien, una planta de eliminación de residuos [38]. Para ello se emplea el siguiente indicador, ecuación (18):

|  |  |
| --- | --- |
|  | (18) |

Ep es la energía anual producida como calor o electricidad (GJ/año) ponderando con 2,6 la electricidad generada y 1,1 el calor producido, Ef es el aporte anual de energía al sistema desde los combustibles que contribuyen a la producción de vapor (GJ/año), Ew es la energía anual contenida en los residuos tratados utilizando el poder calorífico de los mismos (GJ/año), Ei es la energía anual importada que excluye a Ew y Ef (GJ/año) y 0,97 representa las pérdidas de energía debidas a las cenizas depositadas en el fondo y la radiación. Para nuevas plantas el índice debe ser superior a 0,65.

# Resultados

Con la información de la Tabla 5, las expresiones 4 a 17 y descontando los consumos de los sistemas de limpieza de gases de la ecuación (13), se modeló el funcionamiento de la planta. Las figuras 4 y 5 resumen el comportamiento. Para los meses de invierno, canalizando exclusivamente el calor al distrito de calefacción se aportaría algo más de 35,8 MWth y generarían 2,23 MWe; la eficiencia térmica, ηth, sería de 91% y la termodinámica, η, de 5,6%. Al incrementar la proporción que alimenta al circuito de recalentamiento y de generación en la turbina de baja presión, apropiado para los meses de verano, la eficiencia térmica decaería a 0 y la termodinámica se incrementaría a 23%, generando cerca de 9,22 MWe. El factor de utilización, εu, disminuiría progresivamente desde un valor teórico de 95% a 23% a medida que se contabiliza el calor rechazado en el condensador a baja presión.



**Figura 4.** Variación de potencias eléctrica y térmica en base a proporción de calor aportado al distrito de calefacción y calor aportado al ciclo. Fuente: elaboración propia.



**Figura 5.** Medida de la eficiencia del ciclo en base a electricidad generada, calor aportado y el factor de utilidad. Fuente: elaboración propia.

El flujo másico de vapor generado, , oscilaría entre 13,53 kg/s para el caso de generación de calor, sin paso de vapor a la turbina de baja presión, y de 11,96 kg/s para el caso opuesto, sin paso al distrito de calefacción. En cuanto al índice de eficiencia energética, R1, se han desestimado los parámetros Ef y Ei ya que, idealmente, no se requerirían combustibles adicionales para el funcionamiento del proceso, salvo lo necesario para operaciones de arranque y estabilización de la combustión, ni importar energía adicional. Para que R1 > 0,65 anual se debería asegurar que y > 0,60, es decir, > 12,54 kg/s dedicado a la producción de calor.

## Viviendas abastecidas

El consumo anual de energía utilizando calefacción a leña por vivienda es de 19.165 kWh durante un promedio de 4.020 horas [23]. Esto resulta en un consumo instantáneo de 4,77 kW por vivienda. El número de viviendas censadas en la ciudad es de 49.300 [15] y el porcentaje de uso de leña en ellas es de 92,5% [23]. Con el aporte máximo de la planta hacia la generación de calor se podrían atender las necesidades de calor de algo más de 8.300 viviendas, 18% de las viviendas que utilizan leña, no teniendo en cuenta pérdidas inherentes a la producción y distribución de calor. El resto de las horas anuales fuera del estimado de consumo de calefacción se podría destinar a la producción eléctrica, siempre y cuando R1 > 0,65.

## Emisiones de CO2 y ahorro en el consumo de leña

La emisión de 320.324,36 t de CO2 anuales proveniente de la combustión a leña en la comuna de Valdivia, en el promedio de 4.020 horas, equivale a un flujo de 22,13 kgCO2/s resultando en la emisión de 1,02∙10-4 kgCO2/kJ. La planta emitiría 0,8606 kgCO2/kgRSU, ver ecuación 17, por tanto, manteniendo un flujo constante de alimentación , ver Tabla 5, el flujo de CO2 sería de 4,234 kg/s. Al generarse 40 MW entre electricidad y calor, resultaría en la emisión de 1,05∙10-4 kgCO2/kJ, un 2,9% mayor al emitido utilizando combustión a leña. Por otra parte, el consumo anual de leña por vivienda es de 14,3 m3st [23]. Considerando el abastecimiento de 8.300 viviendas el uso del calor generado en la planta supondría el ahorro de 118.690 m3st de madera y una importante reducción del CO emitido debido a la combustión incompleta.

# Conclusiones

El aprovechamiento del potencial energético de los RSU conduce a reducir el depósito de éstos en vertederos y basurales. De este modo, la aplicación de tecnologías basadas en WtE como la incineración, contribuiría con el abastecimiento de calor de una proporción de las viviendas de la comuna de Valdivia.

Por otra parte, la emisión a la atmósfera de CO2 del proceso de cogeneración de la planta sería 2,9% superior al valor registrado en la comuna por el uso de leña para combustión. No obstante, si la planta cuenta con un apropiado sistema de limpieza de gases se evitarían emisiones de CO y material particulado fino, PM10 y PM2,5 como en la actualidad sucede. Desde el punto de vista de la eficiencia energética del proceso de cogeneración se debe preservar una proporción del vapor generado hacia el abastecimiento de calor. Finalmente, este proceso de cogeneración evitaría la quema de un volumen importante de madera.

Un estudio más detallado debe considerar aspectos clave como periodos de mayor demanda de energía diario y mensual para ajustar la secuencia de operación. Por otra parte, la humedad tanto de los RSU como del ambiente influye en el rendimiento del proceso termodinámico; un posterior análisis debe tener en cuenta un proceso de deshumidificación, separación y homogeneización del tamaño de los RSU y una evaluación del precalentamiento del aire a la entrada de la cámara de combustión.

Dado que el proceso de LGC conlleva la generación de residuos peligrosos como polvo, cenizas, residuos líquidos, entre otros, deberá estudiarse la mejor forma de su depósito o valorización y evitar posibles focos de contaminación.

Es importante la realización de un estudio paramétrico de variables como eficiencia de las calderas, y de turbinas y bombas con la finalidad de establecer un abanico de posibles escenarios de operación y generación energéticas.

# Referencias

[1] A.V. Shah, V.K. Srivastava, S.S. Mohanty, S. Varjani. “Municipal solid waste as a sustainable resource for energy production: State-of-the-art-review”. *Journal of Environmental Chemical Engineering,* vol. 9, 105717, 2021.

[2] S. Kaza, L. Yao, P. Bhada, F. Van Woerden. “What a waste 2.0. A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Overview”. Urban Development Series. World Bank Group, 2018 [en línea]. Disponible en: <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/>

handle/10986/30317/211329ov.pdf?sequence=11&isAllowed=y

[3] D. Wilson, L. Rodic, P. Modak, R. Soos, A. Carpintero, C. Velis, M. Iyer, O. Simonett. “Global Waste Management Outlook”. Programa de Medio ambiente de Naciones Unidas, 2015 [en línea]. Disponible en <https://www.unep.org/resources/report/>

global-waste-management-outlook

[4] C. Mukherjee, J. Denney, E.G. Mbonimpa, J. Sagley, R. Bhowmik. “A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews,* vol. 119, 109512, 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512>

[5] M.A. Rajaeifar, H. Ghanavati, B.B Dashti, R. Heijungs, M. Aghbashlo, M. Tabatabaei. “Electricity generation and GHG emission reduction potentials through different municipal solid waste management technologies: A comparative review”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews,* vol. 79, pp. 414-439, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/>

j.rser.2017.04.109

[6] S. Khan, R. Anjum, S.T. Raza, N.A. Bazai, M. Ihtisham. “Technologies for municipal solid waste management: Current status, challenges and future perspectives”. *Chemosphere,* vol. 288, 132403, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132403>

[7] S. Azami, M. Taheri, O. Pourali, F. Torabi. “Energy and exergy analyses of a mass-fired boiler for a proposed waste-to-energy power plant in Tehran”. *Applied Thermal Engineering,* vol. 140, pp. 520-530, 2018.<https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.05.045>

[8] A. Savino, G. Solórzano, C. Quispe, M.C. Correal. “Perspectiva de la Gestión de Residuos en América Latina y el Caribe”. Organización de las Naciones Unidas, Medio Ambiente, 2018 [en línea]. Disponible en: <https://www.unep.org/ietc/resources/>

publication/waste-management-outlook-latin-america-and-caribbean

[9] H. Hettiarachchi, S. Ryu, S. Caucci, R. Silva. “Municipal Solid Waste Management in Latin America and the Caribbean: Issues and Potential Solutions from the Governance Perspective”. *Recycling,* vol. 3, núm. 2, 2018. Doi: 10.3390/recycling3020019.

[10] L.M. Ulloa-Murillo, L.M. Villegas, A.R. Roodríguez-Ortiz, M. Duque-Acevedo, F.J. Cortés-García. “Management of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste in the Context of Sustainable and Circular Model: Analysis of Trends in Latin America and the Caribbean”. *International Journal of Environmental Research and Public Health,* vol. 19, 6041. <https://doi.org/10.3390/ijerph19106041>

[11] X.Z. Yao, R.C. Ma, H.J. Li, C. Wang, C. Zhang, S.S. Yin, D. Wu, X.Y. He, J. Wang, L.T. Zhan, R. He. “Assessment of the major odor contributors and health risks of volatile compounds in three disposal technologies for municipal solid waste”. *Waste Management,* vol. 91, pp. 128-138, 2019. doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.009.

[12] Z. Cheng, Z. Sun, S. Zhu, Z. Lou, N. Zhu, L. Feng. “The identification and health risk assessment of odor emissions from waste landfilling and composting”. *Science of The Total Environment,* vol. 649, pp. 1038-1044, 2019. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.230

[13] K.M. Morita, C. Ibelli-Bianco, A.A. Anache, V. Coutinho, S. Pelinson, J. Nobrega, M.P. Rosalem, M.C. Leite, M. Niviadonski, C. Manastella, E. Wendland. “Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brazil: A review”. *Waste Management,* vol. 131, pp. 163-176, 2021. doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.004.

[14] Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (2018). Capítulo 2: Marco normativo e institucional aplicado al sector de resíduos sólidos en Chile [en línea]. Disponible en: https://www.subdere.gov.cl/content/l%C3%ADnea-base-diagn%C3%B3stico-y-catastro-de-rsd-a%C3%B1o-2017

[15] Instituto Nacional de Estadísticas (2017*). Censo de población y vivienda*. Chile [en línea]. Disponible en <https://www.ine.cl/estadisticas/sociales/censos-de-poblacion-y-vivienda/censo-de-poblacion-y-vivienda>

[16] Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (2018). Capítulo 4: Diagnóstico de la situación por comuna y por región en materia de RSD y asimilables [en línea]. Disponible en: https://www.subdere.gov.cl/content/l%C3%ADnea-base-diagn%C3%B3stico-y-catastro-de-rsd-a%C3%B1o-2017

[17] B. Dastjerdi, V. Strezov, R. Kumar, M. Behnia. “An evaluation of the potential of waste to energy technologies for residual solid waste in New South Wales, Australia”*. Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 115, 2019. Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032119306069.

[18] A. Ogunjuyigbe, T. Ayodele, M. Alao. “Electricity generation from municipal solid waste in some selected cities of Nigeria: An assessment of feasibility, potential and technologies”. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 80, pp. 149-162, 2017. Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032117308134.

[19] L. Lombardi, E. Carnevale, A. Corti. “A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste”. *Waste Management*, vol. 37, pp. 26-44, 2015. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.010

[20] D. Chen, L. Yin, H. Wang, P. He. “Reprint of: Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review”. *Waste Management*, vol 43, n.° 12, pp. 2466-2486, 2014. Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X14003596

[21] Informe consolidado de emisiones y transferencias de contaminantes 2005-2019.Ministerio del Medio Ambiente, Santiago de Chile, Chile, 2021, pp.84 [en línea]. Disponible: <https://retc.mma.gob.cl/>

[22] Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes, Open Data. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago de Chile, Chile, 2022 [en línea]. Disponible en https://datosretc.mma.gob.cl/group

[23] Medición del consumo nacional de leña y otros combustibles sólidos derivados de la madera. Corporación del Desarrollo Tecnológico, Santiago de Chile, Chile: Ministerio de Energía, 2015, pp.65, 230 [en línea] Disponible: <https://biblioteca.digital.gob.cl/handle/123456789/586>

[24] Gestión de Episodios Críticos de Contaminación (2021). Seremi del Medio Ambiente Región de Los Ríos, Valdivia, Chile, 2021 [en línea]. Disponible en https://ppda.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/11/Informe-Analisis-GEC-2021\_Valdivia\_04102021\_REV\_jpp-ddc.pdf

[25] Ministerio del Medio Ambiente (2019). Análisis general de impacto económico y social de metas de recolección y valorización para el producto prioritario “envases y embalajes” contenido en la Ley 20.920 (AGIES) [en línea]. Disponible en: https://mma.gob.cl/?s=Agies

[26] TNO The Netherlands Organisation for applied scientific research. “Phyllis2 database for (treated) biomass, algae, feedstocks for biogas production and biochar”. Disponible en: <https://phyllis.nl/>

[27] A. Tabasová, J. Kropác, V. Kermes, A. Nemet, P. Stehlík. “Waste to energy technologies: Impact on environment”. *Energy*, vol. 44, n° 1, pp.146-155, 2012. Disponible en <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544212000199>

[28] European Commission, Joint Research Centre, Cusano, G., Roudier, S., Neuwahl, F. et al. Best Available Techniques (BAT) reference document for waste incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), Publications Office, 2020, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/761437>

[29] Y. Cengel, M. Boles. “Termodinámica”. México: McGraw-Hill, 2012.

[30] Anuario Meteorológico 2020. Dirección General de Aeronáutica Civil. Dirección Meteorológica de Chile, Santiago de Chile, 2021, pp.67 [en línea]. Disponible: <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/publicaciones/documentoPdf/anuario/anuario-2020.pdf>

[31] M. Pavlas, M. Tous, P. Limek, L. Bébar. “Waste incineration with production of clean and reliable energy”. *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 13, n° 4, pp. 595-605, 2011. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s10098-011-0353-5>

[32] J. Balcázar, R. Alves, J. Perrella. “Analysis of hybrid waste-to-energy for medium-sized cities”. *Energy*, vol. 55, pp. 728-741. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.02.003>

[33] M. Yan, Antoni, J. Wang, D. Hantoko, E. Kanchanatip. “Numerical investigation of MSW combustion influenced by air preheating in a full-scale moving grate incinerator”. *Fuel*, vol. 285, 119193, 2021. Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001623612032189X

[34] J. Vehlow. “Air pollution control systems in WtE units: An overview”. *Waste Management*, vol. 37, pp. 58-74, 2015. Disponible en <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X14002517>

[35] Norma de emisión para incineración, coincineración y coprocesamiento. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago de Chile, Chile, 2013, pp.4 [en línea]. Disponible: https://portal.sma.gob.cl/index.php/portal-regulados/instructivos-y-guias/normas-de-emision/

[36] Diario Oficial de la Unión Europea L312, 3 de diciembre de 2019, pp. 55-92. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/search.html?scope=EURLEX&text=2019%2F2010&lang=es&type=quick&qid=1659825967208>

[37] O. Gohlke, T. Weber, P. Seguin, Y. Laborel. “A new process for NOx reduction in combustion systems for the generation of energy from waste”. *Waste Management*, vol. 30, n.°7, pp. 1348-1354, 2010. Disponible en: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X10001108

[38] Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos y por la que se derogan determinadas directivas [en línea]. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2008-81053>