



**UNIVERSIDAD DE CHILE
VICERRECTORIA DE ASUNTOS ACADEMICOS
DEPARTAMENTO DE POSTGRADO Y POSTÍTULO
PROGRAMA INTERFACULTADES**

**ESTIMACION DE EMISIONES DE GASES CON EFECTO
INVERNADERO, PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS
SERVIDAS EN LA REGIÓN METROPOLITANA**

Tesis para optar al Grado de Magister en Gestión y Planificación Ambiental

SCARLETTE ALEJANDRA LARA GONZÁLEZ

Directora de tesis: Dra. Margarita Préndez Bolívar

Santiago, Chile
2003

**UNIVERSIDAD DE CHILE
VICERRECTORIA DE ASUNTOS ACADEMICOS
DEPARTAMENTO DE POSTGRADO Y POSTÍTULO
PROGRAMA INTERFACULTADES**

INFORME DE APROBACION

TESIS DE MAGISTER

Se informa al Comité Académico del Programa Interfacultades del Departamento de Postgrado y Postítulo que la Tesis de Magister presentada por la candidata **SCARLETTE ALEJANDRA LARA GONZÁLEZ**, ha sido aprobada por la Comisión Evaluadora de la Tesis, como requisito de tesis para el grado de Magister en Gestión y Planificación Ambiental en el examen de defensa de tesis, rendido _____.

Directora de Tesis:

Prof. Dra. Margarita Préndez _____

Comisión Evaluadora de Tesis:

Presidenta: Prof. Adriana Carrasco _____

Informante 1: Prof. Gabriela Castillo _____

Informante 2: Prof. Sergio González _____

Por naturaleza, el ser humano cotidianamente está dispuesto a superar adversidades. Sin embargo, frente a éstas, siempre son bienvenidas la paciencia, el cariño, la comprensión y la sabiduría de aquellos Maestros que nos guían, haciendo de cualquier adversidad, una excelente travesía...

INDICE

	Pág.
INTRODUCCION.....	1
I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	4
I.1 Cambio climático y calentamiento global.....	4
I.2 Fuentes antropogénicas de gases con efecto invernadero.....	4
I.3 Gases con efecto invernadero desde aguas servidas.....	7
I.3.1. Metano.....	8
I.3.2. Dióxido de carbono.....	9
I.3.3. Oxido nitroso.....	10
I.4 Emisión de gases con efecto invernadero a nivel mundial.....	11
I.5 Emisión de gases con efecto invernadero a nivel nacional.....	15
II. GESTIÓN AMBIENTAL DE LAS AGUAS SERVIDAS EN LA REGION METROPOLITANA.....	17
II.1 Dotación de agua potable y alcantarillado.....	18
II.2 Características de las aguas servidas	21
II.3 Procesos de tratamiento.....	26
II.4 Soluciones sanitarias existentes para el tratamiento de las aguas servidas	29
II.5 Soluciones sanitarias futuras para el tratamiento de las aguas servidas....	31
II.5.1.Soluciones futuras para el Gran Santiago.....	32
II.5.2. Soluciones futuras para localidades.....	36
II.6 Producción y manejo de lodos.....	39
II.6.1. Producción y manejo de lodos en el Gran Santiago.....	43
II.6.2. Producción y manejo de lodos en localidades.....	44
III. METODOLOGIA.....	46
III.1. Modelo conceptual.....	49
III.2. Modelos para estimación de gases de efecto invernadero.....	50
III.2.1. Estimaciones para metano	51
III.2.2. Estimaciones para dióxido de carbono.....	56
III.2.3. Estimaciones para oxido nitroso	59

III.3.	Conversión a CO ₂ equivalente y cálculo del potencial de calentamiento global.....	63
III.4.	Escenarios modelados.....	63
IV.	RESULTADOS Y DISCUSION.....	65
IV.1.	Tendencias por gases.....	65
IV.1.1.	Metano.....	65
	IV.1.2. Dióxido de	
	carbono	69
	IV.1.3. Oxido	
	nitroso	71
IV.2.	Tendencias en CO ₂ -equivalentes	74
IV.3.	Potencial de calentamiento global.....	79
V.	ESTRATEGIAS DE GESTIÓN PARA LA REDUCCIÓN DE GEI.....	82
		89
		92
VIII.	ANEXOS.....	100
ANEXO A.	Parámetros de entrada para los modelos utilizados en la estimación de emisiones. Metano.....	101
ANEXO B.	Datos específicos de actividad sanitaria por planta de tratamiento....	107
ANEXO C.	Parámetros de entrada para los modelos utilizados en la estimación de emisiones. Dióxido de carbono.....	117
ANEXO D.	Parámetros de entrada para los modelos utilizados en la estimación de emisiones. Oxido nitroso.....	124
IX.	INDICE DE FIGURAS Y CUADROS	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Principio físico del efecto invernadero.....	1
Figura 2.	Proyección del caudal de aguas servidas tratadas y de lodos producidos en la Región Metropolitana en los próximos 27 años	3
Figura 3.	Fuentes antropogénicas de gases de efecto invernadero y algunos precursores de ozono.....	5
Figura 4.	Evolución de la emisión nacional de CH ₄ por sector , período 1998-1998....	6
Figura 5.	Emisión de CO ₂ equivalente sector residuos, período 1900-1998.....	7
Figura 6.	Transformaciones finales en ambiente aeróbico y anaeróbico.....	8
Figura 7.	Cobertura de sistemas de tratamiento de aguas servidas en algunos países europeos y en Chile al año 1992.....	12
Figura 8.	Emisión de metano, estimada a partir de la población conectada a sistema de tratamiento de aguas servidas en Chile, año 1998.....	15
Figura 9.	Emisión de óxido nitroso, estimada a partir de la población no conectada a sistema de tratamiento de aguas servidas en Chile, año 1998.....	16
Figura 10.	Alternativas para el manejo de las aguas servidas.....	17
Figura 11.	Cuerpos receptores de aguas residuales domésticas e industriales en Chile, año 1998.....	19
Figura 12.	Cuerpos receptores para descargas domésticas a nivel nacional, año 1998.....	20
Figura 13.	Población conectada a alcantarillado y sistema de tratamiento, período 1984-2002.....	20
Figura 14.	Comportamiento de la DQO, DBO y DQO/DBO ₅ para aguas servidas de la Región Metropolitana.....	25
Figura 15.	Procesos biológicos de degradación de la materia orgánica.....	28
Figura 16.	Población urbano-rural atendida por las soluciones sanitarias existentes en la Región Metropolitana durante el año 2002.....	30
Figura 17.	Población urbano-rural no conectada a alcantarillado y atendida por las soluciones sanitarias particulares en la Región Metropolitana, año 2002....	31
Figura 18.	Planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal.....	33
Figura 19.	Esquema general del tratamiento de aguas servidas, "línea de aguas" en sistema de lodos activados convencionales, LAC.....	34
Figura 20.	Esquema general del tratamiento de aguas servidas, "línea de lodos" en sistema de lodos activados convencionales, LAC.....	35
Figura 21.	Ubicación de plantas de tratamiento para la Región Metropolitana.....	38
Figura 22.	Alternativas para el manejo de lodos.....	41

Figura 23.	Vías de producción de lodos y sus características.....	43
Figura 24.	Manejo de lodos generados en las grandes plantas de tratamiento de la Región Metropolitana.....	44
Figura 25.	Manejo de lodos generados en las plantas de tratamiento de localidades, Región Metropolitana.....	45
Figura 26.	Flujo de aguas servidas a determinar para la Región Metropolitana.....	46
Figura 27.	Arbol de decisiones del procedimiento metodológico aplicado.....	48
Figura 28.	Modelo conceptual de emisión de gases de efecto invernadero, desde aguas servidas.....	49
Figura 29.	Metano emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento, Región Metropolitana (1990-2027).....	65
Figura 30.	Metano emitido por las plantas de tratamiento de aguas servidas del Gran Santiago.....	66
Figura 31.	Metano emitido por aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento de localidades.....	66
Figura 32.	Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación. Región Metropolitana, período 1990-2027.....	67
Figura 33.	Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento del Gran Santiago. Región Metropolitana, período 1990-2027...	68
Figura 34.	Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento de localidades. Región Metropolitana, período 1990-2027.....	68
Figura 35.	Metano emitido desde aguas servidas no tratadas. Región Metropolitana, período 1990-2027.....	69
Figura 36.	Dióxido de carbono emitido desde aguas servidas tratadas. Región Metropolitana, período 1990-2027.....	70
Figura 37.	Dióxido de carbono emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación. Región Metropolitana, período 1990-2027.....	70
Figura 38.	Oxido nitroso emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento de la Región Metropolitana, período 1990-2027.....	71
Figura 39.	Oxido nitroso emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento de localidades. Región Metropolitana, período 1990-2027.....	72
Figura 40.	Oxido nitroso emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento de la Región Metropolitana, período 1990-2027.....	73
Figura 41.	Oxido nitroso emitido desde aguas servidas no tratadas. Región Metropolitana, período 1990-2027.....	74
Figura 42.	Metano emitido como CO ₂ -equiv. desde las plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027.....	75
Figura 43.	Metano emitido como CO ₂ -equiv. desde las plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.....	75
Figura 44.	Emisión de CO ₂ -equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en	76

	plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027.....	
Figura 45.	Emisión de CO ₂ -equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.....	77
Figura 46.	Oxido nitroso emitido como CO ₂ -equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027.....	77
Figura 47.	Oxido nitroso emitido como CO ₂ -equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.....	78
Figura 48.	Potencial de calentamiento global, contribución individual para las plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027.....	79
Figura 49.	Potencial de calentamiento global, contribución individual para las plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.....	80
Figura 50.	Potencial de calentamiento global, Región Metropolitana, período 1990-2027.....	81
Figura 51.	Contribución de cada gas al potencial de calentamiento global de la Región Metropolitana, período 1990-2027.....	81
Figura 52.	Metano emitido desde aguas servidas tratadas. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	82
Figura 53.	Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	83
Figura 54.	Metano emitido desde aguas servidas no tratadas. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.....	83
Figura 55.	Total metano emitido como CO ₂ -equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	84
Figura 56.	Dióxido de carbono emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	84
Figura 57.	Dióxido de carbono emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	85
Figura 58.	Total dióxido de carbono emitido desde aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	85
Figura 59.	Oxido nitroso emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	86
Figura 60.	Oxido nitroso emitido desde lodos tratados y dispuestos en planta de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ..	86

Figura 61.	Oxido nitroso emitido desde aguas servidas no tratadas. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión ...	87
Figura 62.	Total óxido nitroso emitido como CO ₂ equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión	87
Figura 63.	Potencial de calentamiento global, para aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión	88

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.	Características de los principales gases de efecto invernadero.....	2
Cuadro 2.	Emisión de GEI desde aguas servidas, comparación países del mundo, año 1990.....	13
Cuadro 3.	Cobertura de agua potable y alcantarillado en la Región Metropolitana, año 2001.....	18
Cuadro 4.	Composición clásica de las aguas servidas domésticas.....	22
Cuadro 5.	Características de las aguas servidas en la Región Metropolitana.....	23
Cuadro 6.	<i>Aporte de carga orgánica per cápita, en diferentes regiones del mundo.....</i>	25
Cuadro 7.	Niveles de tratamientos de aguas servidas y tipo de lodos resultantes	27
Cuadro 8.	Fracción de aguas servidas tratadas anaeróbicamente	28
Cuadro 9.	Sistemas de tratamiento existentes en la Región Metropolitana	29
Cuadro 10.	Cobertura de tratamiento de aguas servidas en la Región Metropolitana, año 2002.....	32
Cuadro 11.	Plantas de tratamiento proyectadas para la Región Metropolitana.....	32
Cuadro 12.	Comunas atendidas por planta de tratamiento en el Gran Santiago.....	37
Cuadro 13.	Comunas atendidas por planta de tratamiento en localidades.....	37
Cuadro 14.	Composición de diferentes tipos de lodo.....	40
Cuadro 15.	Alternativas para el manejo de lodos en instalaciones de tratamiento de aguas servidas.....	40
Cuadro 16.	Caracterización de lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas servidas en la Región Metropolitana.....	42
Cuadro 17.	Plantas de tratamiento de aguas servidas de la Región Metropolitana operando en el período 1990-2027.....	65

INTRODUCCION

A partir de la revolución industrial, los seres humanos, especialmente los de los países industrializados, han sido responsables de la emisión de cantidades crecientes de los gases generadores del llamado “efecto invernadero”.

Según indica el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC), el efecto invernadero se produce en forma natural, cuando parte de la radiación solar que atraviesa la atmósfera, es absorbida por la superficie terrestre, aquí cambia su longitud de onda y se reemite como radiación infrarroja, la que es absorbida en la tropósfera y devuelta a la tierra por las nubes y algunos gases, denominados genéricamente gases de efecto invernadero (GEI). El principio del efecto invernadero puede ilustrarse de acuerdo a Lizárraga (2002), como se señala en la Figura 1.

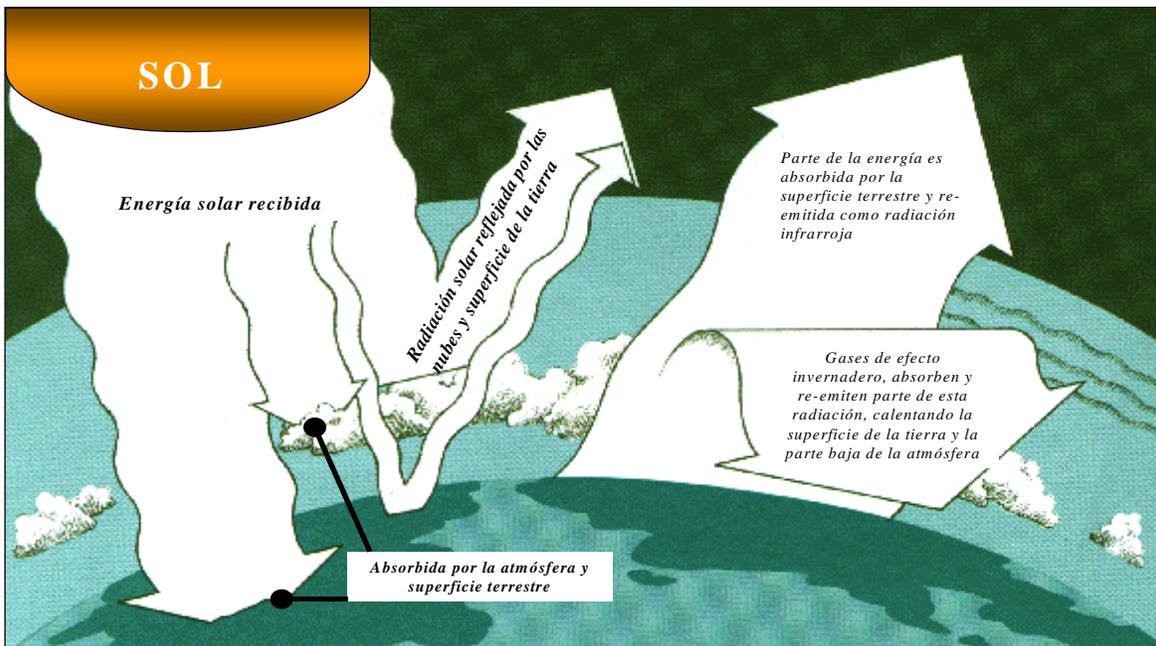


Figura 1. Principio físico del efecto invernadero (Elaborado a partir de Lizárraga, 2002).

La Convención de Naciones Unidas para el Cambio Climático (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC), señala que los GEI que participan en el aumento del efecto invernadero, son básicamente el vapor de agua (H₂O), el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O).

La principal preocupación es que estos gases, aunque en condiciones naturales se encuentran en bajas concentraciones atmosféricas, poseen tiempos de persistencia en la atmósfera muy prolongados (Cuadro 1) y tienen un aporte antropogénico importante, lo que genera un escenario de emisiones y potenciales efectos progresivos y acumulativos en el tiempo, debido a la sinergia del poder de calentamiento de cada uno de ellos.

Cuadro 1. Características de los principales gases de efecto invernadero.

<i>Gas</i>	<i>Vida media (años)</i>	<i>Concentración preindustrial</i>	<i>Concentración año 1990</i>	<i>PCG^a (%)</i>	<i>Incremento anual (%)^b</i>	<i>Equivalencias calóricas^c respecto al CO₂</i>
CO ₂	50-200	280 mg/L	360 mg/L	45 – 61 ^d	1,5 ^e	1 ^{f, g}
CH ₄	10	790 µg/L	1720 µg/L ^f	16 ^e	1,3 ^e	63-21 ^g
N ₂ O	130 – 200 ^d	288 µg/L	312 µg/L ^h	5 ^e	0,25 ^d - 0,3 ^e	310-320 ^{fg}

^a PCG: Potencial de calentamiento global.

^b Tasa anual, estimada a mediados de los 90's.

^c Equivalencias calóricas respecto a un horizonte de 20 y 100 años, respectivamente.

^d Lexmond y Zeeman (1995)

^e Mackenzie (1998)

^f Houghton (1991 y 1997)

^g IPCC (1997a,b,c)

^h Keller (2002)

El CO₂, es el GEI de mayor importancia ambiental, debido a que está presente en la atmósfera en mayor concentración (360 mg/L), posee un elevado poder calórico y por sobre todo, es fácilmente influenciado por las actividades humanas, como la industria y el tráfico vehicular.

La concentración atmosférica de metano es relativamente baja (1,72 mg/L), su capacidad calórica es 63 y 21 veces mayor que la del CO₂ en un horizonte de 20 y 100 años, respectivamente (IPCC, 1997a,b,c; Lizárraga, 2002). El CH₄ proviene básicamente del cultivo de arroz, del ganado, del manejo anaeróbico de residuos y de la quema de biomasa.

El óxido nitroso, generado como producto de la quema de biomasa (detritos vegetales, combustión del petróleo y volatilización desde suelos fertilizados), también deriva de la actividad microbiana en aguas residuales, suelos y océano, durante la degradación de la materia orgánica nitrogenada (Mackenzie, 1998; IPCC, 2002b). Aunque Mackenzie (1998) indica que las mayores fuentes antropogénicas de óxido nitroso son la agricultura, la quema de biomasa y los procesos industriales, reconoce una creciente incidencia en las emisiones debido a las transformaciones microbianas del nitrógeno contenido en aguas residuales. Lo trascendental de este gas, es que posee una capacidad calórica que equivale a 310-320 veces la del CO₂ en un escenario de 100 años (Lexmond y Zeeman, 1995; IPCC, 1997a,b).

Por otra parte, el IPCC considera que la degradación biológica de la materia orgánica presente en las aguas servidas constituye una de las numerosas fuentes antropogénicas

para estos GEI, independientemente si las aguas son tratadas o no en una planta de tratamiento.

Según lo informado por la empresa Aguas Andinas S.A. (ex Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias, EMOS), la cobertura de tratamiento para las aguas servidas de la Región Metropolitana aumentará consecutivamente a partir del 2000 (2%), para alcanzar el 23 % en el año 2002, el 75% en 2004, el 99% durante el año 2009 y el 100% en el 2015. Esta planificación considera la depuración de las aguas servidas generadas por el Gran Santiago y las localidades periféricas, de acuerdo al caudal tratado y lodo generado que se indica en la Figura 2.

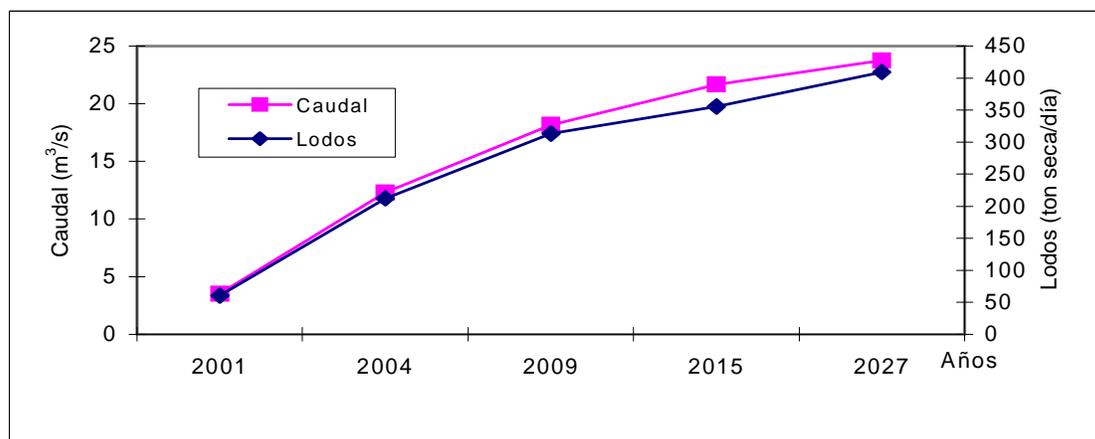


Figura 2. Proyección del caudal de aguas servidas tratadas y de lodos producidos en la Región Metropolitana en los próximos 27 años (Elaborado a partir de Emos, 2000a).

Estos lodos, en la mayoría de los casos, serán estabilizados y digeridos anaeróbicamente y por lo tanto, pueden convertirse en otra fuente potencial de GEI, que podría ser cuantificable.

A medida que se implemente el programa de saneamiento, la fracción de las aguas no conectada a sistema de alcantarillado y por ende que no llega a planta de tratamiento, sería tratada mediante fosas sépticas y letrinas; la otra fracción sería descargada a los ríos Maipo y Mapocho y los principales canales de riego, siendo degradada por los microorganismos que allí existen.

Por lo tanto, y en relación a lo anterior, esta tesis plantea los siguientes objetivos:

Objetivo general

Estimar las emisiones de gases con efecto invernadero generados por el tratamiento de aguas servidas de la Región Metropolitana durante el período 1990-2027, incorporando distintos escenarios de gestión.

Objetivos específicos

- Aplicar los modelos seleccionados a las emisiones potenciales de GEI provenientes de las aguas servidas generadas en la Región Metropolitana durante el período 1990-2027.

- Estimar las emisiones de GEI por área de cobertura de cada planta de tratamiento, considerando la tecnología proyectada para cada una de ellas.
- Analizar la forma en que las emisiones de GEI se modifican en función de diferentes estrategias de gestión.
- Determinar el potencial de calentamiento global de los GEI considerados que son emitidos por el tratamiento de las aguas servidas de la Región Metropolitana, bajo diferentes escenarios de gestión.

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

I.1. CAMBIO CLIMÁTICO Y CALENTAMIENTO GLOBAL

Debido al poder de calentamiento de los GEI, Houghton (1991 y 1997) indica que al nivel global, sus emisiones totales deberían reducirse por sobre el 60% en el caso del CO₂, entre 15 y 20% para CH₄ y entre 70 y 80% para N₂O, para lo cual se hace indispensable contar con herramientas que permitan cuantificar dichas emisiones.

La firma del Convenio Marco sobre Cambio Climático de las Naciones Unidas (Río de Janeiro, junio 1992), considera que el cambio climático es una de las principales amenazas potenciales al medio ambiente y al desarrollo de los distintos países a nivel mundial (IPCC, 1997a,b; UNFCCC, 1996). De acuerdo a las proyecciones de los modelos climáticos, la principal consecuencia del cambio climático, es el aumento de la temperatura de la tierra (Boeker y Rienk van Grondelle, 2001; IPCC, 2002), que conlleva el incremento del nivel de mar y cambios de condiciones climáticas locales, como cambio en patrones de temperaturas y de precipitaciones (Houghton, 1997; IPCC, 1997a,b; Fuente y Avilés, 2002).

La Tercera Reunión de la Conferencia de las Partes (Kioto, 1997), adoptó el llamado Protocolo de Kioto, de acuerdo al cual se acordó reducir en un 5% las emisiones de gases de efecto invernadero para el período 2008-2012, con respecto a los niveles emitidos en 1990, expresados como emisiones de CO₂ equivalente (IPCC, 1997a,b y 2002; UNFCCC, 1996 y 1998). Los compromisos de los países signatarios de la Convención sobre Cambio Climático incluyen el desarrollo y actualización periódica de inventarios nacionales de emisiones de GEI, la utilización de metodologías comparables para tales fines y la formulación, implementación, publicación y actualización regular de las medidas de mitigación empleadas para reducir las emisiones de GEI de las principales fuentes antropogénicas que los producen (CONAMA, 2002; IPCC, 2002).

Por lo anterior, el IPCC desarrolló una serie de directrices metodológicas para la elaboración de inventarios nacionales de GEI (IPCC, 1997a,b y 2002), que permiten a todos los países interesados elaborar sus inventarios de emisiones de forma clara y comparable. Estas guías son evaluadas y mejoradas constantemente e incluyen

instrucciones, manuales de referencia y libros de trabajo que permiten caracterizar las principales fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero.

I.2. FUENTES ANTROPOGÉNICAS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Las emisiones de gases de efecto invernadero tienen fuentes naturales y antropogénicas. Estas últimas consideran las actividades de los sectores “energía” y “no energía”, como lo indica la Figura 3.

Aunque por lo general, el CO₂ originado biológicamente no es contabilizado por el IPCC debido a que se asume un rápido equilibrio ecosistémico (IPCC, 1997a,b), si establece las fuentes antropogénicas para éste y los demás gases considerados con efecto invernadero.

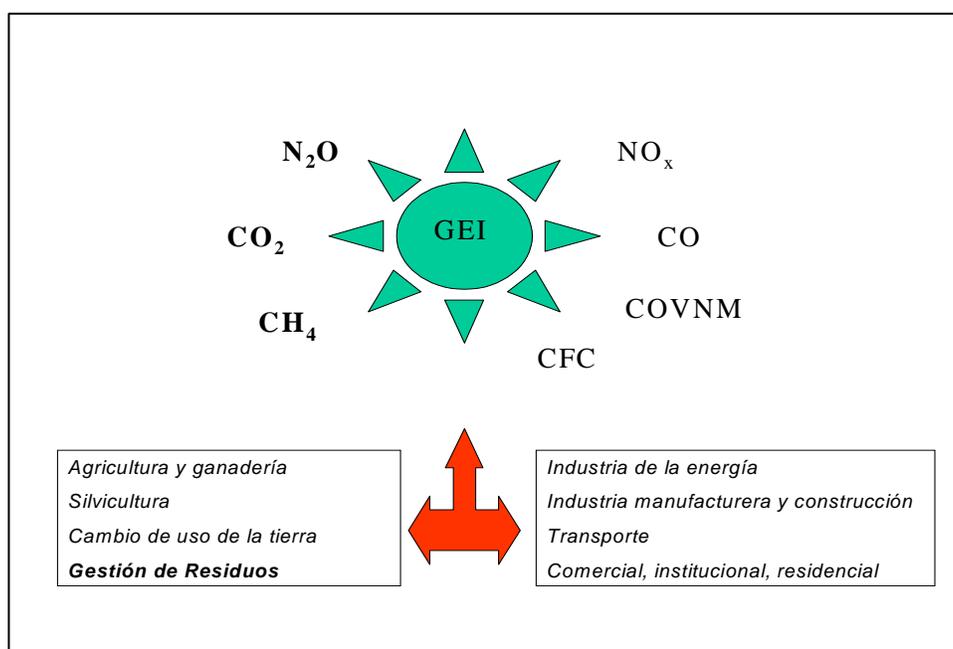


Figura 3. Fuentes antropogénicas de gases de efecto invernadero y algunos precursores de ozono.

De acuerdo al IPCC, el sector energía incluye las actividades industriales, comerciales, de transporte y vivienda. El sector no energético considera: agricultura, ganadería, silvicultura, cambio de uso de la tierra y manejo de residuos.

El sector agricultura y ganadería agrupa las emisiones generadas por el cultivo del arroz, laboreo de suelos, quema de residuos forestales, aporte por lixiviación de fertilizantes y

las provenientes de la ganadería doméstica, desagregada en fermentación ruminal y fermentación anaeróbica del guano o estiércol apilado en las instalaciones.

El sector silvícola o forestal y cambio de uso de la tierra (F&CUT) contempla las emisiones generadas por la quema de residuos forestales, la quema de combustibles biomásicos (leña y carbón vegetal) y los incendios forestales.

El sector residuos, denominado también “gestión de desechos antrópicos”, considera el manejo anaeróbico de residuos industriales líquidos (Riles), residuos industriales sólidos (Risos), aguas servidas domiciliarias y desechos sólidos domésticos (UNFCCC, 1996 y 1998). La última revisión de las directrices metodológicas del IPCC para estimación de GEI desde el sector residuo (IPCC, 2000), incluye también a los lodos generados durante el tratamiento de aguas servidas y riles.

Respecto a las emisiones totales de GEI en Chile, la Figura 4 evidencia que el metano emitido por el sector residuos, ha experimentado un sostenido aumento en los últimos años, el que estaría referido sólo a la gestión de una fracción pequeña de residuos sólidos domésticos y aguas residuales (menor al 3% del total). De acuerdo al Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA, 2000), para el período 1984/1998, esta emisión sería comparable con la aportada por el manejo agrícola.

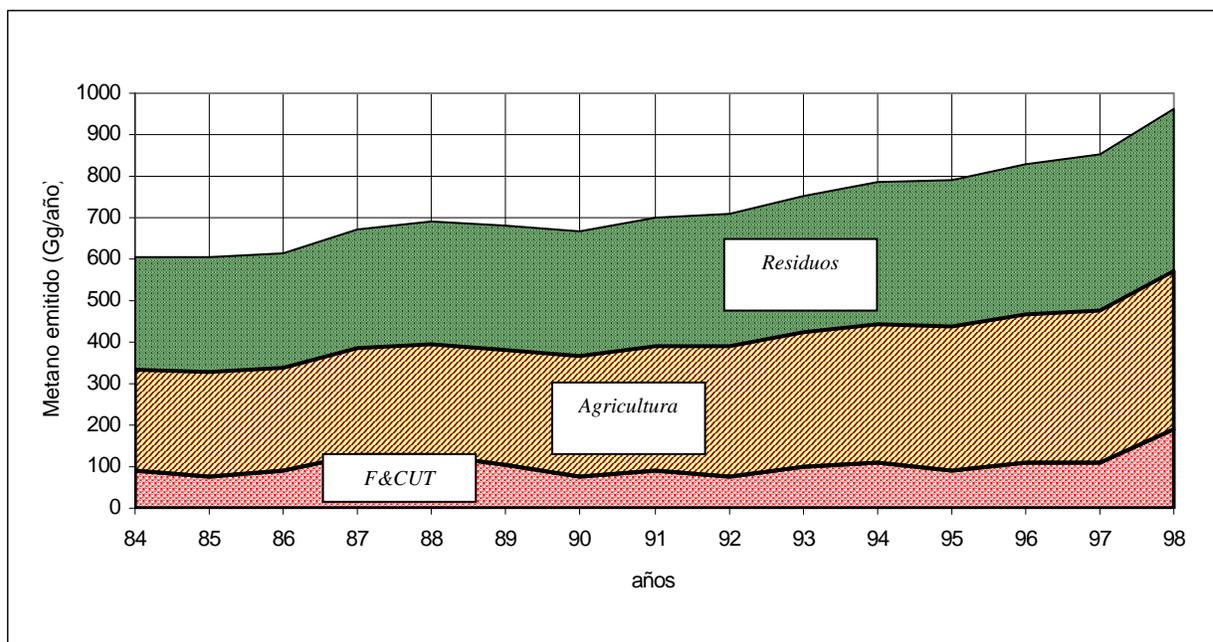


Figura 4. Evolución de la emisión nacional de metano por sector, período 1984-1998 (INIA, 2000).

Normalmente la disposición final de los desechos sólidos domésticos en rellenos sanitarios constituye la fuente de mayor peso específico del sector residuos, en contraste con la gestión de las aguas servidas, que representa una proporción menor respecto a las demás fuentes emisoras.

La incorporación de nuevos rellenos sanitarios y plantas de tratamiento de aguas servidas podría incrementar sustancialmente el aporte de las emisiones totales del sector residuos, el que podría superar con creces el aporte individual de las demás fuentes.

Las tendencias mundiales sobre emisiones de GEI, muestran que Chile tiene en el sector residuos un nivel de emisiones muy similar a Portugal (Figura 5); sin embargo, de seguir la tendencia señalada en la Figura 4, podría llegar a tener emisiones netas comparables con países como Australia o España, en término de CO₂ equivalentes. Para el mismo período, la emisión anual en USA (253.447 Gg en 1990 y 259.195 Gg en 1998) supera 600 veces la emisión anual conjunta de estos 5 países.

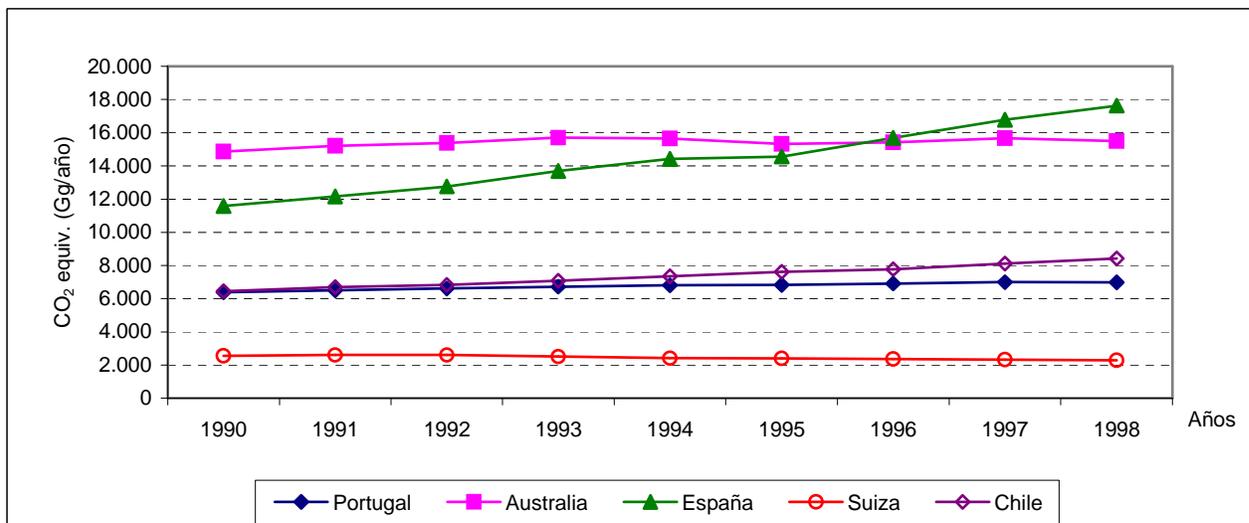


Figura 5. Emisión de CO₂ equivalente sector residuos, período 1990-1998 (Elaborado a partir de INIA, 2000; UNFCCC, 2001).

I.3. GASES CON EFECTO INVERNADERO EMITIDOS DESDE AGUAS SERVIDAS

Las aguas servidas contienen un 99% de agua y un 1% de sólidos; este pequeño porcentaje, contiene una fracción inorgánica (20-30%, que incluye arenas, sales y metales) y otra fracción orgánica (proteínas (40% - 60%), carbohidratos (25% - 50%), grasas y aceites (10%) y urea (Metcalf y Eddy, 1985 y 1991; Arata, 1994). Esta última fracción de sólidos orgánicos sería la responsable de la emisión de los gases orgánicos en el sistema (Santibañez, 1994; Tragsatec, 1993).

Pero no todos los gases formados biológicamente tienen efecto invernadero. Por ejemplo, el nitrógeno amoniacal (NH₃) y el ácido sulfhídrico (H₂S) contribuyen a crear condiciones ambientales poco deseables al interior de las instalaciones de tratamiento (Lettinga *et al.*, 1991; Switzenbaum, 1991; Houghton y Mara, 1992; Maillacheruvu, 1993; Force, 1995; Doorn y Liles, 1999). Así, los gases de efecto invernadero por esta vía incluyen metano, dióxido de carbono, óxido nítrico y ciertos tipos de compuestos orgánicos volátiles no metánicos (Thorneloe, 1993; USEPA, 1997; Doorn y Liles, 1999; IPCC, 2000; Lauver, 2000; IPCC, 2002), que son generados durante la degradación de la materia orgánica presente en las aguas servidas.

Las aguas servidas son tratadas para remover la materia orgánica soluble, los sólidos suspendidos, los organismos patógenos y otros compuestos contaminantes. La materia orgánica soluble es removida generalmente usando procesos biológicos en donde microorganismos consumen dicha materia orgánica para utilizarla como fuente de energía y producir células nuevas, bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas.

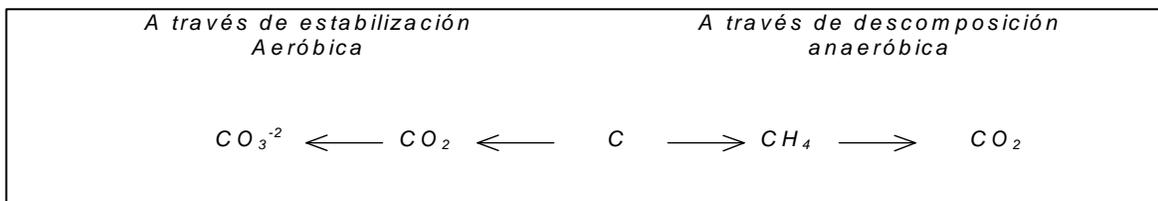
Una estimación de los GEI generados por las aguas servidas, indica que se trataría en promedio, de un 18% del total de las emisiones en cada país (IPCC, 2000), donde el

metano tendría una contribución relativa que varía entre un 8 y 11% respecto al total de las fuentes antropogénicas que lo generan (NGGIC, 1998).

1.3.1. Metano

La biodegradación de la materia orgánica soluble en los sistemas de tratamiento produce metano (Figura 6), que es el principal producto químico y el responsable del mayor potencial de emisión.

Figura 6. Transformaciones finales en ambiente aeróbico y anaeróbico (Modificado de Sancha, 1994).



Sin embargo, las condiciones de anaerobiosis no sólo se producen en presencia de bacterias anaeróbicas en los sistemas de tratamiento biológico (por ejemplo lagunas anaeróbicas), sino que también pueden existir debido al mal funcionamiento de procesos de tratamiento aeróbico y sistemas de colección de aguas servidas dentro de las instalaciones u otras etapas del tratamiento, independientes del sistema biológico (pretratamiento, tratamiento primario del agua; almacenamiento, tratamiento y disposición de lodos).

Las aguas servidas no tratadas también producen metano si el contenido orgánico es degradado anaeróbicamente. La situación es distinta, cuando el agua ingresa a una planta de tratamiento de aguas servidas (en adelante, planta).

Algunos estudios han informado del orden de $1,4 \times 10^{-4}$ g CH_4 por litro de agua servida tratada en sistemas de tratamiento biológico primario y hasta 2×10^{-4} g CH_4 por litro tratado en sistemas secundarios (Czepiel *et. al*, 1993); mientras que el IPCC (1997a,b), establece una relación por carga orgánica de 25 kg CH_4 /kgDBO presente en el vertido.

Existen plantas, que teniendo sistemas de tratamiento estrictamente aeróbicos, son fuentes generadoras de GEI. En Japón, Kyoshai y Mizouchi (1990), midieron metano en dos de sus plantas de tratamiento aeróbico, encontrando 710 y 1159 mg CH_4 /m³ de agua tratada, respectivamente. Sin embargo, la generación de metano no provenía del sistema de tratamiento aeróbico en si, sino de las condiciones anaeróbicas generadas en distintos puntos del sistema de recolección y de la planta de tratamiento.

En Chile, no se han efectuado mediciones de metano u otro GEI; sin embargo, en la planta El Trebal (RM), que entró en operaciones a partir del año 2001, hay evidencia de presencia de gases biogénicos en distintos puntos de la instalación¹.

La potencialidad de emisión de GEI desde los lodos, radica en que, en la mayoría de los casos, éstos reciben un tratamiento de digestión anaeróbica. La Organización para la Comunidad Económica y Desarrollo (Organization for Economic Community and Development (OECD, 1991) estima que cerca del 10% del metano se puede emitir durante

¹ Comunicación personal con Ing. Sebastián Acevedo. Gerente Planta El Trebal.

el tratamiento anaeróbico del lodo. Hobson y Palfrey (1996), estiman que por esta vía se pueden emitir hasta 22 kg de metano por tonelada de lodo seco. Esta emisión es originada por fugas de metano desde los digestores anaeróbicos, debido a las pérdidas por espacios anulares (3,5%) y por ventilación y combustión incompleta (1,5%), alcanzando hasta un 10% de pérdida total en el proceso completo.

El metano producido durante el tratamiento anaeróbico de los lodos, frecuentemente es colectado y quemado, o bien es reutilizado y combustionado como energía, lo que ayuda a reducir las emisiones totales dentro de las instalaciones.

1.3.2. Dióxido de carbono

En las aguas servidas, el CO₂ es producido por acción bacteriana en ambiente aeróbico o anaeróbico (Figura 5). Como se discutirá en el capítulo II, la degradación biológica en condiciones aeróbicas convierte la materia orgánica del afluente en dióxido de carbono, agua y cantidades importantes de biomasa (lodo).

Por su parte, en la degradación anaeróbica, la materia orgánica ya estabilizada por la masa microbiana, genera biogas (CO₂, CH₄), agua y biomasa; sin embargo, la producción de biomasa es significativamente menor comparada con el proceso aeróbico (alrededor del 25%), debido a que existe un menor rango de crecimiento de los organismos anaeróbicos (Lexmond y Zeeman, 1995).

El CO₂ liberado durante la degradación de la materia orgánica, dependerá de la oxigenación presente en el sistema de tratamiento empleado y se puede establecer una relación teórica con la demanda química de oxígeno que exista en el medio acuoso, Doorn y Liles (1999), indican un factor de emisión de 1,37 g CO₂/g de DQO para procesos aeróbicos y 1,15 g CO₂/g de DQO para procesos anaeróbicos. Sin embargo, de acuerdo al IPCC, este gas se encontraría en equilibrio con la atmósfera y por lo tanto, el CO₂ emitido desde esta fuente no debería contabilizarse (IPCC, 1997a,b). Lo mismo ocurriría para el caso de la escorrentía superficial de aguas servidas no tratadas.

Aun cuando el CO₂ es generado como producto de la biodegradación bacteriana, éste puede liberarse debido al consumo de energía dentro de las instalaciones de tratamiento. El requerimiento energético, dependerá de la eficiencia de remoción esperada (en términos de remoción de la materia orgánica), por lo tanto, las emisiones de CO₂ estarían condicionadas al tipo de tratamiento empleado.

Los sistemas de tratamiento aireados (lagunas aireadas y lodos activados, entre otros) requieren aireación intensiva para mantener a los microorganismos aeróbicos con suficiente oxígeno y por lo tanto, demandan gran cantidad de energía y producirían cantidades significativas de CO₂, derivadas del consumo de combustible en las distintas etapas del tratamiento, tanto de la línea de aguas como la de lodos (Lexmond y Zeeman, 1995).

Por otra parte, la energía contenida en el biogas, puede ser utilizada en las plantas de tratamiento, reduciendo así el consumo de energía fósil, y consecuentemente, la emisión del CO₂ total del sistema.

Respecto a las emisiones de CO₂ desde el lodo, el IPCC establece que deberían contabilizarse dentro del módulo gestión antrópica de residuos domiciliarios o en el sector

energía, ya que en la mayoría de los casos, éstos son dispuestos en rellenos sanitarios y digeridos anaeróbicamente, o bien, son llevados a incineradores, para ser tratados junto a otros residuos.

Sin embargo, se estima que en el caso de las plantas de tratamiento que incorporan sitios de disposición final, por ejemplo un monorelleno dentro de sus instalaciones (ejemplo Planta El Trebal, ver capítulo II), la emisión de CO₂ podría considerarse como parte del sistema de tratamiento y desde esta perspectiva, el CO₂ puede ser contabilizado a partir de lo establecido en la versión actualizada de las guías metodológicas para la elaboración de inventarios desde el sector residuos (IPCC, 2000).

1.3.3. Óxido nitroso

El óxido nitroso puede ser emitido pasivamente desde cuerpos de aguas superficiales debido a la descomposición incompleta de la materia orgánica presente en ellos y el bajo rango de dilución (Lauver, 2000; McCrory y Hobbs, 2001).

La emisión de óxido nitroso desde plantas de tratamiento de aguas servidas estaría asociada a la descomposición anóxica de la materia orgánica que contiene proteínas y otros compuestos orgánicos nitrogenados (Thorneloe, 1993; USEPA, 1997; Doorn y Liles, 1999; Hobson, 1999).

Hasta hace unos años atrás, se pensaba que el N₂ era la principal forma de nitrógeno emitida desde una PLANTA. Actualmente, se sabe que la emisión de N₂O puede llegar a ser significativamente mayor, en función del sistema de tratamiento empleado (De Bruyn *et al.*, 1993; USEPA, 1997; NGGIC, 1998).

Probablemente la emisión de N₂O desde las plantas de tratamiento de lodos activados, sea baja, ya que de acuerdo a Corbitt (1990), los tiempos de retención hidráulicos son pequeños (4 a 8 horas), lo que no daría suficiente tiempo para el establecimiento de las colonias de bacterias nitrificantes. Por lo tanto, de haber emisión de N₂O, probablemente sería principalmente en los clarificadores y espesadores, pues de acuerdo a Metcalf y Eddy (1985) y Arata (1994) ellos tienen mayores tiempos de retención (8 a 16 horas) .

Para sistemas secundarios de mayor tiempo de retención y elevada carga orgánica nitrogenada (como lagunaje), las probabilidades de emisión aumentarían.

La emisión desde sistemas de tratamiento anaeróbicos en USA, fue determinada por Doorn *et al.* (1997) en cerca de 0,5 ton/año.

Bajo estrictas condiciones de concentración de nutrientes (N y P), la combinación de procesos anaeróbicos/anóxicos/aeróbicos, es capaz de reducir la concentración de N y P presente en el vertido y puede ser simulado como en el caso de Holanda (Lexmond y Zeeman, 1995). Pero en general, la emisión de N₂O desde cualquier sistema de tratamiento dependerá de los procesos involucrados en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno: nitrificación y denitrificación. Ambos procesos son capaces de producir N₂O, sin embargo, la denitrificación puede ser considerada como el mecanismo dominante en la formación de este gas, pero al mismo tiempo el más restrictivo, pues tanto la nitrificación como la denitrificación son procesos que requieren de carbono como fuente para el crecimiento celular; sin embargo, la nitrificación sólo precisa de oxígeno (Doorn y Liles, 1999; Chamy y Guerrero, 2000).

En condiciones de oxidación, el nitrógeno orgánico y el amonio (NH_4^+), se convierten secuencialmente en nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), en presencia de bacterias especializadas y bajo ciertas condiciones ambientales (pH).

La nitrificación ($\text{NH}_4^+ \longrightarrow \text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NO}_3^-$) es el primer paso en la remoción del nitrógeno y ocurre en reactores aeróbicos y contactores biológicos rotatorios (USEPA 1997), sin embargo, las bacterias nitrificantes son organismos sensibles y extremadamente susceptibles a una amplia gama de inhibidores.

La denitrificación bacteriana es el segundo paso en la remoción del nitrógeno y tiene lugar en condiciones de anoxia (Metcalf y Eddy, 1991; Hobson, 1999). Durante la denitrificación ($\text{NO}_3^- \longrightarrow \text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NO} \longrightarrow \text{N}_2\text{O} \longrightarrow \text{N}_2$), el óxido nitroso se forma en condiciones de reducción, como un producto intermedio que es consumido rápidamente para la formación de nuevas células; sin embargo, también es excretado por algunas especies de bacterias que no realizan reducción posterior (USEPA, 1997).

Por otra parte, el IPCC (2000) estima que el óxido nitroso podría generarse también durante el tratamiento y disposición del lodo, debido al contenido remanente y el tipo de lodo producido.

El lodo digerido anaeróbicamente, contiene un bajo porcentaje de nitrógeno (3 a 7%), pero podría ser oxidado nuevamente, cuando el lodo sea dispuesto en canchas de secado, ya que durante este proceso se induce la aireación para mejorar el secado solar (mezclado y volteo, ver punto II.6.). Así mismo, la fase denitrificante podría activarse en las zonas que permanecieran con menor aireación, creando condiciones de anoxia. La misma situación podría ocurrir posteriormente durante el manejo de los lodos en el relleno sanitario urbano o un monorelleno, en especial, durante las épocas de lluvia que acidifican el pH, creando condiciones ambientales más favorables para la denitrificación.

Por lo tanto, la emisión de N_2O dependerá del contenido inicial de nitrógeno (orgánico y amoniacal), la presencia de organismos denitrificadores y las condiciones ambientales como pH, temperatura y baja presión de oxígeno (DBO alta) durante el tratamiento de aguas servidas y lodos.

I.4. EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO A NIVEL MUNDIAL

La cobertura de saneamiento de las aguas servidas es un tema prioritario para la mayoría de los países, dado el alto índice de morbilidad de la población que se encuentra en contacto con las aguas contaminadas, debido a la abundancia de microorganismos patógenos presentes en ellas (FAO, 1992). La contaminación de los cuerpos receptores por esta vía, produce importantes efectos negativos sobre el medio ambiente y en particular, sobre la salud pública, con implicancias sociales, ambientales y económicas para los países. La Figura 7 muestra los niveles de tratamiento de algunos países al año 1992.

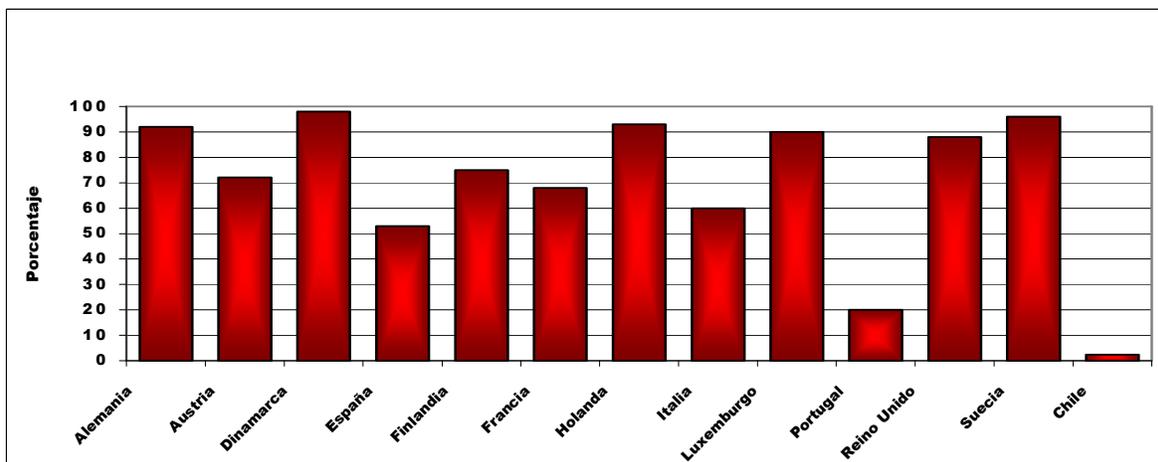


Figura 7. Cobertura de sistemas de tratamiento de aguas servidas, en algunos países de Europa^a y en Chile^b al año 1992 (^aMatthews y Lindner, 1996; ^bSuperintendencia de Servicios Sanitarios, 1998b).

En 1992, los países europeos tenían una cobertura promedio del 75%, mientras que Chile no alcanzaba el 1% del cual el 50 % correspondía a la Región Metropolitana.

La cobertura de tratamiento implementada en los países, condiciona el nivel de emisiones desde esta fuente antrópica. Por lo tanto, es de esperar que, a medida que la cobertura de tratamiento aumente las emisiones generadas por esta vía serán mayores (UNFCCC, 2001 y 2002).

El Cuadro 2 señala el nivel de emisiones estimado a partir de la gestión ambiental de las aguas servidas para diversos países, en 1990. Aun cuando la información no explicita los porcentajes relativos de cobertura de tratamiento, ni el sistema de tratamiento empleado para la depuración en cada país (que debiera ser similar al mostrado para algunos países en la Figura 7), para el año 1990, algunos países como USA y Paraguay evidencian un alto nivel de emisiones producto de evacuación de las aguas servidas con y sin tratamiento.

El año 1990 fue designado como línea base para el cumplimiento de los objetivos de la convención sobre cambio climático. De acuerdo al Protocolo de Kioto, los países signatarios (indicados por UNFCCC) deberían reducir su nivel de emisiones GEI en el período 2008-2012, a un nivel similar al informado para el año 1990.

En general, los resultados no han sido los esperados, según lo informado por la Agencia Ambiental Europea (European Environment Agency, EEA); países como Austria, Bélgica, Dinamarca, Grecia, España, Portugal e Irlanda han tenido resultados poco satisfactorios, ya que han registrado un aporte negativo al cumplimiento de los objetivos conjuntos planteados por la comunidad europea. Sólo algunos miembros, como Francia, Suecia, Luxemburgo, Reino Unido y Alemania han contribuido positivamente a alcanzar dichas metas en los últimos años, gracias a las medidas de mitigación implementadas (EEA, 2002).

Cuadro 2

Cuadro 2. Emisión de GEI (Gg/año) desde aguas servidas, en distintos países, incluido Chile, año 1990.

País	Metano (CH ₄)			Oxido nitroso (N ₂ O)			Dióxido de carbono (CO ₂)			Referencia
	Aguas sin tratar en planta	Aguas tratadas en planta	Lodo por excremento humano	Aguas sin tratar en planta	Aguas tratadas en planta	Lodo por excremento humano	Aguas sin tratar en planta	Aguas tratadas en planta	Lodo por excremento humano	
Gambia	-	0,039	-	-	-	-	-	-	-	Jallow , 1993.
Nigeria	0,2	52	-	-	-	-	-	-	-	Obioh et al. 1996.
Zimbabwe	-	0,43	-	-	-	-	-	-	-	Batidzirayi et al. 1996.
Mongolia	-	0,6	-	-	-	-	-	-	-	Dagvadorj et al. 1996.
Bulgaria	-	5,4	-	-	-	-	-	-	-	Bogdanov, 1994.
Bélgica	-	0,27	-	-	1,2	0,33	-	-	-	UNFCCC, 2002. Tichý, 1996.
Canadá	-	18,96	0,33	-	3,10	0,19	-	1234,51	-	Canadá, 2002.
Francia	-	13,54	-	-	1,08	-	-	-	-	UNFCCC, 2002.
España	-	0,52	79,48	-	0,02	3,57	-	-	-	UNFCCC, 2002. y Gobierno Español En < http:// www.unfccc.int >
Holanda	-	2,52	NE	-	0,57	-	-	-	-	UNFCCC, 2002.
Rep. Checa	-	25	-	-	-	-	-	-	-	Tichý, 1995.
Portugal	-	11,81	0,77	-	-	0,93	-	-	-	UNFCCC, 2002.
Australia	2,28	20,14	11,05	-	0,56	-	-	-	-	NGGIC, 1998.
Austria	-	9,50	NE	-	0,0	0,06	-	-	-	UNFCCC, 2002.
Alemania	-	-	-	-	0,85	3,5	-	-	-	Schôn, 1993.

Cuadro 2. Emisión de GEI (Gg/año) desde aguas servidas, en distintos países, incluido Chile, año 1990.

Continuación

País	Metano (CH ₄)			Oxido nitroso (N ₂ O)			Dióxido de carbono (CO ₂)			Referencia
	Aguas sin tratar en planta	Aguas tratadas en planta	Lodo por excremento humano	Aguas sin tratar en planta	Aguas tratadas en planta	Lodo por excremento humano	Aguas sin tratar en planta	Aguas tratadas en planta	Lodo por excremento humano	
USA	320	533	-	-	-	23	-	<0,5	-	USEPA, 2001. UNFCCC, 2002.
Reino Unido	-	36,89	0,081	-	3,64	0,167	-	NE	NE	UNFCCC, 2002; UK, 2002.
México	0,4	58	-	-	-	-	-	-	-	Doorn y Liles, 1999.
Venezuela	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	Perdomo, 1996.
Uruguay	-	0,997	-	-	-	0,22	-	-	-	Uruguay, 1998
Paraguay	-	155,4	-	-	-	23,8	-	-	-	Paraguay, 1999.
Brasil ^a	0,6	43,09	-	-	-	-	-	-	-	Vieira y Warner, 1999. Doorn y Liles, 1999.
Chile R.Metrop.	NE	0,25 0,06	-	0,59 0,33	-	NE	-	NE	NE	CONAMA, 1999; INIA, 2000.
Perú	-	4,43	-	-	-	-	-	-	-	Ruiz et al. 1996.
Costa Rica	-	4,5	-	-	-	-	-	-	-	Ramírez y Chacón, 1994.
Bolivia	-	1.11	-	-	-	-	-	-	-	Rada et al. 1997.

Gg: giga gramos, equivale a 10⁹ gramos

(-): No hay información

NE: No estimado

^a Para Brasil no se especifica si corresponde sólo a la fracción líquida de las aguas servidas o incluye lodos.

Aunque Chile y los demás países no Anexo I, no están obligados a cumplir estas metas, se han comprometido a realizar un seguimiento y establecer medidas de mitigación para los GEI emitidos desde las diversas fuentes antropogénicas, manteniendo el nivel de emisiones informado para el año 1994.

I.5. EMISIÓN DE GEI A NIVEL NACIONAL

Las estimaciones nacionales realizadas por el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA, 1999 y 2000), indican que en Chile, las emisiones de gases de efecto invernadero generadas por las aguas servidas en 1990, habrían mostrado un nivel inferior al de la mayoría de los países europeos, muy diferente al norteamericano, pero del orden de las emisiones de metano de países como Bélgica, España, Mongolia, Venezuela y Zimbawe (ver Cuadro 2).

Sin embargo, el INIA (2000), informó que las emisiones netas de metano desde las aguas servidas en 1998 habrían aumentado en un 5 % respecto a las emisiones estimadas para 1990. Si bien, el aporte de las aguas servidas fue relativamente pequeño dentro del sector residuo (0,01%), se evidenció el fuerte dominio de las emisiones correspondientes a las regiones I, IV, V y Región Metropolitana para metano (Figura 8).

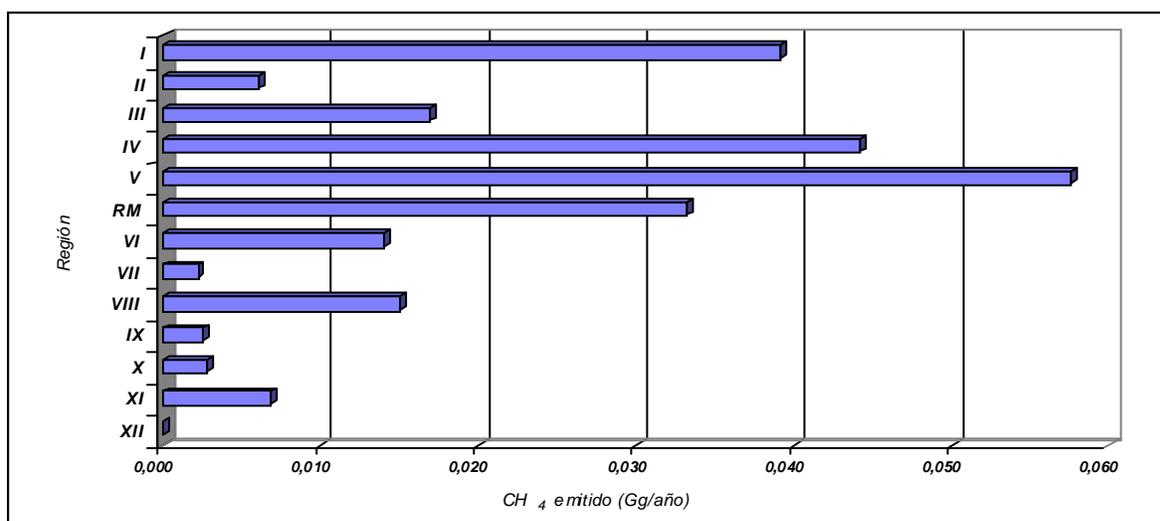


Figura 8. Emisión de metano, estimada a partir de la población conectada a sistema de tratamiento de aguas servidas en Chile, año 1998 (Elaborado a partir de datos recopilados por INIA, 2000).

El aporte de la Región Metropolitana al total nacional aparece menor que el de las regiones I, IV y V. Esta situación se explicaría debido a que en ese período (1990-1998) la RM mantuvo un porcentaje de cobertura de tratamiento extremadamente pequeño, entre 1 y 3%. Por lo cual, la mayor parte de las aguas servidas eran descargadas sin tratamiento.

La contribución de la RM fue evidentemente mayor para el óxido nitroso aportado por las aguas servidas no tratadas que habrían sido descargadas a cuerpos superficiales (Figura 9), ya que el 97% de la población existente para ese período de análisis, no contaba con sistemas de tratamiento, aún cuando estuviera conectada al sistema de alcantarillado.

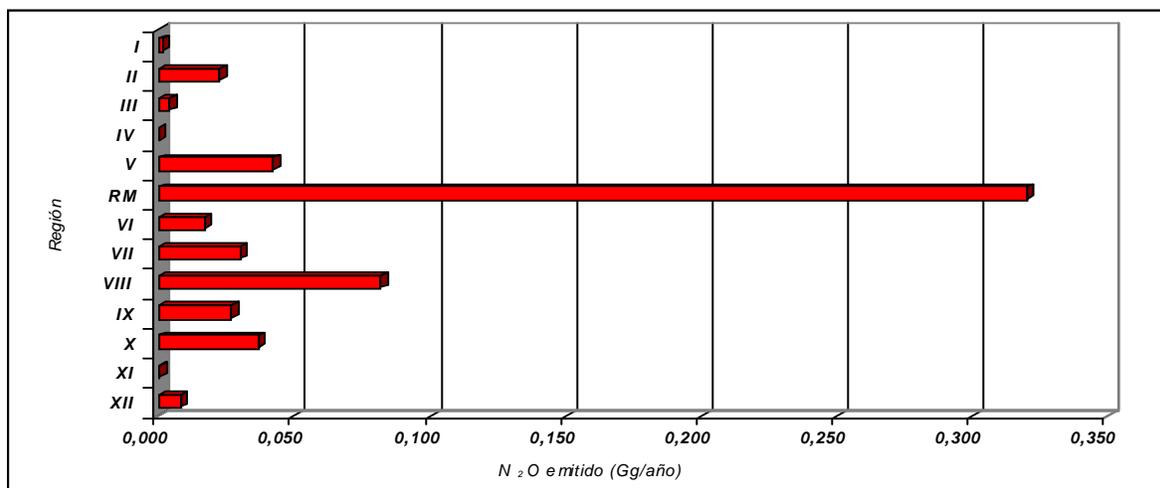


Figura 9. Emisión de óxido nitroso, estimada a partir de la población no conectada a sistema de tratamiento de aguas servidas en Chile, año 1998 (Elaborado a partir de datos recopilados por INIA, 2000).

La información contenida en las figuras 8 y 9, fue generada por INIA de acuerdo a lo indicado en las guías metodológicas para el levantamiento de inventarios de gases de efecto invernadero elaborados por el IPCC (IPCC, 1997a,b), sobre un escenario sanitario nacional completamente distinto al actual. Ello implica además, diferencias respecto a la totalidad de gases evaluados y subfuentes emisoras consideradas. Por ejemplo, las emisiones provenientes de los lodos generados durante el tratamiento de las aguas servidas, no fueron incluidos ya que prácticamente no se generaban.

En este trabajo se desarrolla la metodología para estimar las emisiones de GEI provenientes de las subfuentes existentes en la actualidad y de acuerdo a lo proyectado por el plan de saneamiento de la aguas servidas de la Región Metropolitana en el mediano y largo plazo.

II. GESTIÓN DE LAS AGUAS SERVIDAS DOMÉSTICAS EN LA REGION METROPOLITANA

En general, las aguas servidas presentan distintos componentes, siendo las aguas domésticas, el componente principal, que le otorga genéricamente el nombre de “aguas servidas domésticas” y pueden dividirse en: *aguas negras* (orinas y material fecal) y *aguas grises* (duchas, baños, lavaplatos, lavadoras y limpieza de suelo, jardines, vehículos, entre otros) (Lesty, 2001). Además se encuentran las aguas de limpieza de calles y las aguas lluvias, así como aquéllas provenientes de lavanderías, hospitales, restaurantes y demás establecimientos industriales; aguas de infiltraciones y canales de regadío.

La composición de las aguas negras depende de factores como nutrición, clima, método de disposición o evacuación y estado de salud de la población. Estos factores difieren entre personas y países, lo que incide directamente en las características de las aguas servidas.

En el contexto de esta tesis, el término aguas servidas será utilizado para referirse al conjunto de aguas negras y grises aún cuando éstas puedan estar mezcladas con otros componentes.

Con una población que supera los 6 millones de habitantes, la Región Metropolitana es considerada uno de los centros económicos emergentes de América Latina (INE, 2002). Al año 2000 generaba un caudal medio de $15,3 \text{ m}^3/\text{s}$ de aguas servidas, el que podía ser manejado de distintas formas, como lo indica la Figura 10.

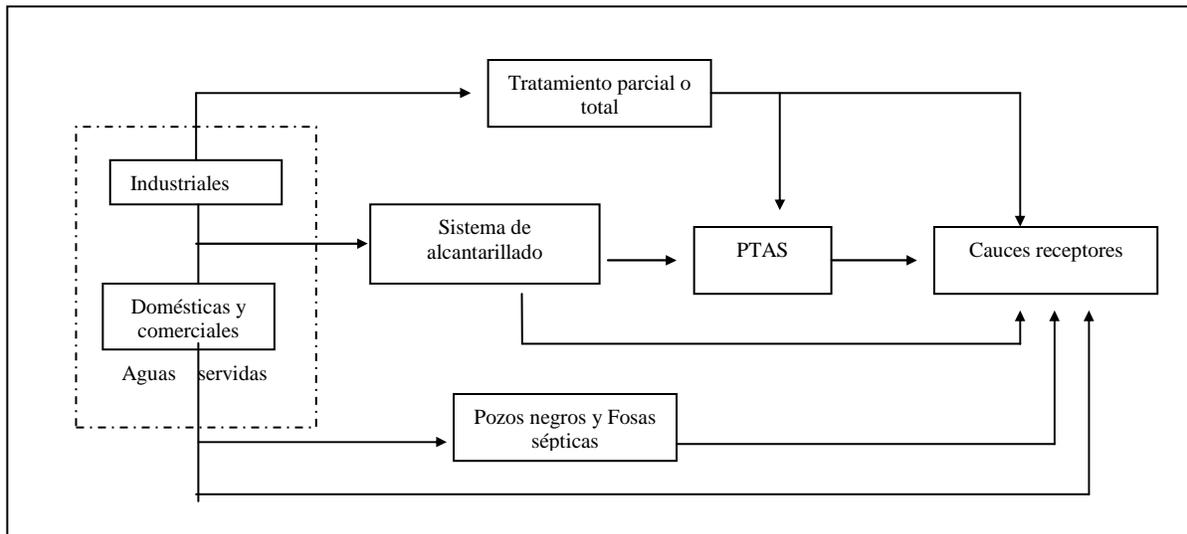


Figura 10. Alternativas para el manejo de las aguas servidas

A nivel residencial, comercial o industrial, las aguas servidas pueden ser colectadas a través del sistema de alcantarillado y llevadas a una planta de tratamiento; sin embargo, parte del flujo de agua, no cuenta con dicho servicio. Una solución sanitaria local es el tratamiento *in situ*, por medio de letrinas y fosas sépticas. Otra fracción de las aguas servidas, es conducida y dispuesta vía alcantarillado en cuerpos receptores diversos, sin tratamiento previo. Como consecuencia de esto, los cauces receptores incorporan las aguas servidas sin tratamiento previo, las que contribuyen a aumentar la actividad microbiana del medio y por ende, a incrementar la formación de gases biológicos o biogénicos, dependiendo de su contenido de materia orgánica (Keller, 2002; Freibauer *et al.*, 2001; Mackenzie, 1998; Metcalf y Eddy, 1991; McMahon y Denny, 1999).

II.1. DOTACIÓN DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO

El volumen de las aguas servidas está estrechamente vinculado a la vía de disposición y a la existencia de infraestructura sanitaria. De acuerdo a Lexmond y Zeeman (1995), en países desarrollados se genera un volumen de aguas servidas significativamente mayor que en los países en desarrollo.

Feachem *et al.* (1983), señalan que en Europa y Estados Unidos el volumen de aguas servidas per capita oscila entre 100 y 250 L/hab/día, en tanto que, en países en desarrollo éste sería menor a 100 L/hab/día. Por su parte, Lexmond y Zeeman (1995) indican una descarga mínima de 50 L/hab/día para países en desarrollo.

En Chile, se tiene una dotación media de 250 litros diarios por habitante, en términos de agua potable, lo que origina a lo menos, un volumen de aguas servidas del orden de los 200 litros por habitante (Aguas Andinas 2002e).

La infraestructura sanitaria de la Región Metropolitana tiene participación global de varias empresas. Como muestra el Cuadro 3, Aguas Andinas S.A. es la empresa que posee la mayor área de concesión², abasteciendo los servicios de agua potable y alcantarillado al 98% de la población (SISS, 2002).

Cuadro 3. Cobertura de agua potable y alcantarillado en la Región Metropolitana, año 2001.

Empresa	Población urbana Estimada	Agua potable		Alcantarillado	
		P. Abastecida (hab.)	Cobertura %	P. Saneada (hab.)	Cobertura %
Aguas Andinas S.A.	5.387.565	5.387.565	100,0	5.275.601	97,98
Aguas Cordillera	398.883	398.883	100,0	391.130	98,19
Aguas Los Dominicos S.A.	13.400	13.390	99,9	12.885	96,21
Aguas Manquehue S.A.	16.452	16.452	100,0	15.516	94,31
Servicomunal S.A.	68.044	66.744	98,1	57.944	85,21
Smapa Maipu	570.964	570.964	100,0	570.330	99,9
Cossbo	14.670	14.670	100,0	0	0,0
Emapal S.A.	1.785	1.785	100,0	1.785	100,0
Leonera S.A.	50	50	100,0	50	100,0

² A partir del 2002, Aguas Andinas es dueña de las empresas de Agua Potable Manquehue, Aguas Cordillera y Los Dominicos.

Melipilla Norte S.A.	2.231	367	16,5 0	0	0,0
Quebrada Macul S.A. ^a	1.040	762	73,3	410	39,4
Rosa Del Peral	830	830	100,0	0	0,0
SAPBSA	4.939	4.939	100,0	4.939	100,0

^a cobertura al año 2000. Fuente: SISS, 2002.

La dotación de agua potable y el servicio de alcantarillado aportados por Aguas Andinas a nivel urbano, se ha incrementado durante estas últimas décadas (de 98,4% al 100% en agua potable y del 92,2% al 95% referido al servicio de alcantarillado). La Superintendencia de Servicios Sanitarios, SISS (2002), indica que en la fracción rural concentrada, se ha observado un aumento del 0% al 97,7% para sistemas de alcantarillado y del 79,9% al 100% para agua potable en el período 1992/2002.

La dotación de agua potable en la Región Metropolitana (medida en L/hab/día) en el año 2000, presentó variaciones significativas dependiendo de la zona abastecida: Aguas Andinas (202,2), Maipú (237,2), Aguas Los Domínicos (894), Aguas Manquehue (786,3), Aguas Cordillera (405,4) y Servicomunal (184,2) (SISS, 2002). Estas diferencias radican en los distintos requerimientos de uso: áreas verdes, infraestructura recreativa y consumo residencial, comercial e industrial por área de concesión. Estos volúmenes son comparables con los encontrados en países industrializados, que incorporan máquinas electrodomésticas de gran consumo de agua (Hammer y Hammer, 1996).

Para el año 1998, la SISS informó que las descargas de aguas residuales domésticas e industriales a nivel nacional, se realizaban en cuerpos receptores muy diversos, como los indicados en la Figura 11.

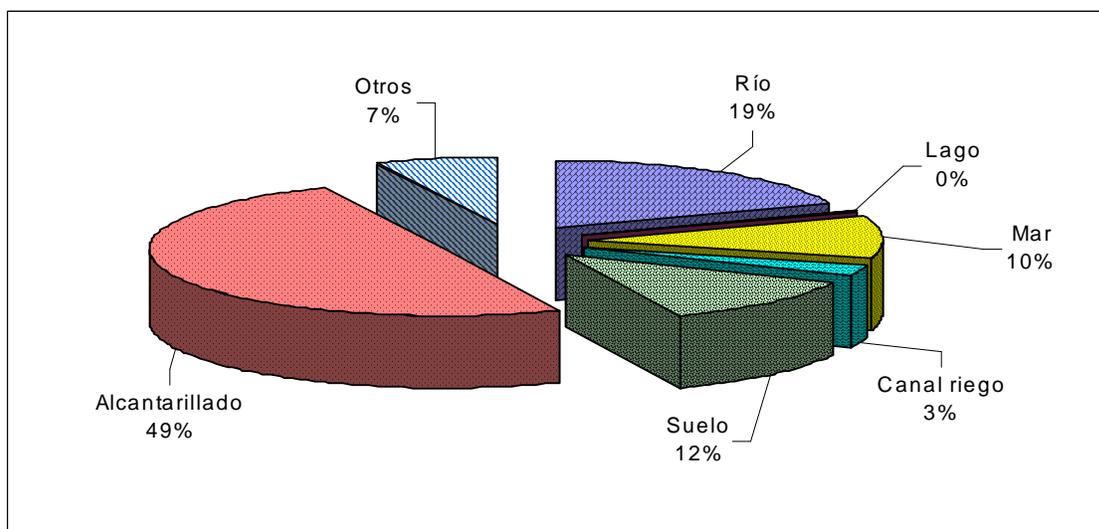


Figura 11. Cuerpos receptores de aguas residuales domésticas e industriales en Chile, año 1998 (SISS,1998a).

De acuerdo a la Figura 11, las aguas residuales generadas a nivel nacional en 1998, eran descargadas principalmente al alcantarillado (49%), ríos (19%) y suelo (12%). Sin embargo, para ese año, el destino final de las descargas domésticas tendría una distribución porcentual diferente ya que un análisis por tipo de descarga indicaría que, a nivel nacional, la mayor parte de las aguas servidas domésticas se evacuaban sin tratamiento en el río (Figura 12).

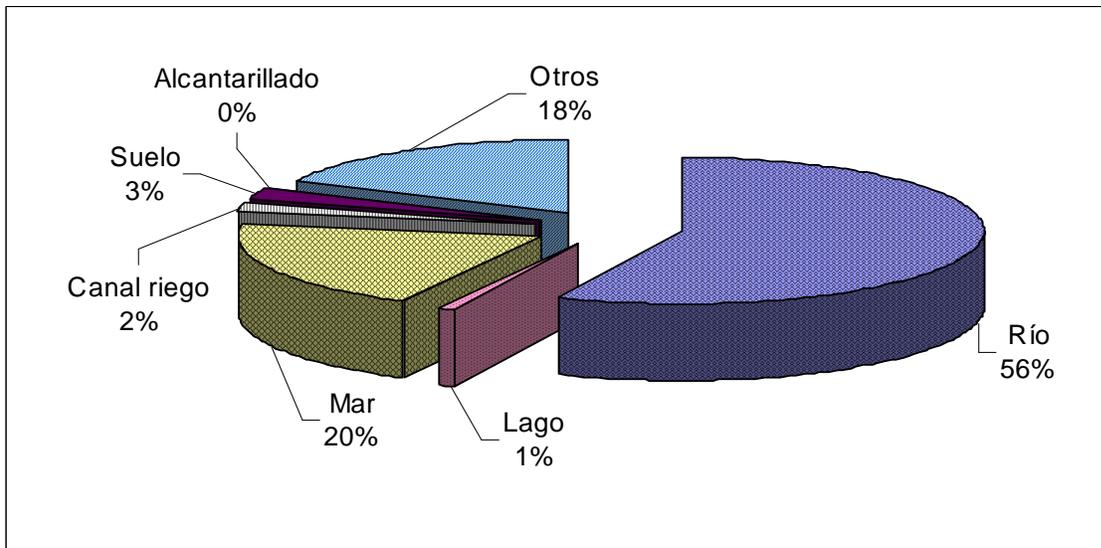


Figura 12. Cuerpos receptores para descargas domésticas a nivel nacional, año 1998 (SISS, 1998a).

La situación ilustrada en la Figura 12, hace suponer que la realidad en las regiones sería semejante, dependiendo de su ubicación geográfica, lo que podría ser asimilable a la Región Metropolitana, donde sólo un pequeño porcentaje de las aguas colectadas en alcantarillado era finalmente descargado en una planta de tratamiento y el resto era evacuado a los ríos Maipo y Mapocho. Tal situación repercutía en un importante deterioro de la calidad natural de los cauces y demás cuerpos receptores, como lo indicaron estudios efectuados por Bruner (1980) y Zamorano (1999). Esta situación ha comenzado a cambiar, especialmente en los últimos 5 años, ya que en el 2002, más del 90% de la población urbana se encuentra conectada a infraestructura sanitaria (Figura 13).

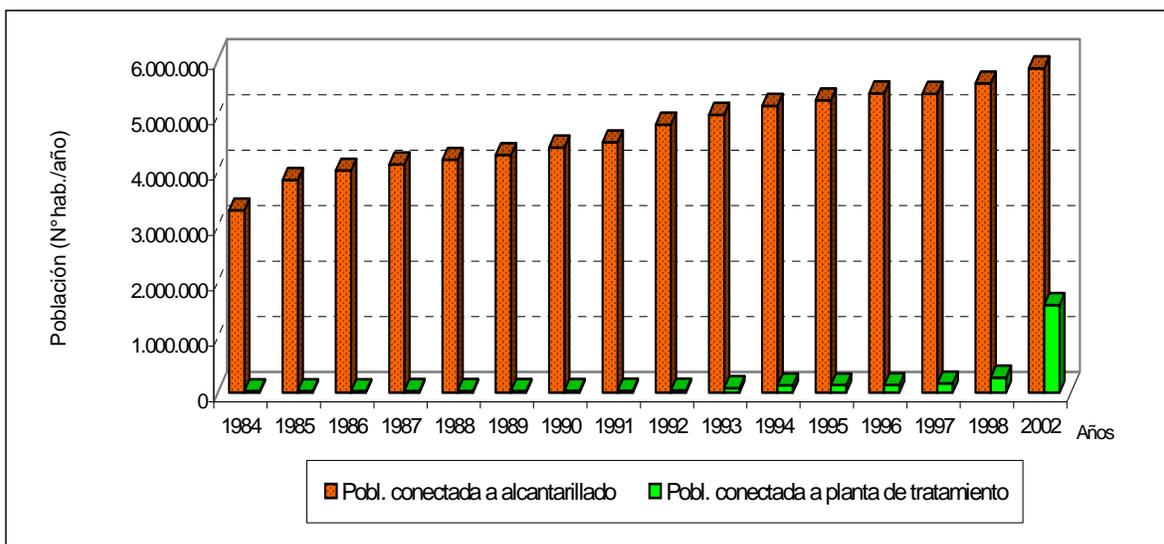


Figura 13. Población conectada a alcantarillado y sistema de tratamiento, período 1984-2002 (SISS, 1998b e INIA, 2000).

La Figura 13 señala claramente que la cobertura sanitaria aumenta como una exigencia natural al incremento poblacional. En 1984 el 80% de la población total de la Región Metropolitana se encontraba conectada al alcantarillado, sin embargo, la cobertura de tratamiento de aguas servidas era inferior al 1%. Las cifras preliminares del Censo 2002 indican que para el año 2002, la población regional supera los seis millones de habitantes (INE, 2002), de los cuales, el 97% cuenta con sistema de alcantarillado y una fracción bastante menor (23%), se encuentra conectada a alguna planta de tratamiento de aguas servidas (Aguas Andinas, 2002a).

II.2. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS SERVIDAS

La composición clásica de las aguas servidas domésticas incluye una amplia gama de parámetros, como los indicados en el Cuadro 4. Esta composición registra variaciones dependiendo del lugar de origen, las condiciones económicas, el clima y el sistema de recogida utilizado, entre otros (De Man, 1990). Así, las aguas servidas colectadas conjuntamente con las aguas lluvias (como ocurre en la Región Metropolitana), evidentemente presentan variaciones estacionales de caudal y temperatura, debido al aporte de las aguas lluvias y el arrastre del agua utilizada en las calles (lavado de vehículos, aseo y limpieza de calles y edificios) (EMOS, 2000c; Lesty, 2001). Pese a esto, las concentraciones de los parámetros teóricos y empíricos señalados en el Cuadro 4, son comparables con los valores entregados para las aguas servidas de la Región Metropolitana (Cuadro 5).

De todos estos parámetros, destacan algunos por su utilidad al momento de seleccionar un determinado tipo de tratamiento. Por ejemplo, los sólidos suspendidos, permiten estimar el volumen de materia remanente (lodo) que quedará luego de realizado el tratamiento. Los compuestos orgánicos (materia nitrogenada y DBO o DBO₅), entregan una idea de la biodegradabilidad de las aguas servidas. Cuando existen materias no biodegradables, éstas quedan representadas por la DQO, que corresponde a la demanda de oxígeno necesaria para degradar químicamente todos los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el vertido. Además, la fracción biodegradable de la DQO (DQO_b) permite establecer la máxima capacidad de producción de metano (B₀) a través de un relación lineal ($B_0/DQO = 0,35$).

El contenido de materia orgánica de las aguas servidas está muy relacionado con la población atendida, los hábitos de consumo y el entorno socioeconómico de cada planta de tratamiento. Las diferencias en el comportamiento de la DBO y DQO observadas en la Figura 14, se explican debido a diversas situaciones: horario de muestreo, eficiencia de tratamiento, presencia de descargas industriales. La relación DQO/DBO₅ es más alta para Esmeralda y aunque está dentro del rango esperable para las aguas servidas, se encuentra en el límite de la calidad posible de tratar mediante sistemas biológicos. Dicha situación podría deberse a la mayor presencia de descargas comerciales e industriales y la menor densidad poblacional atendida (sólo una fracción de la población de la comuna de Melipilla). Cabe señalar que los datos indicados para Til Til, corresponden a las aguas servidas captadas por el colector Til Til.

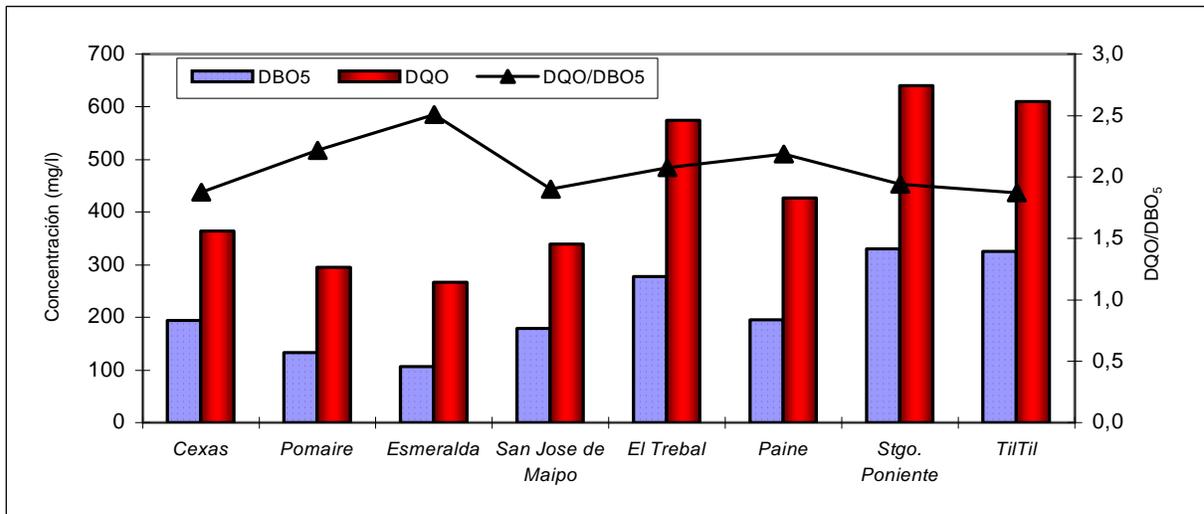


Figura 14. Comportamiento de la DQO, DBO₅ y DQO/DBO₅ para aguas servidas de la Región Metropolitana

En general, la relación DQO/DBO₅ para materia biodegradable es alta. El Cuadro 5 muestra que en la Región Metropolitana, esta relación varía entre 1,97 y 2,5 dependiendo del origen de las aguas servidas (Figura 14), lo que concuerda con los valores esperados para aguas servidas (1,7 – 2,5) dados por Doorn y Liles (1999) y el IPCC (2000).

Debido a que el contenido de materia orgánica, expresado como DBO o DQO, determina la potencialidad de emisión de metano en las aguas servidas, es importante conocer su aporte per cápita, el que varía dependiendo del lugar analizado, como se muestra en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Aporte de carga orgánica per cápita, en diferentes regiones del mundo

Región/país	DBO ₅ (g/hab/día)	DQO (g/hab/día)	Referencia
América del Norte y Oceanía	55 ± 15	140 ± 65	USEPA, 1997
Europa	45 ± 10	140 ± 64	IPCC, 1997
USA	65 ± 15	160 ± 70	USEPA, 1997
Asia, Africa, Medio Este, América Latina	40 ± 10	90 ± 40	IPCC, 1997

Los países desarrollados producen en promedio alrededor de 55 g DBO/hab/día. En países en desarrollo, el aporte de carga orgánica per cápita es inferior (40 g DBO/hab/día). De acuerdo al Cuadro 6, en términos de la DQO, el aporte per cápita sería de 150 g DQO/hab/día en países desarrollados y de 90 g DQO/hab/día en África y países en desarrollo.

De acuerdo a estudios nacionales, las aguas servidas de la Región Metropolitana tienen una carga per cápita, en términos de DBO, que oscila entre 40 y 60 g/hab/día (Sancha, 2000).

El contenido de nitrógeno total en las aguas servidas condiciona la fracción de organismos nitrificantes en el medio acuoso y con ello, a los microorganismos que

participan en la denitrificación bacteriana. Metcalf y Eddy (1991), indican un aporte per cápita de materia orgánica nitrogenada de 8 g/hab/día.

En atención al contenido de carga orgánica nitrogenada de las aguas servidas en la Región Metropolitana, se podría establecer *a priori* que las aguas que ingresan a las plantas de tratamiento El Trebal, Santiago Poniente, Paine, San José de Maipo y Til Til presentarían procesos de nitrificación y oxidación de carbono combinados, con alrededor de un 8% de organismos nitrificantes (DBO_5 /Nitrógeno Kjeldhal Total >5).

Finalmente, es importante tener presente que las aguas servidas tienen cierto contenido de sulfatos (SO_4^{2-}), aceites y grasas, que de no ser manejados correctamente en la planta de tratamiento, podrían causar problemas en los sistemas de tratamiento, relacionados con la eficiencia de operación, ya que en ellos intervienen bacterias, que son inhibidas fácilmente por una amplia gama de factores. De acuerdo a Lettinga *et. al* (1991), altas concentraciones de sulfato inhibirían la metanogénesis, produciendo con ello, una menor producción de metano y ácido sulfhídrico. La reducción de los sulfatos a ácido sulfhídrico genera olores molestos.

La problemática asociada al contenido de grasas es que forman una película espumosa sobre la superficie del agua y al no degradarse fácilmente, especialmente en bajas temperaturas (< 15°C), dificultan su remoción, incrementando el tiempo de retención de los sistemas de tratamiento (Sancha, 2000; Lexmond y Zeeman, 1995).

II.3. PROCESOS DE TRATAMIENTO

En términos generales, la selección de los procesos de tratamiento depende de las características del agua a tratar, requerimiento de calidad del efluente (valores normados), costo y disponibilidad de terrenos y consideraciones futuras de nuevas ampliaciones o criterios ambientales para proteger el medio ambiente.

El tratamiento de las aguas servidas dentro de una planta de tratamiento involucra la depuración de la fracción líquida de las aguas residuales y del lodo remanente, sólido o semi sólido, que queda luego de efectuado el procedimiento. Es por ello, que el tratamiento contempla tanto la "línea de aguas" como la "línea lodos". La forma de abordar cada una de ellas, dependerá de la tecnología de tratamiento y ambas son consideradas también como fuentes emisoras de gases orgánicos, algunos de los cuales tienen efecto invernadero, especialmente cuando la gestión de tratamiento no se realiza apropiadamente (Czepiel *et al.*, 1993; Lexmond y Zeeman, 1995; Hobson, 1999; IPCC, 2000).

El nivel de tratamiento para la línea de aguas está relacionado con el objetivo de abatimiento de las cargas contaminantes, lo que originará como consecuencia, una determinada tipología de lodo (Cuadro 7).

Cuadro 7. Niveles de tratamientos de aguas servidas y tipo de lodos resultantes

<i>Nivel / objetivo de tratamiento</i>	<i>Tipo de lodo producido</i>
Preliminar: físico	
<i>Remoción de arena y sólidos gruesos (palos, vidrios, trozos género y metal) que puedan interferir en los procesos biológicos u otros posteriores y/o pueden dañar los equipos mecánicos.</i>	La arena y los sólidos gruesos son manejados como residuos sólidos y por lo general dispuestos en rellenos sanitarios.
Tratamiento primario: físico - químico	
Remoción de sólidos suspendidos. Usualmente, involucra sedimentación gravitacional de sólidos suspendidos (orgánicos) previo al tratamiento secundario.	Estos lodos contienen entre 3 y 7% de sólidos y su contenido de agua puede ser reducido fácilmente por espesamiento o deshidratación.
Tratamiento secundario: biológico	
Remoción de sustancias biodegradables, a través de microorganismos. Utilizado frecuentemente para abatir la DBO y sólidos suspendidos.	Los lodos generados por este tratamiento usualmente tienen un bajo contenido de sólidos (0,5 a 2%) son más difíciles de espesar y deshidratar que los provenientes del tratamiento primario.
Tratamiento terciario (avanzado): físico - químico	
Remoción de sustancias no degradables. Usadas en PTAS que requieren un efluente de mayor calidad que el producido con el tratamiento secundario. Incluye: precipitación química y biológica y procesos para remoción de nitrógeno y fósforo.	Los lodos poseen variadas características de absorción debido a la naturaleza de los productos usados para el tratamiento: cal, sales de hierro o aluminio y polímeros. La precipitación con altos niveles de cal produce lodos alcalinos.

Fuente: USEPA (1999).

El tratamiento de las aguas servidas incluye:

El *tratamiento preliminar*, que permite, por medio de rejas y tamices instalados al ingreso de la PTAS, eliminar materiales gruesos como plásticos, ramas y animales muertos. En muchos casos, se cuenta con desarenadores que gravitacionalmente remueven arena y arcilla.

El *tratamiento primario*, permite remover gravitacionalmente los sólidos de tamaño medio (entre 0,05 y 1,0 mm). Los sistemas de tratamiento primario más frecuentes son homogeneización, ajustes de pH y procesos de coagulación-floculación.

El *tratamiento secundario* (o biológico), remueve la materia orgánica remanente del tratamiento primario. En esta etapa, bacterias aeróbicas y/o anaeróbicas metabolizan la materia orgánica, reduciendo los sólidos suspendidos y el contenido de la DBO en más del 85%, y los sólidos volátiles quedan abatidos en un 50%; lo propio ocurre con otros parámetros como nitrógeno (25%) y fósforo (20%) (Hammer y Hammer, 1996; Lara, 1998). En los tratamientos biológicos, se requiere una relación exacta entre la DBO/N/P, pues de ello depende el proceso de depuración, el método escogido y la disponibilidad de N y P para el crecimiento bacteriano (Metcalf y Eddy, 1991; Hammer y Hammer, 1996). Entre los sistemas de tratamiento más utilizados destacan: lagunaje clásico (aeróbico,

facultativo, anaeróbico y aireado), lodos activados, filtros percoladores, zanjas de oxidación, digestores aeróbicos y anaeróbicos, entre otros. En esta fase se produce nueva biomasa, gases biológicos, energía y otros productos intermedios, como los indicados en la Figura 15.

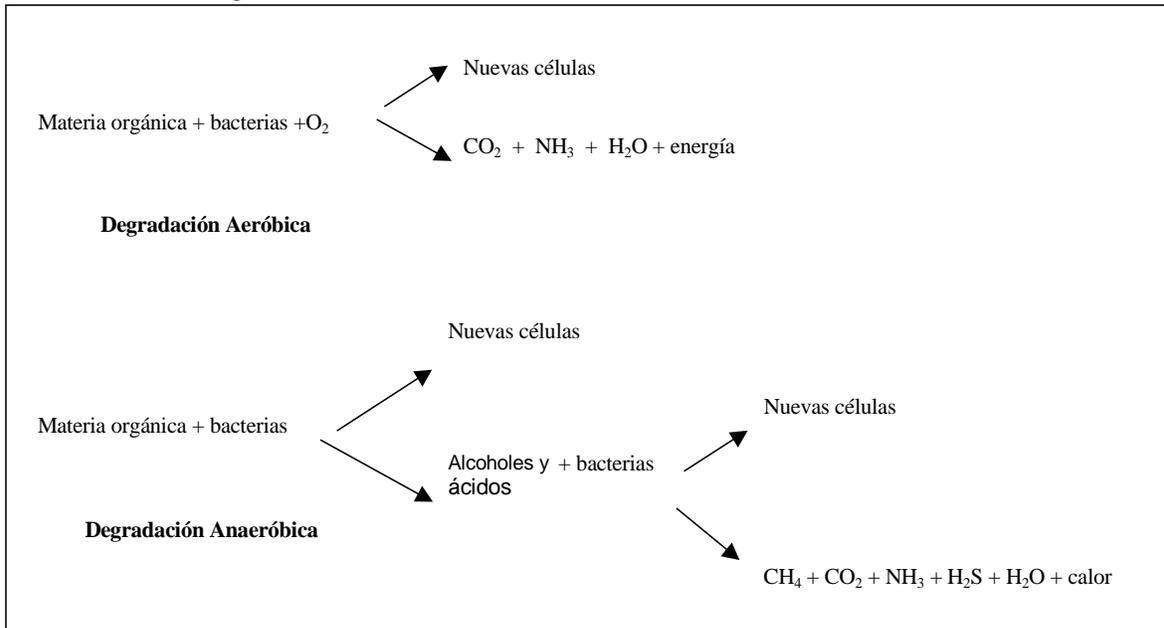


Figura 15. Procesos biológicos en la degradación de la materia orgánica (Modificada de Tebbutt, 1990).

Para mejorar la calidad del efluente clarificado, los tratamientos secundarios se complementan, con un *tratamiento terciario*, que por medio de floculación o coagulación, elimina el material coloidal (FAO, 1992).

El tratamiento termina con un proceso de *desinfección* para abatir los organismos patógenos, puesto que el efluente del sistema de tratamiento biológico contiene aún una carga importante de microorganismos, potencialmente peligrosos para la salud de la población. En la desinfección, el cloro se utiliza como agente oxidante de bajo costo (FAO, 1992). Esta etapa no genera lodos.

Los lodos generados en las distintas etapas son manejados paralelamente dentro de la planta de tratamiento, como se discutirá en el punto II.6., pero en líneas generales el manejo incluye espesamiento, digestión, deshidratación y disposición final.

Desde el punto de vista de la estimación de las emisiones de GEI, es importante establecer la fracción total de las aguas servidas que serán tratadas anaeróbicamente.

El Cuadro 8, entrega los valores encontrados en la literatura para los porcentajes de tratamiento anaeróbico aplicado en diversas regiones del mundo.

Cuadro 8. Fracción de aguas servidas tratadas anaeróbicamente

<i>Región</i>	<i>Fracción Tratada</i>	<i>Referencia</i>
<i>Africa, Latino América</i>	<i>0,10</i>	<i>IPCC (1997a,b)</i>
<i>Oceanía, Norte América, Asia y Europa</i>	<i>0,15</i>	<i>IPCC (1997a,b), Thorneloe (1993)</i>

En países desarrollados, se trata alrededor del 15% del total del volumen de las aguas servidas. Ello implica que si estos sistemas son controlados, las emisiones atmosféricas por concepto de degradación anaeróbica, no serían significativas (Lettinga *et al.*, 1991; Marshall *et al.*, 1993; IPCC, 2000).

Thorneloe (1993) estima que en África y Sudamérica, cerca del 10% del volumen total de aguas servidas se trata anaeróbicamente (sistemas anaeróbicos y lagunas anaeróbicas), valor que en Asia puede llegar a un 15%. Gran parte de las instalaciones existentes cuentan con infraestructura para biogas y sólo un bajo porcentaje de ellas registra un control inadecuado. De acuerdo a Lexmond y Zeeman (1995), en algunos países asiáticos los riles agroindustriales y agrícolas son manejados conjuntamente con las aguas servidas, siendo tratados a través de lagunas aireadas o procesos de lodos activados sin mayor inconveniente.

II.4. SOLUCIONES SANITARIAS EXISTENTES PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS SERVIDAS

La mayoría de los países desarrollados depuran más del 50% de las aguas servidas domésticas e industriales que generan y para ello han utilizado, cada vez con mayor frecuencia, sistemas de tratamiento basados en procesos convencionales de degradación aeróbica de la materia orgánica (como lodos activados), o combinaciones de éstos con sistemas de tratamiento no convencionales (lagunas aeróbicas, facultativas y anaerobias). Países en vías de desarrollo, incluido Chile, han optado por tratar sus aguas con tecnología no convencional hasta el año 2000, debido principalmente al bajo costo de implementación y operación que ello significa. El Cuadro 9 indica los sistemas de tratamiento autorizados para la Región Metropolitana en el año 2002.

Cuadro 9. Sistemas de tratamiento existentes en la Región Metropolitana ^a

<i>Empresa</i>	<i>Planta de tratamiento</i>	<i>Inicio ^b</i>	<i>Tipo tratamiento</i>	<i>Ubicación/comuna</i>
<i>ESSA</i>	<i>Quilicura</i>	<i>1998</i>	<i>Lagunas aireadas</i>	<i>Quilicura</i>
<i>Aguas Manquehue</i>	<i>Los Trapenses</i>	<i>2001</i>	<i>Lodos activados</i>	<i>Las Condes</i>
<i>Servicomunal S.A.</i>	<i>Colina</i>	<i>1991</i>	<i>Lagunas estabilización</i>	<i>Colina</i>
	<i>Lampa</i>	<i>2001</i>	<i>Lodos activados</i>	<i>Lampa</i>
<i>Santiago Poniente</i>	<i>APB N°1</i>	<i>2001</i>	<i>Lodos activados</i>	<i>Pudahuel</i>
	<i>Cexas</i>	<i>1991</i>	<i>Biofiltros</i>	<i>Melipilla</i>
	<i>Esmeralda</i>	<i>1996</i>	<i>Lagunas aireadas</i>	<i>Melipilla</i>
	<i>Pomaire</i>	<i>1996</i>	<i>Lagunas estabilización</i>	<i>Pomaire</i>
<i>Aguas Andinas S.A.</i>	<i>Stgo. Poniente</i>	<i>1996</i>	<i>Lagunas aireadas</i>	<i>Maipú</i>
	<i>El Trebal</i>	<i>2001</i>	<i>Lodos activados</i>	<i>Gran Santiago</i>
	<i>Paine</i>	<i>2002</i>	<i>Zanjas de oxidación</i>	<i>Paine</i>
	<i>San José de Maipo</i>	<i>2002</i>	<i>Zanjas oxidación</i>	<i>San José de Maipo</i>

^a situación al 30 de junio de 2002.

^b fecha de inicio registrada por la SISS.

Fuente: elaborado a partir de SISS (2002) y Aguas Andinas (2002f)

Las soluciones sanitarias existentes en la Región Metropolitana atienden a una población aproximada de 1.700.000 habitantes. Estas soluciones se agrupan de acuerdo a la tecnología de depuración indicada en la Figura 16.

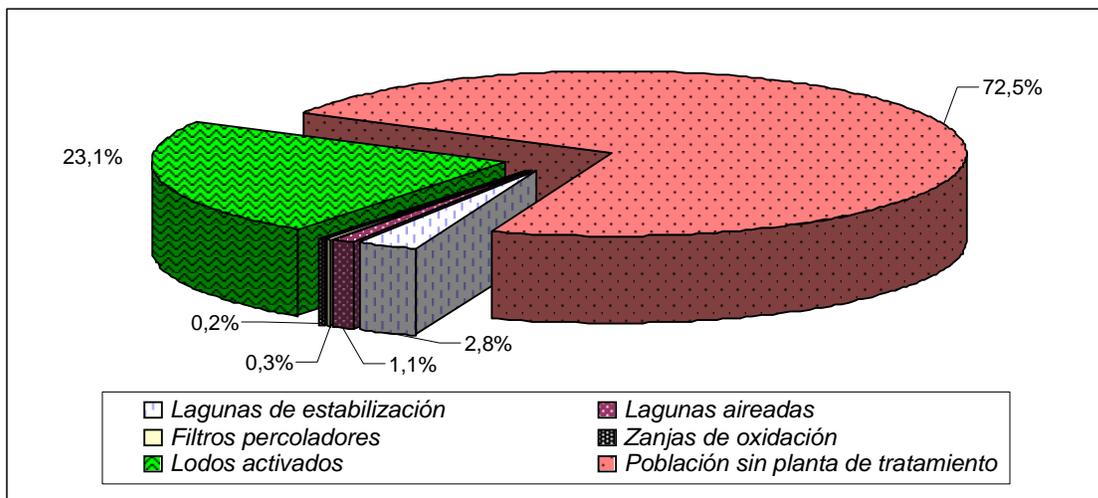


Figura 16. Población urbano-rural atendida por las soluciones sanitarias existentes en la Región Metropolitana durante el año 2002.

La Figura 16 muestra que la mayor parte de la población de la Región Metropolitana (23,1%) es atendida utilizando procesos de Lodos Activados Convencionales y en porcentajes muy inferiores, lagunas de estabilización (2,8%), lagunas aireadas (1,1%), filtros percoladores (0,3%) y zanjas de oxidación (0,2%).

El nivel de saneamiento que posee la Región Metropolitana en el año 2002, es comparable con los niveles indicados para países europeos hace una década atrás (ver Figura 7). Sin embargo, de acuerdo a lo planificado por Aguas Andinas, en el mediano plazo, la Región Metropolitana presentaría una situación como la indicada para España (53%), Italia (60%), Austria (72%) y Finlandia (75%), a medida que se implemente el plan de saneamiento regional, hasta llegar al 95%, comparable con Alemania (92%), Suecia (96%) o Dinamarca (98%).

Un 72,5% de la población de la Región Metropolitana no cuenta con sistema de tratamiento, y por lo general, dispone sus residuos líquidos directamente en los cauces receptores o los trata localmente, a través de soluciones sanitarias particulares (sistemas de tratamiento *in situ*). Los sistemas de tratamiento *in situ* utilizados son fundamentalmente dos: fosas sépticas y sistemas aireados *in situ*.

Fosas sépticas

Las fosas sépticas sólo constituyen un tratamiento primario, por lo que requieren de pozos absorbentes para disponer las aguas previamente sedimentadas. De esta manera, el suelo y el sistema de drenaje del pozo actúan como filtro y tratamiento biológico secundario.

Son sistemas que generan cantidades significativas de metano. El Panel Internacional de Cambio Climático señala que alrededor del 15% de la DBO presente, es degradada anaeróbicamente (IPCC, 1997a,b y 2000). Pese a que el volumen de lodos digeridos por esta vía entre períodos de limpieza (máximo 2 años) es del orden de 30 a 60 litros/persona, su evacuación al ambiente, también generaría CH₄ y CO₂ (Santibañez, 1994).

Sistemas aireados *in situ*

También llamados pozos negros o letrinas. Estos sistemas de tratamiento han captado la atención de la población, ya que son más efectivos que las fosas sépticas. Sin embargo, cuentan con cámaras de decantación primaria, donde se genera descomposición anaeróbica. En Australia, el comité de preparación de inventarios nacionales sobre gases de efecto invernadero, NGGIC, considera que las letrinas tienen el mismo potencial de generación de GEI que las fosas sépticas (NGGIC, 1998).

La Figura 17 muestra que para el año 2002, la población de la Región Metropolitana no conectada a alcantarillado (72,5%, que equivale a 4.855.575 habitantes) utilizaría alguna de las soluciones sanitarias particulares descritas anteriormente.

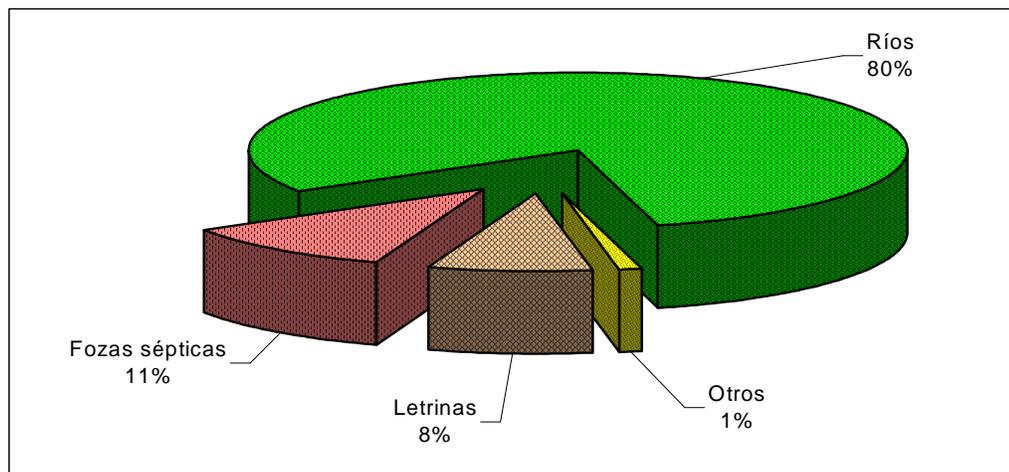


Figura 17. Población urbano-rural no conectada a alcantarillado y atendida por las soluciones sanitarias particulares en la Región Metropolitana, año 2002.

La Figura 17 fue construida a partir de información entregada por Aguas Andinas para las áreas de cobertura de las distintas plantas de tratamiento estudiadas. La proporción de utilización para letrinas y fosas sépticas es muy pareja (8% y 11%, respectivamente); sin embargo, la mayor parte de la población que no es atendida en planta de tratamiento (80%), continúa descargando sus aguas servidas en los cuerpos de aguas superficiales existentes: ríos Mapocho y Maipo, canales superficiales como el Zanjón de la Aguada y el canal San Carlos, que fueron fuentes de agua importantes para el sector agrícola en la década de los noventa (CNR, 1998; Zamorano, 1999 y Bruner, 1980).

II.5. SOLUCIONES SANITARIAS FUTURAS PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS SERVIDAS

Las soluciones sanitarias futuras para la Región Metropolitana, dependerán de la cobertura de tratamiento ofrecida por las distintas empresas sanitarias para los próximos años, la que se indica en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Cobertura de tratamiento de aguas servidas en la Región Metropolitana, año 2002

Empresa	Cobertura por área de concesión (%)					Proyección a diciembre	
	1990	1998	2000	2001	2002	2005	2010
<i>Aguas Andinas</i>	0,5	3,0	4,5	22,4	23,2	73,0	99,5
<i>Aguas Cordillera</i>	/	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	100
<i>Aguas Los Domínicos</i>	/	0,0	0,0	0,0	0,0	34,0	100
<i>Aguas Manquehue</i>	/	35,6	46,7	39,8	43,9	43,4	100
<i>Servicomunal S.A.</i>	/	83,3	80,6	85,2	85,2	88,3	95,7
<i>S.M.A.P.A. Maipú</i>	/	3,0	6,4	99,9	100	100	100

Fuente: SISS, 1998b y 2002; Aguas Andinas, 2002f.

Aguas Andinas S.A. en atención a varios factores (impacto económico como uno de los principales), estableció un programa de planificación y construcción de las distintas plantas de tratamiento (Cuadro 11), las cuales serán utilizadas para la elaboración de la presente tesis.

Cuadro 11. Plantas de tratamiento proyectadas para la Región Metropolitana ^a

Planta de tratamiento	Año Proyección	Tecnología	Sector atendido
<i>La Farfana</i>	2004	<i>Lodos activados</i>	<i>Gran Santiago</i>
<i>Nogales</i>	2009	<i>Lodos activados</i>	<i>Gran Santiago</i>
<i>Curacaví</i>	2009	<i>Zanjas de oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>Pomaire</i>	1996 ^b -2004 ^c	<i>Lagunas facultativas</i>	<i>Localidades</i>
<i>Talagante</i>	2009	<i>Filtro biológico aeróbico y digestión anaeróbica de lodos</i>	<i>Localidades</i>
<i>El Monte</i>	2004	<i>Zanjas oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>Isla de Maipo</i>	2009	<i>Zanjas de oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>Valdivia de Paine</i>	2004	<i>Tratamiento preliminar y cloración</i>	<i>Localidades</i>
<i>Buín-Maipo</i>	2004-2005	<i>Zanjas de oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>La Obra</i>	2007	<i>Rizofiltración, sistema batch</i>	<i>Localidades</i>
<i>TilTil</i>	2004	<i>Rizofiltración</i>	<i>Localidades</i>

^a De acuerdo al plan de saneamiento de Aguas Andinas S.A.

^b año de inicio indicado por la SISS.

^c A partir de este año se desarrolla un sistema de tratamiento optimizado.

Fuente: Elaborado a partir de información proporcionada por las Áreas de Producción y Medio Ambiente, Aguas Andinas S.A. y estudios ambientales específicos de cada planta.

II.5.1. Soluciones futuras para el Gran Santiago

El Cuadro 11 muestra que las soluciones futuras del Gran Santiago incorporarán a las plantas de tratamiento La Farfana y Los Nogales, las que junto a las plantas Santiago Poniente y El Trebal (existentes), concentrarán cerca del 90% de las aguas de la Región Metropolitana.

Estas grandes plantas funcionarán bajo la modalidad de lodos activados. La Figura 18 entrega el detalle de la planta de tratamiento El Trebal (lodos activados convencionales).

Planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal

El proceso de lodos activados comprende a su vez, dos instancias de tratamiento: línea aguas y línea lodos (ver figuras 19 y 20, respectivamente).

Este proceso depende de una alta concentración de microorganismos, agrupados en un flóculo que se mantiene suspendido por medio de agitación (Tebbutt, 1990). Durante el tratamiento primario, el agua es conducida a estanques de sedimentación. Aquí, la velocidad del flujo es reducida a magnitudes del orden de 1 cm/s, de modo que los sólidos sedimentables alcancen a depositarse en el fondo y la fracción más fina permanezca en suspensión. Generalmente, los sólidos sedimentados en el tratamiento primario (lodo primario) representan alrededor del 50% de los sólidos suspendidos totales (EMOS-Tesam, 1995).

Durante el tratamiento biológico, el agua entra en estanques de aireación de gran tamaño, donde existen microorganismos que utilizan como sustrato y fuente energética gran parte de la materia orgánica disuelta en el afluente (ver procesos de degradación). El efluente de esta etapa es bajo en sustancias orgánicas disueltas, pero contiene altas concentraciones de sólidos suspendidos (2000 – 8000 mg/L), y la biomasa debe ser removida mediante sedimentación secundaria (Metcalf y Eddy, 1991), lo que forma el lodo secundario. Parte del lodo secundario es recirculado e incorporado nuevamente al estanque de aireación, con el fin de mantener allí una cantidad de biomasa adecuada. El resto del lodo secundario es incorporado a la línea de lodo.

Completada la desinfección, se realiza la descarga de aguas servidas tratadas al cauce receptor. Las plantas El Trebal, La Farfana y Los Nogales, descargarán sus efluentes al río Mapocho.

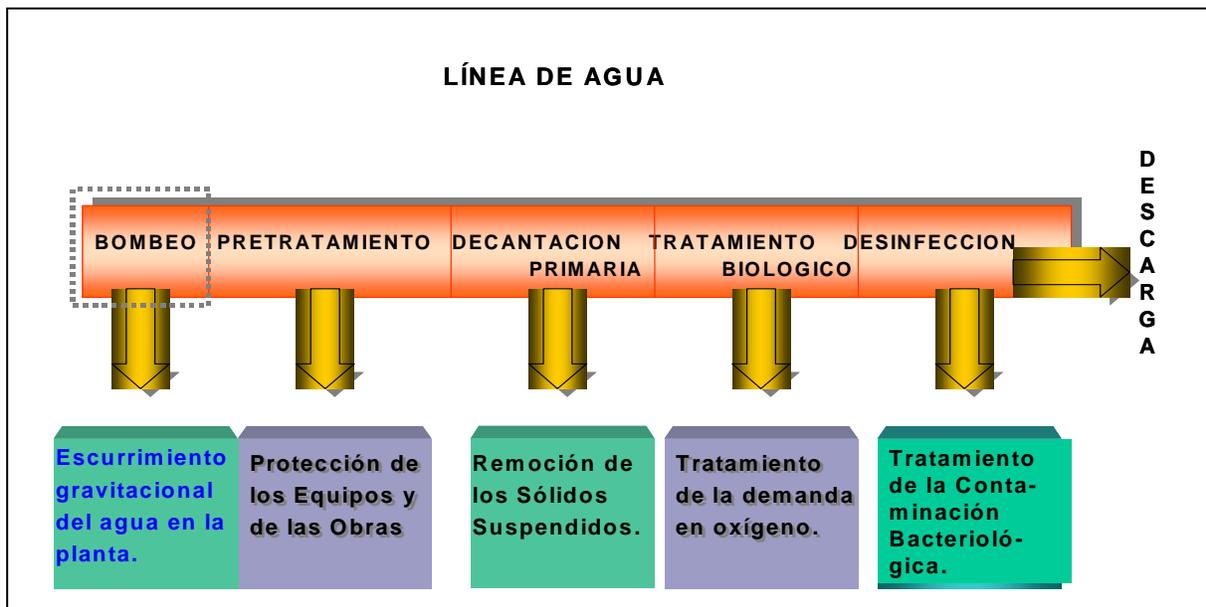


Figura 19. Esquema general del tratamiento de aguas servidas, "línea de aguas" en sistema de lodos activados convencionales, LAC (Emos-Tesam, 1995; Aguas Andinas, 2002c).

El lodo generado en una planta de tratamiento de lodos activados, es manejado en forma paralela en la "línea de lodos". El esquema general del tratamiento de las aguas servidas para la línea lodos se muestra en la Figura 20.

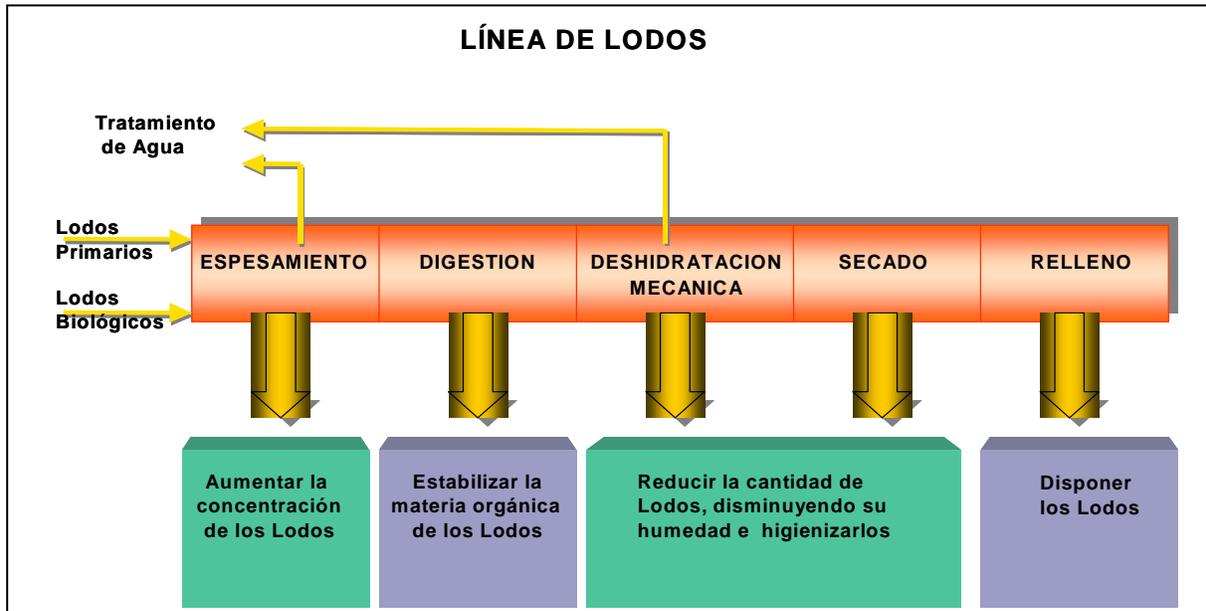


Figura 20. Esquema general del tratamiento de aguas servidas, "línea de lodos" en sistema de lodos activados convencionales, LAC (Emos-Tesam, 1995; Aguas Andinas, 2002c).

Durante la etapa de *espesamiento*, los sólidos que son removidos de la línea de agua en el tratamiento secundario son llevados a estanques espesadores, que los concentran a un contenido de 5% de materia sólida. Una vez espesados, los lodos primarios y secundarios, se bombean a los *digestores anaeróbicos*, donde la población bacteriana descompone y estabiliza anaeróticamente la materia orgánica contenida en ellos, produciendo gases biogénicos, que son liberados a la atmósfera. Una fracción importante del biogas corresponde a metano y CO₂. Frecuentemente, una parte del biogas es utilizado para mantener la temperatura de los digestores en 35°C; la otra fracción es quemada en antorchas especializadas, o bien, es liberada a la atmósfera sin posibilidad de control.

Una de las etapas más importantes de la línea lodos es la *deshidratación* (secado de lodos), aquí la reducción de humedad de los lodos digeridos (estabilizados) se realiza mediante equipos mecánicos (como centrífugas, filtros de banda y filtros prensa), alcanzando una humedad remanente de 65 a 80%. Sin embargo, para bajar aún más el contenido de humedad y el volumen de los lodos, se utilizan las eras, *lechos o canchas de secado*, que permiten obtener concentraciones de sólidos del orden del 65% (35% de humedad).

Luego de deshidratados, los lodos son llevados a disposición final, frecuentemente a un monorelleno.

Cuadro 4. Composición clásica las aguas servidas domésticas. Concentraciones expresadas en (mg/L).

Parámetro	Concentración teórica, según bibliografía ^{a,b}			Concentración empírica, Ciudades del mundo			
	Alta	Normal	Baja	Pedregal ^c	Cali ^d	Bennekom ^e	California ^f
Sólidos suspendidos	350 ^{a,b}	220 ^a -200	100 ^{a,b}	429	215	ni	730-1180
Sólidos disueltos totales	850 ^a -1200 ^b	500 ^a -700 ^b	250 ^a -350 ^b	ni	ni	ni	400-700
Sólidos sedimentables	20 ^a	10 ^a	5 ^a	8,5	ni	ni	ni
DBO ₅	400 ^a -300 ^b	220 ^a -200 ^b	110 ^a -100 ^b	368	95	231	160-280
DQO	1000 ^{a,b}	500 ^{a,b}	250 ^{a,b}	727	267	520	550-700
Nitrógeno total:	85 ^{a,b}	40 ^{a,b}	20 ^{a,b}	44	24	45	40-50
orgánico	35 ^a	15 ^a	8 ^a	10	7	-	15-20
amoniacal	50 ^{a,b}	25 ^{a,b}	12 ^{a,b}	34	17	-	25-30
Fósforo total	15 ^a - 20 ^b	8 ^a - 10 ^b	4 ^a - 6 ^b	11	13	18	10-15
orgánico	5 ^a	3 ^a	1 ^a	8	-	14	ni
inorgánico	10 ^a	5 ^a	3 ^a	3	-	4	ni
Cloruros	100 ^a	50 ^a	30 ^a	ni	ni	ni	50-60
Alcalinidad (CaCO ₃)	200 ^a	100 ^a	50 ^a	388	120	350	100-125
Aceites y grasas	150 ^{a,b}	100 ^{a,b}	50 ^{a,b}	ni	ni	ni	90-110

ni = no informado.

DBO₅ = demanda biológica de oxígeno, medida al quinto día.

DQO = demanda química de oxígeno.

^a Metcalf y Eddy (1985).

^b Tragsatec (1993).

^c Pedregal, Brasil. Van Haandel y Lettinga (1994), citado por Lexmond y Zeeman (1995).

^d Cali, Colombia. Van Haandel y Lettinga (1994), citado por Lexmond y Zeeman (1995).

^e Bennekom, Holanda. Van Haandel y Lettinga (1994), citado por Lexmond y Zeeman (1995).

^f California, USA. Doorn y Liles (1999).

II. GESTIÓN DE LAS AGUAS SERVIDAS DOMÉSTICAS EN LA REGION METROPOLITANA

En general, las aguas servidas presentan distintos componentes, siendo las aguas domésticas, el componente principal, que le otorga genéricamente el nombre de “aguas servidas domésticas” y pueden dividirse en: *aguas negras* (orinas y material fecal) y *aguas grises* (duchas, baños, lavaplatos, lavadoras y limpieza de suelo, jardines, vehículos, entre otros) (Lesty, 2001). Además se encuentran las aguas de limpieza de calles y las aguas lluvias, así como aquéllas provenientes de lavanderías, hospitales, restaurantes y demás establecimientos industriales; aguas de infiltraciones y canales de regadío.

La composición de las aguas negras depende de factores como nutrición, clima, método de disposición o evacuación y estado de salud de la población. Estos factores difieren

entre personas y países, lo que incide directamente en las características de las aguas servidas.

En el contexto de esta tesis, el término aguas servidas será utilizado para referirse al conjunto de aguas negras y grises aún cuando éstas puedan estar mezcladas con otros componentes.

Con una población que supera los 6 millones de habitantes, la Región Metropolitana es considerada uno de los centros económicos emergentes de América Latina (INE, 2002). Al año 2000 generaba un caudal medio de $15,3 \text{ m}^3/\text{s}$ de aguas servidas, el que podía ser manejado de distintas formas, como lo indica la Figura 10.

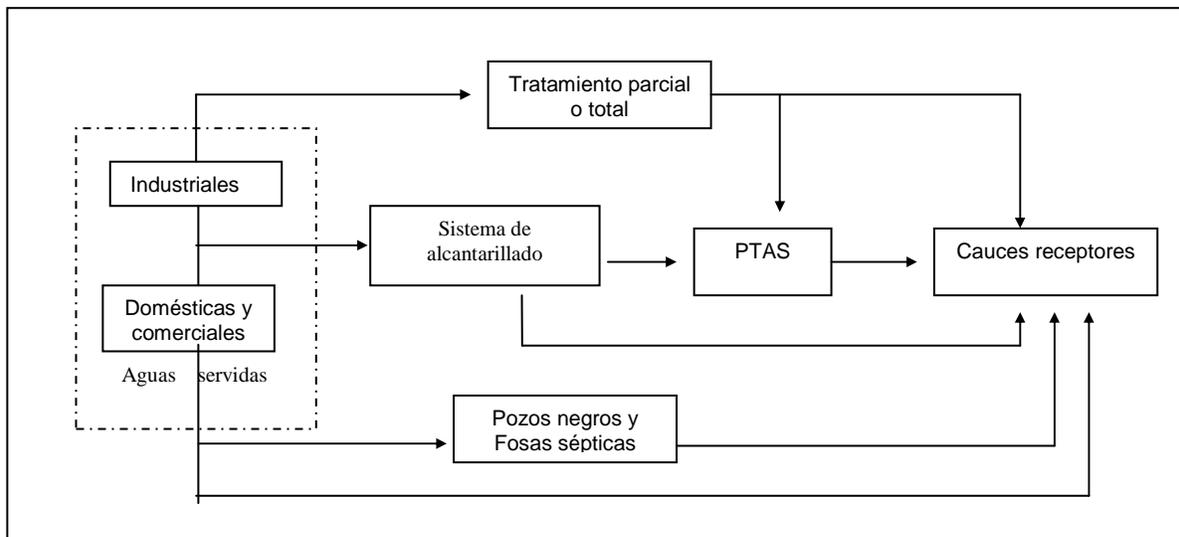


Figura 10. Alternativas para el manejo de las aguas servidas

A nivel residencial, comercial o industrial, las aguas servidas pueden ser colectadas a través del sistema de alcantarillado y llevadas a una planta de tratamiento; sin embargo, parte del flujo de agua, no cuenta con dicho servicio. Una solución sanitaria local es el tratamiento *in situ*, por medio de letrinas y fosas sépticas. Otra fracción de las aguas servidas, es conducida y dispuesta vía alcantarillado en cuerpos receptores diversos, sin tratamiento previo. Como consecuencia de esto, los cauces receptores incorporan las aguas servidas sin tratamiento previo, las que contribuyen a aumentar la actividad microbiana del medio y por ende, a incrementar la formación de gases biológicos o biogénicos, dependiendo de su contenido de materia orgánica (Keller, 2002; Freibauer *et al.*, 2001; Mackenzie, 1998; Metcalf y Eddy, 1991; McMahon y Denny, 1999).

II.1. DOTACIÓN DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO

El volumen de las aguas servidas está estrechamente vinculado a la vía de disposición y a la existencia de infraestructura sanitaria. De acuerdo a Lexmond y Zeeman (1995), en países desarrollados se genera un volumen de aguas servidas significativamente mayor que en los países en desarrollo.

Feachem *et al.* (1983), señalan que en Europa y Estados Unidos el volumen de aguas servidas per capita oscila entre 100 y 250 L/hab/día, en tanto que, en países en desarrollo

éste sería menor a 100 L/hab/día. Por su parte, Lexmond y Zeeman (1995) indican una descarga mínima de 50 L/hab/día para países en desarrollo.

En Chile, se tiene una dotación media de 250 litros diarios por habitante, en términos de agua potable, lo que origina a lo menos, un volumen de aguas servidas del orden de los 200 litros por habitante (Aguas Andinas 2002e).

La infraestructura sanitaria de la Región Metropolitana tiene participación global de varias empresas. Como muestra el Cuadro 3, Aguas Andinas S.A. es la empresa que posee la mayor área de concesión², abasteciendo los servicios de agua potable y alcantarillado al 98% de la población (SISS, 2002).

Cuadro 3. Cobertura de agua potable y alcantarillado en la Región Metropolitana, año 2001.

Empresa	Población urbana Estimada	Agua potable		Alcantarillado	
		P. Abastecida (hab.)	Cobertura %	P. Saneada (hab.)	Cobertura %
Aguas Andinas S.A.	5.387.565	5.387.565	100,0	5.275.601	97,98
Aguas Cordillera	398.883	398.883	100,0	391.130	98,19
Aguas Los Dominicos S.A.	13.400	13.390	99,9	12.885	96,21
Aguas Manquehue S.A.	16.452	16.452	100,0	15.516	94,31
Servicomunal S.A.	68.044	66.744	98,1	57.944	85,21
Smapa Maipu	570.964	570.964	100,0	570.330	99,9
Cossbo	14.670	14.670	100,0	0	0,0
Emapal S.A.	1.785	1.785	100,0	1.785	100,0
<i>Leonera S.A.</i>	50	50	100,0	50	100,0
<i>Melipilla Norte S.A.</i>	2.231	367	16,50	0	0,0
<i>Quebrada Macul S.A.^a</i>	1.040	762	73,3	410	39,4
<i>Rosa Del Peral</i>	830	830	100,0	0	0,0
<i>SAPBSA</i>	4.939	4.939	100,0	4.939	100,0

^a cobertura al año 2000. Fuente: SISS, 2002.

La dotación de agua potable y el servicio de alcantarillado aportados por Aguas Andinas a nivel urbano, se ha incrementado durante estas últimas décadas (de 98,4% al 100% en agua potable y del 92,2% al 95% referido al servicio de alcantarillado). La Superintendencia de Servicios Sanitarios, SISS (2002), indica que en la fracción rural concentrada, se ha observado un aumento del 0% al 97,7% para sistemas de alcantarillado y del 79,9% al 100% para agua potable en el período 1992/2002.

La dotación de agua potable en la Región Metropolitana (medida en L/hab/día) en el año 2000, presentó variaciones significativas dependiendo de la zona abastecida: Aguas Andinas (202,2), Maipú (237,2), Aguas Los Dominicos (894), Aguas Manquehue (786,3), Aguas Cordillera (405,4) y Servicomunal (184,2) (SISS, 2002). Estas diferencias radican en los distintos requerimientos de uso: áreas verdes, infraestructura recreativa y consumo residencial, comercial e industrial por área de concesión. Estos volúmenes son comparables con los encontrados en países industrializados, que incorporan máquinas electrodomésticas de gran consumo de agua (Hammer y Hammer, 1996).

² A partir del 2002, Aguas Andinas es dueña de las empresas de Agua Potable Manquehue, Aguas Cordillera y Los Dominicos.

Para el año 1998, la SISS informó que las descargas de aguas residuales domésticas e industriales a nivel nacional, se realizaban en cuerpos receptores muy diversos, como los indicados en la Figura 11.

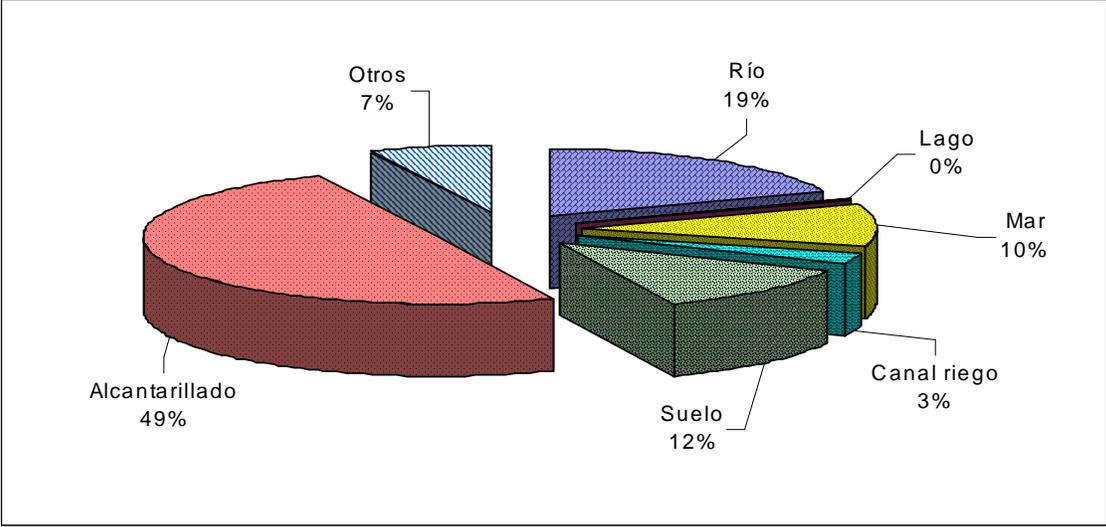


Figura 11. Cuerpos receptores de aguas residuales domésticas e industriales en Chile, año 1998 (SISS,1998a).

De acuerdo a la Figura 11, las aguas residuales generadas a nivel nacional en 1998, eran descargadas principalmente al alcantarillado (49%), ríos (19%) y suelo (12%). Sin embargo, para ese año, el destino final de las descargas domésticas tendría una distribución porcentual diferente ya que un análisis por tipo de descarga indicaría que, a nivel nacional, la mayor parte de las aguas servidas domésticas se evacuaban sin tratamiento en el río (Figura 12).

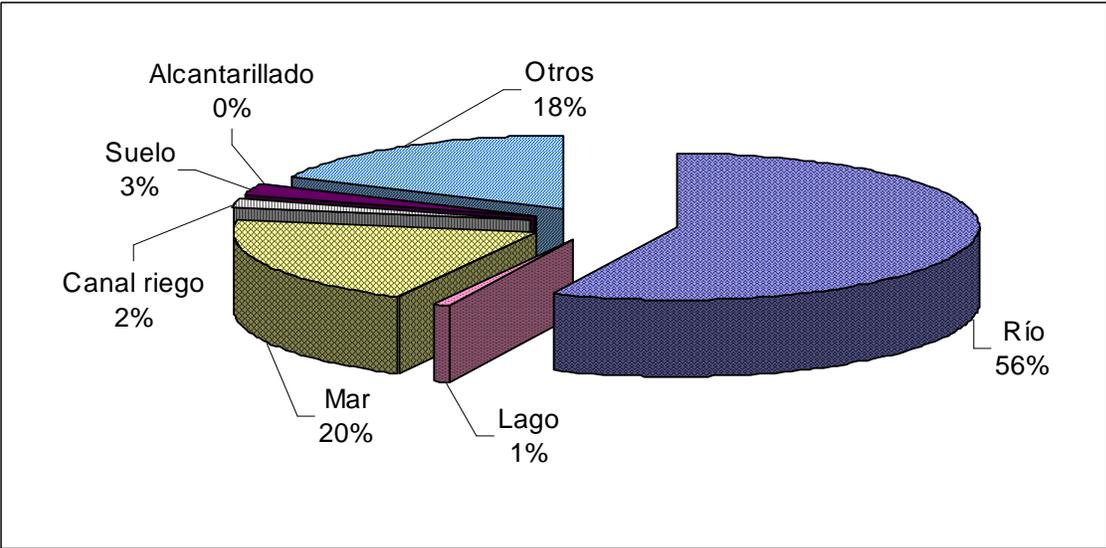


Figura 12. Cuerpos receptores para descargas domésticas a nivel nacional, año 1998 (SISS,1998a).

La situación ilustrada en la Figura 12, hace suponer que la realidad en las regiones sería semejante, dependiendo de su ubicación geográfica, lo que podría ser asimilable a la Región Metropolitana, donde sólo un pequeño porcentaje de las aguas colectadas en alcantarillado era finalmente descargado en una planta de tratamiento y el resto era evacuado a los ríos Maipo y Mapocho. Tal situación repercutía en un importante deterioro de la calidad natural de los cauces y demás cuerpos receptores, como lo indicaron estudios efectuados por Bruner (1980) y Zamorano (1999). Esta situación ha comenzado a cambiar, especialmente en los últimos 5 años, ya que en el 2002, más del 90% de la población urbana se encuentra conectada a infraestructura sanitaria (Figura 13).

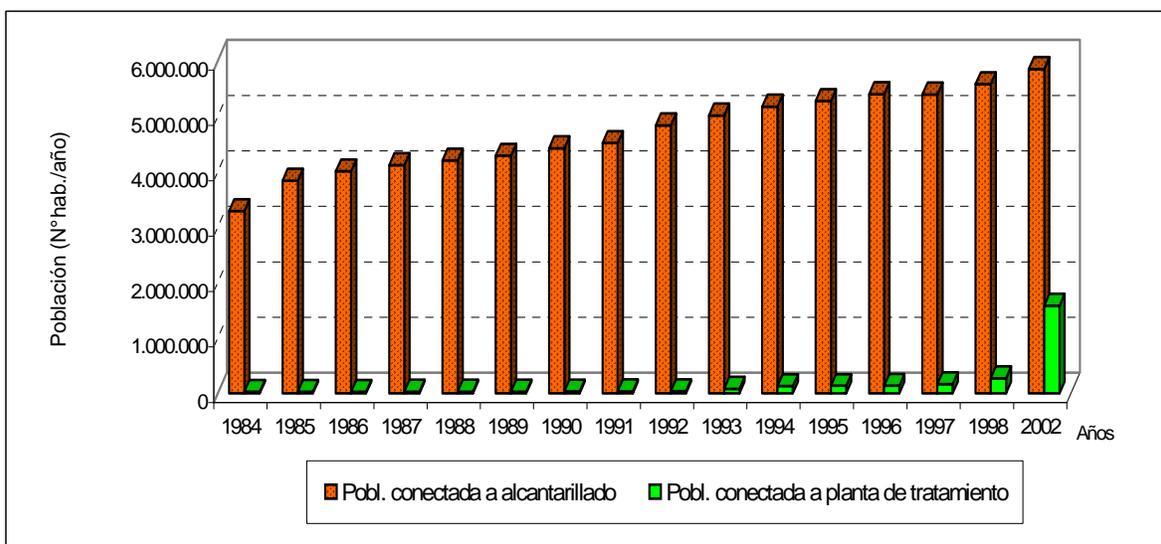


Figura 13. Población conectada a alcantarillado y sistema de tratamiento, período 1984-2002 (SISS, 1998b e INIA, 2000).

La Figura 13 señala claramente que la cobertura sanitaria aumenta como una exigencia natural al incremento poblacional. En 1984 el 80% de la población total de la Región Metropolitana se encontraba conectada al alcantarillado, sin embargo, la cobertura de tratamiento de aguas servidas era inferior al 1%. Las cifras preliminares del Censo 2002 indican que para el año 2002, la población regional supera los seis millones de habitantes (INE, 2002), de los cuales, el 97% cuenta con sistema de alcantarillado y una fracción bastante menor (23%), se encuentra conectada a alguna planta de tratamiento de aguas servidas (Aguas Andinas, 2002a).

II.2. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS SERVIDAS

La composición clásica de las aguas servidas domésticas incluye una amplia gama de parámetros, como los indicados en el Cuadro 4. Esta composición registra variaciones dependiendo del lugar de origen, las condiciones económicas, el clima y el sistema de recogida utilizado, entre otros (De Man, 1990). Así, las aguas servidas colectadas conjuntamente con las aguas lluvias (como ocurre en la Región Metropolitana), evidentemente presentan variaciones estacionales de caudal y temperatura, debido al aporte de las aguas lluvias y el arrastre del agua utilizada en las calles (lavado de vehículos, aseo y limpieza de calles y edificios) (EMOS, 2000c; Lesty, 2001). Pese a esto, las concentraciones de los parámetros teóricos y empíricos señalados en el Cuadro 4, son

comparables con los valores entregados para las aguas servidas de la Región Metropolitana (Cuadro 5).

De todos estos parámetros, destacan algunos por su utilidad al momento de seleccionar un determinado tipo de tratamiento. Por ejemplo, los sólidos suspendidos, permiten estimar el volumen de materia remanente (lodo) que quedará luego de realizado el tratamiento. Los compuestos orgánicos (materia nitrogenada y DBO o DBO_5), entregan una idea de la biodegradabilidad de las aguas servidas. Cuando existen materias no biodegradables, éstas quedan representadas por la DQO, que corresponde a la demanda de oxígeno necesaria para degradar químicamente todos los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el vertido. Además, la fracción biodegradable de la DQO (DQO_b) permite establecer la máxima capacidad de producción de metano (B_0) a través de un relación lineal ($B_0/DQO = 0,35$).

El contenido de materia orgánica de las aguas servidas está muy relacionado con la población atendida, los hábitos de consumo y el entorno socioeconómico de cada planta de tratamiento. Las diferencias en el comportamiento de la DBO y DQO observadas en la Figura 14, se explican debido a diversas situaciones: horario de muestreo, eficiencia de tratamiento, presencia de descargas industriales. La relación DQO/DBO_5 es más alta para Esmeralda y aunque está dentro del rango esperable para las aguas servidas, se encuentra en el límite de la calidad posible de tratar mediante sistemas biológicos. Dicha situación podría deberse a la mayor presencia de descargas comerciales e industriales y la menor densidad poblacional atendida (sólo una fracción de la población de la comuna de Melipilla). Cabe señalar que los datos indicados para Til Til, corresponden a las aguas servidas captadas por el colector Til Til.

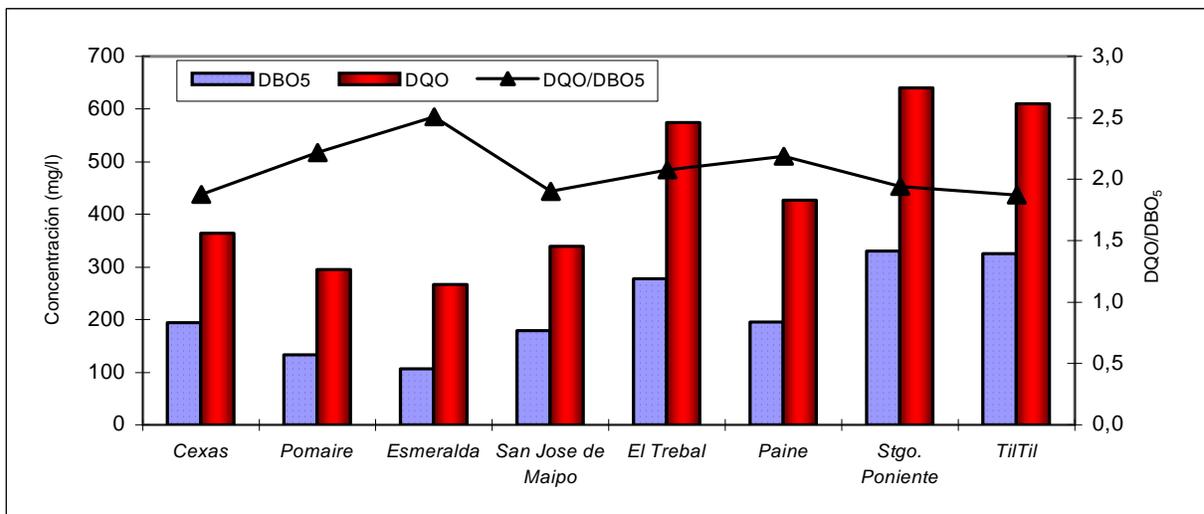


Figura 14. Comportamiento de la DQO, DBO₅ y DQO/DBO₅ para aguas servidas de la Región Metropolitana

En general, la relación DQO/DBO₅ para materia biodegradable es alta. El Cuadro 5 muestra que en la Región Metropolitana, esta relación varía entre 1,97 y 2,5 dependiendo del origen de las aguas servidas (Figura 14), lo que concuerda con los valores esperados para aguas servidas (1,7 – 2,5) dados por Doorn y Liles (1999) y el IPCC (2000).

Debido a que el contenido de materia orgánica, expresado como DBO o DQO, determina la potencialidad de emisión de metano en las aguas servidas, es importante conocer su aporte per cápita, el que varía dependiendo del lugar analizado, como se muestra en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Aporte de carga orgánica per cápita, en diferentes regiones del mundo

Región/país	DBO ₅ (g/hab/día)	DQO (g/hab/día)	Referencia
América del Norte y Oceanía	55 ± 15	140 ± 65	USEPA, 1997
Europa	45 ± 10	140 ± 64	IPCC, 1997
USA	65 ± 15	160 ± 70	USEPA, 1997
Asia, Africa, Medio Este, América Latina	40 ± 10	90 ± 40	IPCC, 1997

Los países desarrollados producen en promedio alrededor de 55 g DBO/hab/día. En países en desarrollo, el aporte de carga orgánica per cápita es inferior (40 g DBO/hab/día). De acuerdo al Cuadro 6, en términos de la DQO, el aporte per cápita sería de 150 g DQO/hab/día en países desarrollados y de 90 g DQO/hab/día en África y países en desarrollo.

De acuerdo a estudios nacionales, las aguas servidas de la Región Metropolitana tienen una carga per cápita, en términos de DBO, que oscila entre 40 y 60 g/hab/día (Sancha, 2000).

El contenido de nitrógeno total en las aguas servidas condiciona la fracción de organismos nitrificantes en el medio acuoso y con ello, a los microorganismos que participan en la denitrificación bacteriana. Metcalf y Eddy (1991), indican un aporte per cápita de materia orgánica nitrogenada de 8 g/hab/día.

En atención al contenido de carga orgánica nitrogenada de las aguas servidas en la Región Metropolitana, se podría establecer *a priori* que las aguas que ingresan a las plantas de tratamiento El Trebal, Santiago Poniente, Paine, San José de Maipo y Til Til presentarían procesos de nitrificación y oxidación de carbono combinados, con alrededor de un 8% de organismos nitrificantes (DBO₅/Nitrógeno Kjeldhal Total >5).

Finalmente, es importante tener presente que las aguas servidas tienen cierto contenido de sulfatos (SO₄²⁻), aceites y grasas, que de no ser manejados correctamente en la planta de tratamiento, podrían causar problemas en los sistemas de tratamiento, relacionados con la eficiencia de operación, ya que en ellos intervienen bacterias, que son inhibidas fácilmente por una amplia gama de factores. De acuerdo a Lettinga *et. al* (1991), altas concentraciones de sulfato inhibirían la metanogénesis, produciendo con ello, una menor producción de metano y ácido sulfhídrico. La reducción de los sulfatos a ácido sulfhídrico genera olores molestos.

La problemática asociada al contenido de grasas es que forman una película espumosa sobre la superficie del agua y al no degradarse fácilmente, especialmente en bajas temperaturas (< 15°C), dificultan su remoción, incrementando el tiempo de retención de los sistemas de tratamiento (Sancha, 2000; Lexmond y Zeeman, 1995).

II.3. PROCESOS DE TRATAMIENTO

En términos generales, la selección de los procesos de tratamiento depende de las características del agua a tratar, requerimiento de calidad del efluente (valores normados), costo y disponibilidad de terrenos y consideraciones futuras de nuevas ampliaciones o criterios ambientales para proteger el medio ambiente.

El tratamiento de las aguas servidas dentro de una planta de tratamiento involucra la depuración de la fracción líquida de las aguas residuales y del lodo remanente, sólido o semi sólido, que queda luego de efectuado el procedimiento. Es por ello, que el tratamiento contempla tanto la "línea de aguas" como la "línea lodos". La forma de abordar cada una de ellas, dependerá de la tecnología de tratamiento y ambas son consideradas también como fuentes emisoras de gases orgánicos, algunos de los cuales tienen efecto invernadero, especialmente cuando la gestión de tratamiento no se realiza apropiadamente (Czepiel *et al.*, 1993; Lexmond y Zeeman, 1995; Hobson, 1999; IPCC, 2000).

El nivel de tratamiento para la línea de aguas está relacionado con el objetivo de abatimiento de las cargas contaminantes, lo que originará como consecuencia, una determinada tipología de lodo (Cuadro 7).

Cuadro 7. Niveles de tratamientos de aguas servidas y tipo de lodos resultantes

Nivel / objetivo de tratamiento	Tipo de lodo producido
---------------------------------	------------------------

<i>Preliminar: físico</i>	
<i>Remoción de arena y sólidos gruesos (palos, vidrios, trozos género y metal) que puedan interferir en los procesos biológicos u otros posteriores y/o pueden dañar los equipos mecánicos.</i>	La arena y los sólidos gruesos son manejados como residuos sólidos y por lo general dispuestos en rellenos sanitarios.
<i>Tratamiento primario: físico - químico</i>	
Remoción de sólidos suspendidos. Usualmente, involucra sedimentación gravitacional de sólidos suspendidos (orgánicos) previo al tratamiento secundario.	Estos lodos contienen entre 3 y 7% de sólidos y su contenido de agua puede ser reducido fácilmente por espesamiento o deshidratación.
<i>Tratamiento secundario: biológico</i>	
Remoción de sustancias biodegradables, a través de microorganismos. Utilizado frecuentemente para abatir la DBO y sólidos suspendidos.	Los lodos generados por este tratamiento usualmente tienen un bajo contenido de sólidos (0,5 a 2%) son más difíciles de espesar y deshidratar que los provenientes del tratamiento primario.
<i>Tratamiento terciario (avanzado): físico - químico</i>	
Remoción de sustancias no degradables. Usadas en PTAS que requieren un efluente de mayor calidad que el producido con el tratamiento secundario. Incluye: precipitación química y biológica y procesos para remoción de nitrógeno y fósforo.	Los lodos poseen variadas características de absorción debido a la naturaleza de los productos usados para el tratamiento: cal, sales de hierro o aluminio y polímeros. La precipitación con altos niveles de cal produce lodos alcalinos.

Fuente: USEPA (1999).

El tratamiento de las aguas servidas incluye:

El *tratamiento preliminar*, que permite, por medio de rejillas y tamices instalados al ingreso de la PTAS, eliminar materiales gruesos como plásticos, ramas y animales muertos. En muchos casos, se cuenta con desarenadores que gravitacionalmente remueven arena y arcilla.

El *tratamiento primario*, permite remover gravitacionalmente los sólidos de tamaño medio (entre 0,05 y 1,0 mm). Los sistemas de tratamiento primario más frecuentes son homogeneización, ajustes de pH y procesos de coagulación-floculación.

El *tratamiento secundario* (o biológico), remueve la materia orgánica remanente del tratamiento primario. En esta etapa, bacterias aeróbicas y/o anaeróbicas metabolizan la materia orgánica, reduciendo los sólidos suspendidos y el contenido de la DBO en más del 85%, y los sólidos volátiles quedan abatidos en un 50%; lo propio ocurre con otros parámetros como nitrógeno (25%) y fósforo (20%) (Hammer y Hammer, 1996; Lara, 1998). En los tratamientos biológicos, se requiere una relación exacta entre la DBO/N/P, pues de ello depende el proceso de depuración, el método escogido y la disponibilidad de N y P para el crecimiento bacteriano (Metcalf y Eddy, 1991; Hammer y Hammer, 1996). Entre los sistemas de tratamiento más utilizados destacan: lagunaje clásico (aeróbico, facultativo, anaeróbico y aireado), lodos activados, filtros percoladores, zanjas de oxidación, digestores aeróbicos y anaeróbicos, entre otros. En esta fase se produce nueva biomasa, gases biológicos, energía y otros productos intermedios, como los indicados en la Figura 15.

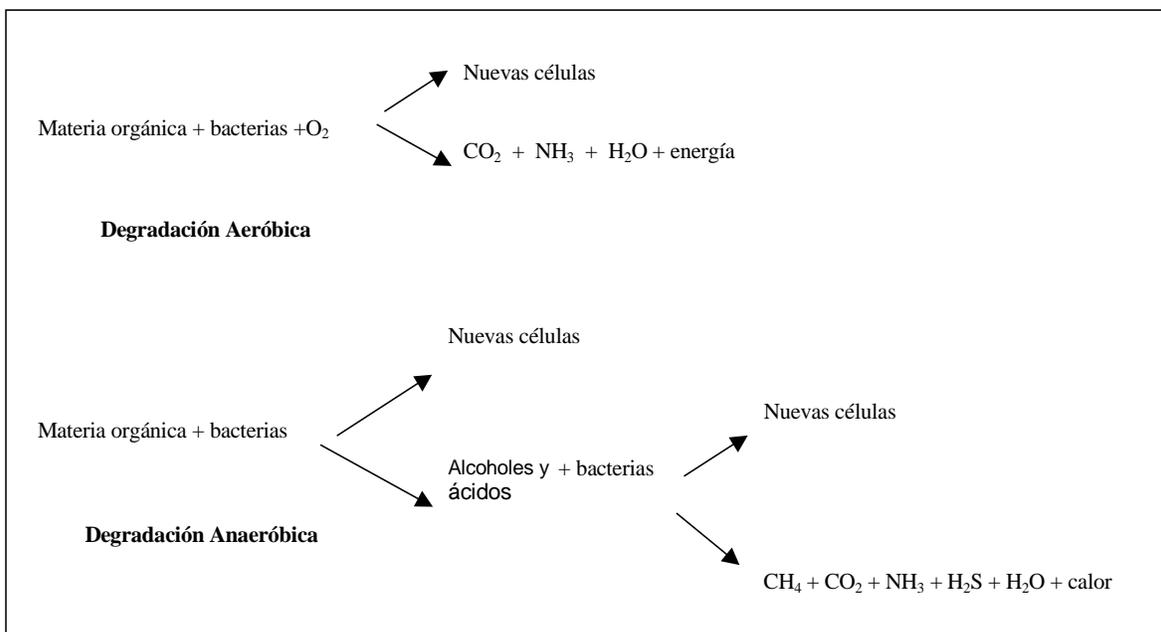


Figura 15. Procesos biológicos en la degradación de la materia orgánica (Modificada de Tebbutt, 1990).

Para mejorar la calidad del efluente clarificado, los tratamientos secundarios se complementan, con un *tratamiento terciario*, que por medio de floculación o coagulación, elimina el material coloidal (FAO, 1992).

El tratamiento termina con un proceso de *desinfección* para abatir los organismos patógenos, puesto que el efluente del sistema de tratamiento biológico contiene aún una carga importante de microorganismos, potencialmente peligrosos para la salud de la población. En la desinfección, el cloro se utiliza como agente oxidante de bajo costo (FAO, 1992). Esta etapa no genera lodos.

Los lodos generados en las distintas etapas son manejados paralelamente dentro de la planta de tratamiento, como se discutirá en el punto II.6., pero en líneas generales el manejo incluye espesamiento, digestión, deshidratación y disposición final.

Desde el punto de vista de la estimación de las emisiones de GEI, es importante establecer la fracción total de las aguas servidas que serán tratadas anaeróbicamente.

El Cuadro 8, entrega los valores encontrados en la literatura para los porcentajes de tratamiento anaeróbico aplicado en diversas regiones del mundo.

Cuadro 8. Fracción de aguas servidas tratadas anaeróbicamente

<i>Región</i>	<i>Fracción Tratada</i>	<i>Referencia</i>
<i>Africa, Latino América</i>	<i>0,10</i>	<i>IPCC (1997a,b)</i>
<i>Oceanía, Norte América, Asia y Europa</i>	<i>0,15</i>	<i>IPCC (1997a,b), Thorneloe (1993)</i>

En países desarrollados, se trata alrededor del 15% del total del volumen de las aguas servidas. Ello implica que si estos sistemas son controlados, las emisiones atmosféricas

por concepto de degradación anaeróbica, no serían significativas (Lettinga *et al.*, 1991; Marshall *et al.*, 1993; IPCC, 2000).

Thorneloe (1993) estima que en África y Sudamérica, cerca del 10% del volumen total de aguas servidas se trata anaeróticamente (sistemas anaeróbicos y lagunas anaeróbicas), valor que en Asia puede llegar a un 15%. Gran parte de las instalaciones existentes cuentan con infraestructura para biogas y sólo un bajo porcentaje de ellas registra un control inadecuado. De acuerdo a Lexmond y Zeeman (1995), en algunos países asiáticos los riles agroindustriales y agrícolas son manejados conjuntamente con las aguas servidas, siendo tratados a través de lagunas aireadas o procesos de lodos activados sin mayor inconveniente.

II.4. SOLUCIONES SANITARIAS EXISTENTES PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS SERVIDAS

La mayoría de los países desarrollados depuran más del 50% de las aguas servidas domésticas e industriales que generan y para ello han utilizado, cada vez con mayor frecuencia, sistemas de tratamiento basados en procesos convencionales de degradación aeróbica de la materia orgánica (como lodos activados), o combinaciones de éstos con sistemas de tratamiento no convencionales (lagunas aeróbicas, facultativas y anaerobias). Países en vías de desarrollo, incluido Chile, han optado por tratar sus aguas con tecnología no convencional hasta el año 2000, debido principalmente al bajo costo de implementación y operación que ello significa. El Cuadro 9 indica los sistemas de tratamiento autorizados para la Región Metropolitana en el año 2002.

Cuadro 9. Sistemas de tratamiento existentes en la Región Metropolitana ^a

<i>Empresa</i>	<i>Planta de tratamiento</i>	<i>Inicio</i> ^b	<i>Tipo tratamiento</i>	<i>Ubicación/comuna</i>
ESSA	Quilicura	1998	Lagunas aireadas	Quilicura
Aguas Manquehue	Los Trapenses	2001	Lodos activados	Las Condes
Servicomunal S.A.	Colina	1991	Lagunas estabilización	Colina
	Lampa	2001	Lodos activados	Lampa
Santiago Poniente	APB N°1	2001	Lodos activados	Pudahuel
	Cexas	1991	Biofiltros	Melipilla
	Esmeralda	1996	Lagunas aireadas	Melipilla
	Pomaire	1996	Lagunas estabilización	Pomaire
Aguas Andinas S.A.	Stgo. Poniente	1996	Lagunas aireadas	Maipú
	El Trebal	2001	Lodos activados	Gran Santiago
	Paine	2002	Zanjas de oxidación	Paine
	San José de Maipo	2002	Zanjas oxidación	San José de Maipo

^a situación al 30 de junio de 2002.

^b fecha de inicio registrada por la SISS.

Fuente: elaborado a partir de SISS (2002) y Aguas Andinas (2002f)

Las soluciones sanitarias existentes en la Región Metropolitana atienden a una población aproximada de 1.700.000 habitantes. Estas soluciones se agrupan de acuerdo a la tecnología de depuración indicada en la Figura 16.

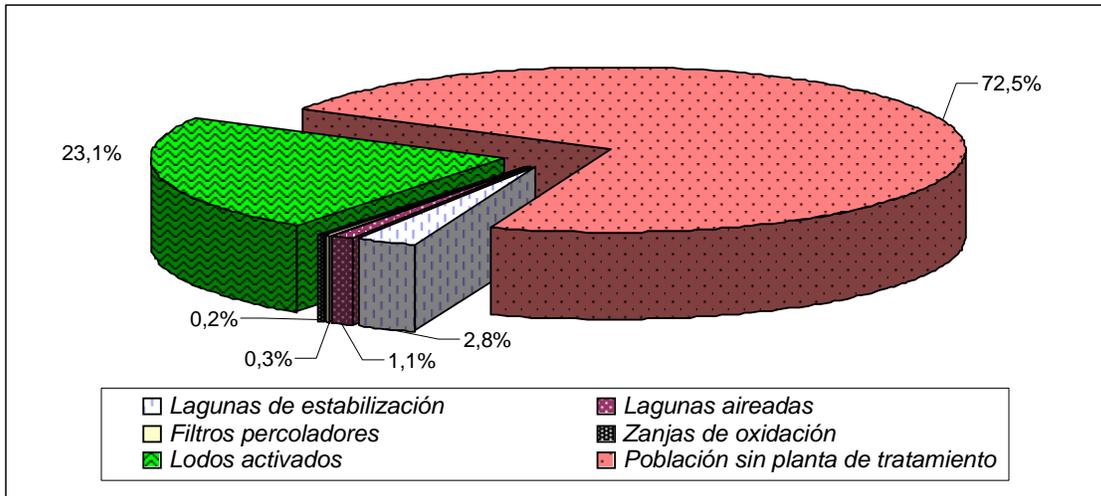


Figura 16. Población urbano-rural atendida por las soluciones sanitarias existentes en la Región Metropolitana durante el año 2002.

La Figura 16 muestra que la mayor parte de la población de la Región Metropolitana (23,1%) es atendida utilizando procesos de Lodos Activados Convencionales y en porcentajes muy inferiores, lagunas de estabilización (2,8%), lagunas aireadas (1,1%), filtros percoladores (0,3%) y zanjas de oxidación (0,2%).

El nivel de saneamiento que posee la Región Metropolitana en el año 2002, es comparable con los niveles indicados para países europeos hace una década atrás (ver Figura 7). Sin embargo, de acuerdo a lo planificado por Aguas Andinas, en el mediano plazo, la Región Metropolitana presentaría una situación como la indicada para España (53%), Italia (60%), Austria (72%) y Finlandia (75%), a medida que se implemente el plan de saneamiento regional, hasta llegar al 95%, comparable con Alemania (92%), Suecia (96%) o Dinamarca (98%).

Un 72,5% de la población de la Región Metropolitana no cuenta con sistema de tratamiento, y por lo general, dispone sus residuos líquidos directamente en los cauces receptores o los trata localmente, a través de soluciones sanitarias particulares (sistemas de tratamiento *in situ*). Los sistemas de tratamiento *in situ* utilizados son fundamentalmente dos: fosas sépticas y sistemas aireados *in situ*.

Fosas sépticas

Las fosas sépticas sólo constituyen un tratamiento primario, por lo que requieren de pozos absorbentes para disponer las aguas previamente sedimentadas. De esta manera, el suelo y el sistema de drenaje del pozo actúan como filtro y tratamiento biológico secundario.

Son sistemas que generan cantidades significativas de metano. El Panel Internacional de Cambio Climático señala que alrededor del 15% de la DBO presente, es degradada anaeróbicamente (IPCC, 1997a,b y 2000). Pese a que el volumen de lodos digeridos por esta vía entre períodos de limpieza (máximo 2 años) es del orden de 30 a 60 litros/persona, su evacuación al ambiente, también generaría CH₄ y CO₂ (Santibañez, 1994).

Sistemas aireados *in situ*

También llamados pozos negros o letrinas. Estos sistemas de tratamiento han captado la atención de la población, ya que son más efectivos que las fosas sépticas. Sin embargo, cuentan con cámaras de decantación primaria, donde se genera descomposición anaeróbica. En Australia, el comité de preparación de inventarios nacionales sobre gases de efecto invernadero, NGGIC, considera que las letrinas tienen el mismo potencial de generación de GEI que las fosas sépticas (NGGIC, 1998).

La Figura 17 muestra que para el año 2002, la población de la Región Metropolitana no conectada a alcantarillado (72,5%, que equivale a 4.855.575 habitantes) utilizaría alguna de las soluciones sanitarias particulares descritas anteriormente.

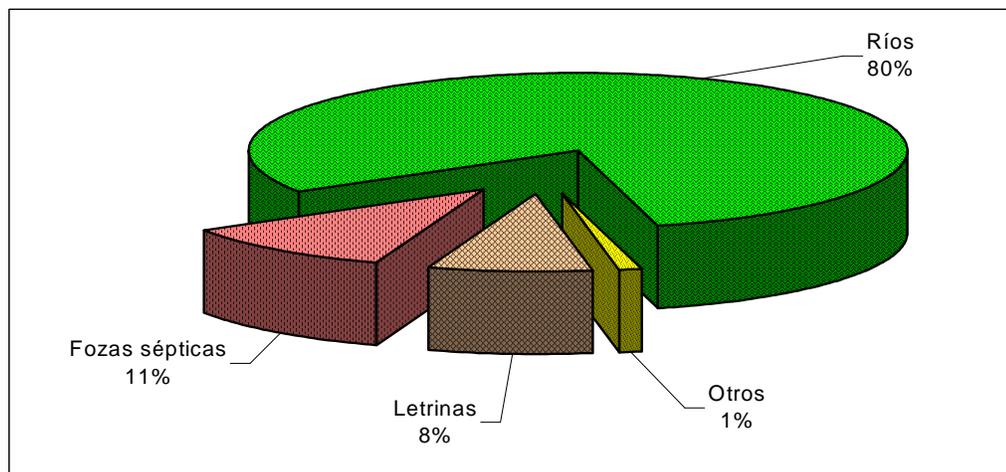


Figura 17. Población urbano-rural no conectada a alcantarillado y atendida por las soluciones sanitarias particulares en la Región Metropolitana, año 2002.

La Figura 17 fue construida a partir de información entregada por Aguas Andinas para las áreas de cobertura de las distintas plantas de tratamiento estudiadas. La proporción de utilización para letrinas y fosas sépticas es muy pareja (8% y 11%, respectivamente); sin embargo, la mayor parte de la población que no es atendida en planta de tratamiento (80%), continua descargando sus aguas servidas en los cuerpos de aguas superficiales existentes: ríos Mapocho y Maipo, canales superficiales como el Zanjón de la Aguada y el canal San Carlos, que fueron fuentes de agua importantes para el sector agrícola en la década de los noventa (CNR, 1998; Zamorano, 1999 y Bruner, 1980).

II.5. SOLUCIONES SANITARIAS FUTURAS PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS SERVIDAS

Las soluciones sanitarias futuras para la Región Metropolitana, dependerán de la cobertura de tratamiento ofrecida por las distintas empresas sanitarias para los próximos años, la que se indica en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Cobertura de tratamiento de aguas servidas en la Región Metropolitana, año 2002

Empresa	Cobertura por área de concesión (%)					Proyección a diciembre	
	1990	1998	2000	2001	2002	2005	2010

<i>Aguas Andinas</i>	0,5	3,0	4,5	22,4	23,2	73,0	99,5
<i>Aguas Cordillera</i>	/	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	100
<i>Aguas Los Domínicos</i>	/	0,0	0,0	0,0	0,0	34,0	100
<i>Aguas Manquehue</i>	/	35,6	46,7	39,8	43,9	43,4	100
<i>Servicomunal S.A.</i>	/	83,3	80,6	85,2	85,2	88,3	95,7
<i>S.M.A.P.A. Maipú</i>	/	3,0	6,4	99,9	100	100	100

Fuente: SISS, 1998b y 2002; Aguas Andinas, 2002f.

Aguas Andinas S.A. en atención a varios factores (impacto económico como uno de los principales), estableció un programa de planificación y construcción de las distintas plantas de tratamiento (Cuadro 11), las cuales serán utilizadas para la elaboración de la presente tesis.

Cuadro 11. Plantas de tratamiento proyectadas para la Región Metropolitana ^a

<i>Planta de tratamiento</i>	<i>Año Proyección</i>	<i>Tecnología</i>	<i>Sector atendido</i>
<i>La Farfana</i>	2004	<i>Lodos activados</i>	<i>Gran Santiago</i>
<i>Nogales</i>	2009	<i>Lodos activados</i>	<i>Gran Santiago</i>
<i>Curacaví</i>	2009	<i>Zanjas de oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>Pomaire</i>	1996 ^b -2004 ^c	<i>Lagunas facultativas</i>	<i>Localidades</i>
<i>Talagante</i>	2009	<i>Filtro biológico aeróbico y digestión anaeróbica de lodos</i>	<i>Localidades</i>
<i>El Monte</i>	2004	<i>Zanjas oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>Isla de Maipo</i>	2009	<i>Zanjas de oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>Valdivia de Paine</i>	2004	<i>Tratamiento preliminar y cloración</i>	<i>Localidades</i>
<i>Buín-Maipo</i>	2004-2005	<i>Zanjas de oxidación</i>	<i>Localidades</i>
<i>La Obra</i>	2007	<i>Rizofiltración, sistema batch</i>	<i>Localidades</i>
<i>TilTil</i>	2004	<i>Rizofiltración</i>	<i>Localidades</i>

^a De acuerdo al plan de saneamiento de Aguas Andinas S.A.

^b año de inicio indicado por la SISS.

^c A partir de este año se desarrolla un sistema de tratamiento optimizado.

Fuente: Elaborado a partir de información proporcionada por las Áreas de Producción y Medio Ambiente, Aguas Andinas S.A. y estudios ambientales específicos de cada planta.

II.5.1. Soluciones futuras para el Gran Santiago

El Cuadro 11 muestra que las soluciones futuras del Gran Santiago incorporarán a las plantas de tratamiento La Farfana y Los Nogales, las que junto a las plantas Santiago Poniente y El Trebal (existentes), concentrarán cerca del 90% de las aguas de la Región Metropolitana.

Estas grandes plantas funcionarán bajo la modalidad de lodos activados. La Figura 18 entrega el detalle de la planta de tratamiento El Trebal (lodos activados convencionales).

Planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal

El proceso de lodos activados comprende a su vez, dos instancias de tratamiento: línea aguas y línea lodos (ver figuras 19 y 20, respectivamente).

Este proceso depende de una alta concentración de microorganismos, agrupados en un flóculo que se mantiene suspendido por medio de agitación (Tebbutt, 1990). Durante el tratamiento primario, el agua es conducida a estanques de sedimentación. Aquí, la velocidad del flujo es reducida a magnitudes del orden de 1 cm/s, de modo que los sólidos sedimentables alcancen a depositarse en el fondo y la fracción más fina permanezca en suspensión. Generalmente, los sólidos sedimentados en el tratamiento primario (lodo primario) representan alrededor del 50% de los sólidos suspendidos totales (EMOS-Tesam, 1995).

Durante el tratamiento biológico, el agua entra en estanques de aireación de gran tamaño, donde existen microorganismos que utilizan como sustrato y fuente energética gran parte de la materia orgánica disuelta en el afluente (ver procesos de degradación). El efluente de esta etapa es bajo en sustancias orgánicas disueltas, pero contiene altas concentraciones de sólidos suspendidos (2000 – 8000 mg/L), y la biomasa debe ser removida mediante sedimentación secundaria (Metcalf y Eddy, 1991), lo que forma el lodo secundario. Parte del lodo secundario es recirculado e incorporado nuevamente al estanque de aireación, con el fin de mantener allí una cantidad de biomasa adecuada. El resto del lodo secundario es incorporado a la línea de lodo.

Completada la desinfección, se realiza la descarga de aguas servidas tratadas al cauce receptor. Las plantas El Trebal, La Farfana y Los Nogales, descargarán sus efluentes al río Mapocho.

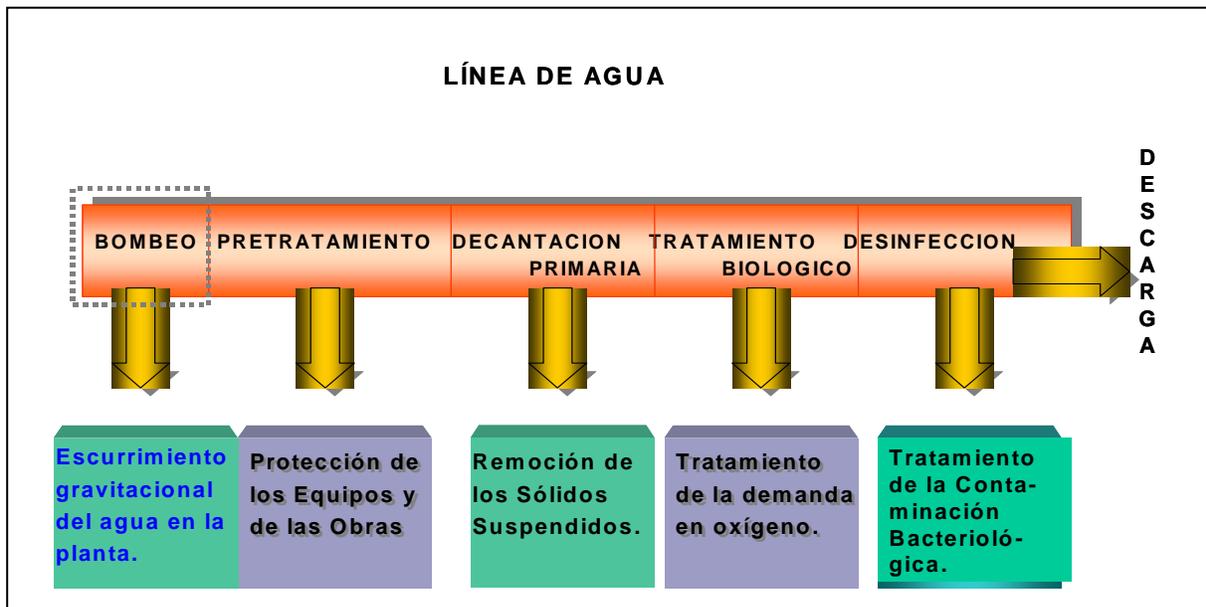


Figura 19. Esquema general del tratamiento de aguas servidas, "línea de aguas" en sistema de lodos activados convencionales, LAC (Emos-Tesam, 1995; Aguas Andinas, 2002c).

El lodo generado en una planta de tratamiento de lodos activados, es manejado en forma paralela en la "línea de lodos". El esquema general del tratamiento de las aguas servidas para la línea lodos se muestra en la Figura 20.

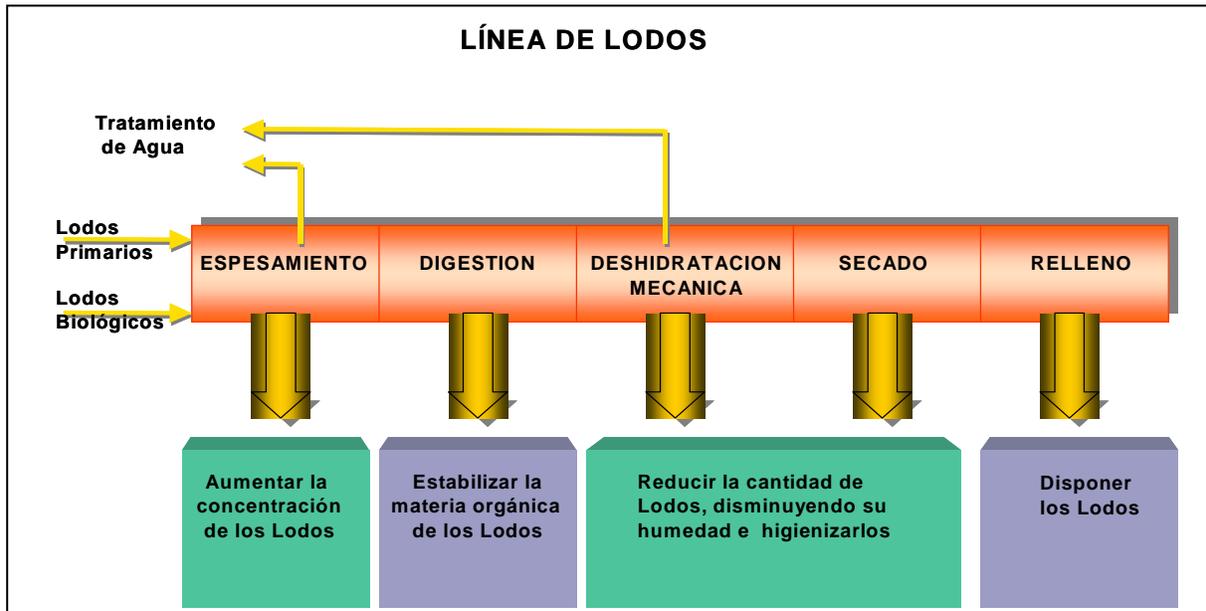


Figura 20. Esquema general del tratamiento de aguas servidas, "línea de lodos" en sistema de lodos activados convencionales, LAC (Emos-Tesam, 1995; Aguas Andinas, 2002c).

Durante la etapa de *espesamiento*, los sólidos que son removidos de la línea de agua en el tratamiento secundario son llevados a estanques espesadores, que los concentran a un contenido de 5% de materia sólida. Una vez espesados, los lodos primarios y secundarios, se bombean a los *digestores anaeróbicos*, donde la población bacteriana descompone y estabiliza anaeróbicamente la materia orgánica contenida en ellos, produciendo gases biogénicos, que son liberados a la atmósfera. Una fracción importante del biogas corresponde a metano y CO₂. Frecuentemente, una parte del biogas es utilizado para mantener la temperatura de los digestores en 35°C; la otra fracción es quemada en antorchas especializadas, o bien, es liberada a la atmósfera sin posibilidad de control.

Una de las etapas más importantes de la línea lodos es la *deshidratación* (secado de lodos), aquí la reducción de humedad de los lodos digeridos (estabilizados) se realiza mediante equipos mecánicos (como centrífugas, filtros de banda y filtros prensa), alcanzando una humedad remanente de 65 a 80%. Sin embargo, para bajar aún más el contenido de humedad y el volumen de los lodos, se utilizan las eras, *lechos o canchas de secado*, que permiten obtener concentraciones de sólidos del orden del 65% (35% de humedad).

Luego de deshidratados, los lodos son llevados a disposición final, frecuentemente a un monorelleno.

II. 5.2. Soluciones futuras para localidades

De acuerdo a los cuadros 9 y 11, las plantas de tratamiento Cexas y Talagante utilizarán el sistema de biofiltros, que corresponde a lechos de material granular (gravas) sobre el cual, el agua es rociada por un brazo giratorio, deslizándose entre el material que ha formado la población microbiana o zooglea, responsable de la oxidación de la materia orgánica y posterior floculación. Por lo general este sistema requiere de tratamiento previo como cribas, desarenadores y/o sedimentadores, los que a su vez generan lodos que deben ser manejados convenientemente en la instalación (Santibañez, 1994; Lora y Miró, 1978). Se consiguen rendimientos de hasta 90% en la remoción de la DBO y sólidos suspendidos. La gran desventaja es la rápida producción de ácido sulfhídrico y el incremento neto de la concentración de nitrógeno amoniacal (Metcalf y Eddy, 1991).

Las plantas de tratamiento Curacaví, El Monte, Isla de Maipo, Paine, Buin-Maipo y San José de Maipo, operarán a base de zanjas de oxidación (EMOS, 2000a, Aguas Andinas, 2002a; EMOS-Ambar, 1998 y 1999). Estas corresponden a largas zanjas, por lo general elípticas de circuito cerrado, que por medio de un rotor semi sumergido incorporan aire a la masa líquida, dándole cierta velocidad para evitar la sedimentación de sólidos. (Santibañez, 1994). Este sistema permite una remoción de la DBO cercana al 90% (Gálvez, 1988) y constituye una forma especial de aireación prolongada, con bajos costos de instalación; no es necesario el uso de decantadores primarios. Se utiliza sedimentación secundaria en la mayoría de los casos, recirculando el lodo sedimentado hacia la zanja de oxidación (Santibañez, 1994).

Las plantas de tratamiento de Til Til y La Obra, están proyectadas bajo la modalidad de rizofiltración (EMOS, 2000a). Este resultaría ser uno de los sistemas naturales de tratamiento de bajo requerimiento tecnológico y costo de mantención, útil para aguas con bajas cargas orgánicas.

No se encontraron parámetros de diseño específicos para dicho proceso, por lo tanto, se asumieron dos situaciones: eficiencia del 70% para la remoción de la DBO; la rizofiltración se implementará con las técnicas de infiltración rápida, mediante la aplicación de aguas residuales (10 a 60 cm/d) sobre surcos de suelo permeables que cuenten con sistemas de recolección basal para aguas clarificadas. Las plantas cultivadas en estos surcos, absorben el agua y los contaminantes quedan fijados en sus raíces. A medida que las raíces se saturan, se van cortando y eliminando (U. de Arizona, 2002).

Las plantas de tratamiento Esmeralda, Pomaire y Santiago Poniente continuarán operando sobre la base de lagunaje; sin embargo, Valdivia de Paine, por presentar un alto caudal de infiltración, ha sido diseñada sólo como tratamiento preliminar y desinfección final, debido a la flexibilidad ofrecida por el límite de vertido al río Maipo (EMOS 2000a; Aguas Andinas, 2002b).

La población de la Región Metropolitana será atendida progresivamente, dependiendo del área de servicio de cada planta de tratamiento, de acuerdo a lo indicado en los cuadros 12 y 13.

<i>Planta de tratamiento</i>	<i>Comunas atendidas</i>
<i>Santiago Poniente</i>	<i>Pudahuel y Lo Prado (al sur calle San Pablo).</i>
<i>El Trebal</i>	<i>Puente Alto, La Pintana, El Bosque, San Bernardo, Maipú y Cerrillos, y parcialmente La Florida y Estación Central.</i>
<i>La Farfana</i>	<i>La Reina, Peñalolén, Ñuñoa, Providencia, Santiago, San Joaquín, La Granja, San Miguel, La Cisterna, San Ramón, Lo Espejo, Macúl, P.A. Cerda, parcialmente la Florida y Estación Central.</i>
<i>Nogales</i>	<i>Las Condes, Vitacura, Recoleta, Quilicura, Conchalí, Independencia, Cerro Navía, Quinta Normal, Pudahuel y Lo Prado (al norte calle San Pablo).</i>

Fuente: *Elaborado a partir de información proporcionada por las Areas de Producción y Medio Ambiente, Aguas Andinas S.A. y estudios ambientales específicos de cada PTAS.*

Cuadro 13. Comunas atendidas por planta de tratamiento en localidades

<i>Planta de tratamiento</i>	<i>Comunas/localidades atendidas</i>
<i>Cexas</i>	<i>Melipilla</i>
<i>Esmeralda</i>	<i>Melipilla</i>
<i>Curacaví</i>	<i>Curacaví</i>
<i>Pomaire</i>	<i>Pomaire</i>
<i>Talagante</i>	<i>Talagante, Peñaflor, Malloco, Calera de Tango y Padre Hurtado</i>
<i>El Monte</i>	<i>El Monte, El Paico, Lo Chacón</i>
<i>Isla de Maipo</i>	<i>Isla de Maipo</i>
<i>Valdivia de Paine</i>	<i>Valdivia de Paine</i>
<i>Paine</i>	<i>Buín Oriente, Linderos, Paine y Alto Jahuel</i>
<i>Buín-Maipo</i>	<i>Buín Poniente y Maipo</i>
<i>La Obra</i>	<i>La Obra, Las Vertientes, El Canelo, El Manzano y Guayacán.</i>
<i>San José de Maipo</i>	<i>San José de Maipo</i>
<i>TilTil</i>	<i>Til Til</i>

Fuente: *Elaborado a partir de información proporcionada por las Areas de Producción y Medio Ambiente, Aguas Andinas S.A. y estudios ambientales específicos de cada PTAS.*

La información contenida en los cuadros 12 y 13, se resume en la Figura 21, que muestra la ubicación de las plantas de tratamiento contempladas en el programa de saneamiento de la RM.

II.6. PRODUCCION Y MANEJO DE LODOS

La cantidad de lodo generado por una planta de tratamiento variará de acuerdo al nivel de tratamiento establecido y la carga orgánica original del vertido (ver Cuadro 7). Los mayores volúmenes de lodo se producen durante el tratamiento secundario o biológico. El volumen de lodo se relaciona con la proporción de sólidos suspendidos de las aguas tratadas en cada proceso (Metcalf y Eddy, 1991; Lara, 1998). Metcalf y Eddy (1991) indican que los procesos de tratamiento aeróbicos generan un volumen de lodos mayor que los procesos anaeróbicos (hasta un 25% más), puesto que poseen un mayor rendimiento desde el punto de vista de la estabilización de la materia orgánica.

De acuerdo con el Cuadro 7, las plantas de tratamiento generan un lodo que es originario de los tratamientos primarios, secundarios y terciarios. Según Arata (1994) y USEPA (1999), sus principales diferencias derivan del color, contenido de sólidos y materia orgánica remanente. Así,

- El lodo primario posee color negro y olor desagradable, contiene entre 4 y 8% de sólidos secos, dentro del cual cerca del 80% corresponde a materia orgánica.
- El lodo secundario depende del sistema unitario utilizado. Cuando proviene de un biofiltro, es de color pardo y olor a tierra y posee un contenido de sólidos secos variable entre 0,5 y 2%, del cual un 65 a 75% es materia orgánica. Para el caso de lodos generados por lagunaje y lodos activados, contienen menos del 1% de sólidos secos, con un porcentaje de materia orgánica que varía entre el 70 y 85% y huelen bastante mal.
- El lodo terciario tiene menor contenido orgánico. Al derivar del tratamiento terciario, también comprende una fracción del lodo secundario y primario. Estos lodos pueden ser digeridos (aeróbica o anaeróbicamente). Dependiendo del caso, el lodo resultante puede ser pardo oscuro, inocuo y con olor a tierra, cuando se trata de una digestión aeróbica; y negro, que huele a alquitrán, cuando se trata de una digestión anaeróbica.

La composición de estos lodos, también depende de la naturaleza de las aguas servidas y del proceso de tratamiento empleado, lo que genera situaciones origen-dependiente. Es posible generalizar la tipificación del lodo, de acuerdo a lo establecido por Hernández (2001), como se muestra en el Cuadro 14.

Cuadro 14. Composición de diferentes tipos de lodo

Parámetro	Unidad	Tipo de Lodo		
		Lodo Primario	Lodo Secundario	Lodo de Digestión Anaeróbica ^a
Sólidos suspendidos	(g/hab./día)	30 – 36	18 – 29	31 – 40
Contenido de agua	(%)	92 – 96	97,5 – 98	94 – 97
Sólidos susp. volátiles	(% de SS)	70 – 80	80 – 90	55 – 95
Grasas	(% de SS)	12 – 16	3 – 5	4 – 12
Proteínas	(% de SS)	4 – 14	20 – 30	10 – 20
Carbohidratos	(% de SS)	8 – 10	6 – 8	5 – 8
pH	(% de SS)	5,5 – 6,5	6,4 – 7,5	6,8 – 7,6
Nitrógeno	(% de SS)	2 – 5	1 – 6	3 – 7
Fósforo	(% de SS)	0,5 - 1,5	1,5 - 2,5	0,5 - 1,5
Coliformes fecales	(NMP/100 ml) ^b	10 ⁵ – 10 ⁶	10 ⁶ - 10 ⁸	10 ⁶ - 10 ⁸

^a Proceso de digestión de lodos más frecuente

^b NMP: número más probable

Fuente: Adaptado de Hernández (2001).

Existen variadas formas de manejar el lodo dentro de las instalaciones de tratamiento, algunas de ellas se indican en el Cuadro 15.

Cuadro 15. Alternativas para el manejo de lodos en instalaciones de tratamiento de aguas servidas

Procedencia del Lodo	Procesos de gestión del Lodo		
	Deshidratación	Estabilización	Evacuación y disposición final
Pretratamiento	Espesamiento	Digestión aeróbica	Recuperación de subproductos
Sedimentación	Floculación	Digestión anaerobia	Lagunaje
Floculación	Flotación	Oxidación húmeda	Vertido en terreno (land farming)
Flotación	Evaporación	Incineración	Vertido al mar
Filtración	Centrifugación	Calcinación	Vertedero
Precipitación	Filtros de prensa	Digestión anaeróbica	Vertedero
Lagunas de estabilización	Lechos de secado	Digestión anaeróbica	Lombricultura, compostaje, uso en agricultura
Lagunas aireadas	Lechos de secado	Digestión aeróbica	Lombricultura, compostaje, uso en agricultura
Filtros percoladores	Lechos de secado	Digestión anaeróbica	Lombricultura, compostaje, uso en agricultura
Lodos activados	Espesamiento, Centrifugación y Canchas de secado	Digestión anaeróbica	Monorelleno, compostaje, uso en agricultura

Fuente: Elaborado a partir de Lora y Miró (1978)

Así mismo, Bresters et. al, 1997, señalan que existen numerosas vías para la eliminación o disposición final de los lodos (Figura 22).

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, 1999), establece que los lodos y las cenizas provenientes de su incineración pueden ser dispuestos en rellenos sanitarios al igual que los residuos sólidos municipales, compostados (reciclados) junto con otros residuos sólidos orgánicos domésticos o utilizados como cobertura diaria o parte de la cobertura final de un relleno sanitario. No obstante, en otros países, las principales vías para la eliminación de lodos residuales consideran la disposición final en rellenos sanitarios, la aplicación a suelos agrícolas, la incineración y el vertido al mar. Esta última alternativa ha sido prohibida al nivel mundial y países como Reino Unido y España, han dejado de ejercerla a partir del año 2000.

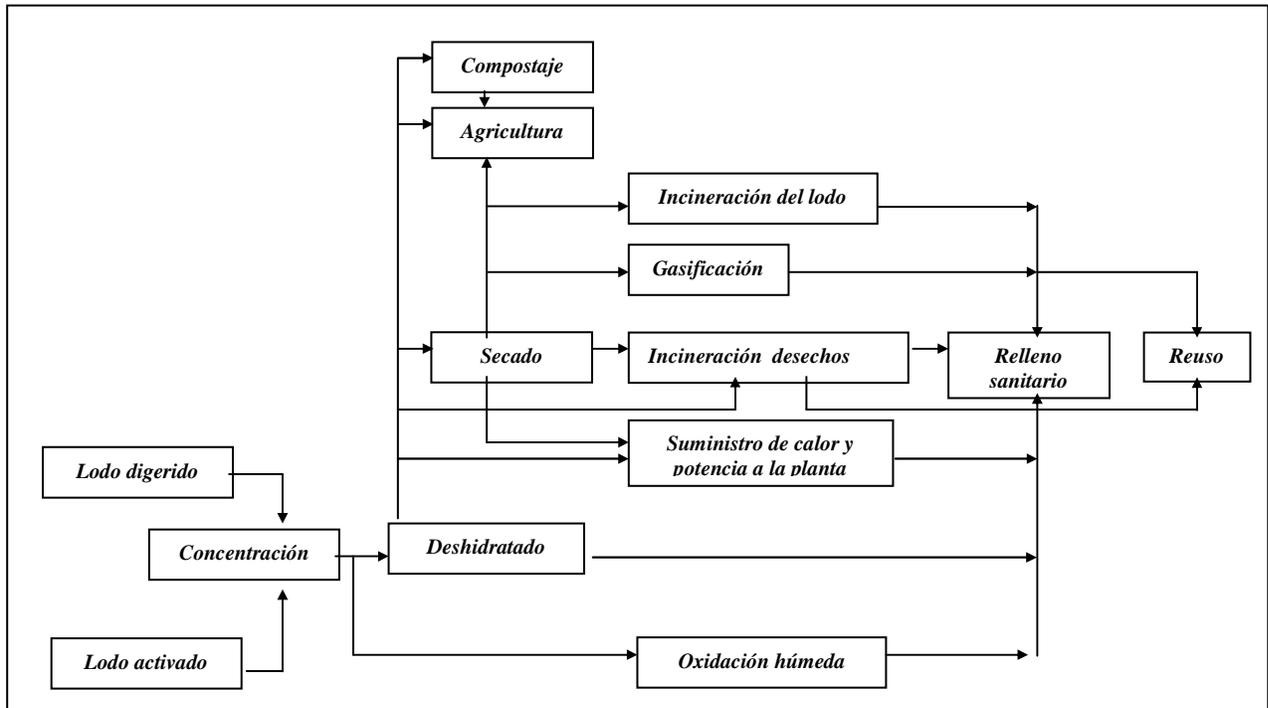


Figura 22. Alternativas para el manejo de lodos (Bresters et al., 1997).

De acuerdo a lo discutido en el punto II.5., los sistemas de tratamiento que se establecerán en la Región Metropolitana en el corto y mediano plazo, por lo general serán de tipo aeróbico y generarán volúmenes variables de lodo, que serán manejados de acuerdo a la tecnología seleccionada en cada planta de tratamiento.

Estudios realizados por la Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias (EMOS, 2000a) en la Región Metropolitana preveen que las plantas depuradoras generarán 2,8 toneladas de lodo seco al día (año 2000), mientras que a partir de diciembre del año 2001 se esperarían unas 60,16 toneladas secas por día, hasta generar más de 400 toneladas secas diarias en el año 2027 (EMOS, 2000a). Este violento incremento se debe a la puesta de marcha de las tres plantas de tratamiento de mayor relevancia en la RM, planificadas sobre la base de lodos activados. El aporte de lodos de las plantas en localidades es sustancialmente inferior debido a la naturaleza de los procesos de tratamiento.

Los lodos generados en la Región Metropolitana responden a las características indicadas en el Cuadro 16.

Cuadro 16. Caracterización de lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas servidas de la Región Metropolitana

Tipo de lodo	Parámetro					PTAS	Referencia
	DBO ₅	DQO	SSV	SST	M.O.		
	(g/kg)	(g/kg)	(%)	(%)	(%C)		
Lodo primario aeróbico anaeróbico	30-35	300-460	53,5 52	10 51,37		Stgo. Poniente Stgo. Poniente	EMOS, 2000d EMOS, 2000d, EMOS 2000b.
Lodo secundario	300-310	608 1500-1800	41,13 60	64,16 30,34	45,9 57,6	Cexas Stgo. Poniente	EMOS-Ifarle, 1999 EMOS, 2000d
Lodo digerido		657	45 48,35 60	70 56 72,79 89,53	58,7 52,7-61,4 54,4 43,6	Cexas Cexas Cexas El Trebal	EMOS-Ifarle, 1999 EMOS 2000b. Aguas Andinas, 2002 ^b Anam - Aguas Andinas, 2002
Lodo encalado				20,76	37,02	San José de Maipo	Anam-Aguas Andinas, 2002

^b Informes de laboratorio, análisis físico químico de lodos. Laboratorio Las Vizcachas. Aguas Andinas S.A., Planta El Trebal. 2002.

La Figura 23, complementa la información entregada por el Cuadro 5 y muestra las características de los lodos que son producidos por las distintas líneas de tratamiento: aireación prolongada y de mediana y alta carga, que son utilizadas en la Región Metropolitana.

La Figura 23 muestra que, de haber tratamiento primario en la depuración de las aguas servidas de la Región Metropolitana, se esperarían cargas inorgánicas más altas en los lodos primarios que en los secundarios. Los lodos biológicos provenientes del proceso de lodos activados tendrían una carga orgánica mayor a 0,4 kg DBO/kg SS; los sistemas de lagunaje originarían lodos con una carga orgánica inferior (0,15 kg DBO/kg SS) y en las plantas de tratamiento que operarán bajo sistema de aireación extendida, los lodos evacuados presentarían cargas orgánicas aún menores (0,07 a kg DBO/kg SS). La potencialidad de emisión de gases de efecto invernadero desde el lodo evacuado en cualquiera de las líneas de tratamiento, dependerá entonces de la caracterización de estos lodos y la carga orgánica que ingrese a cada sistema de tratamiento.

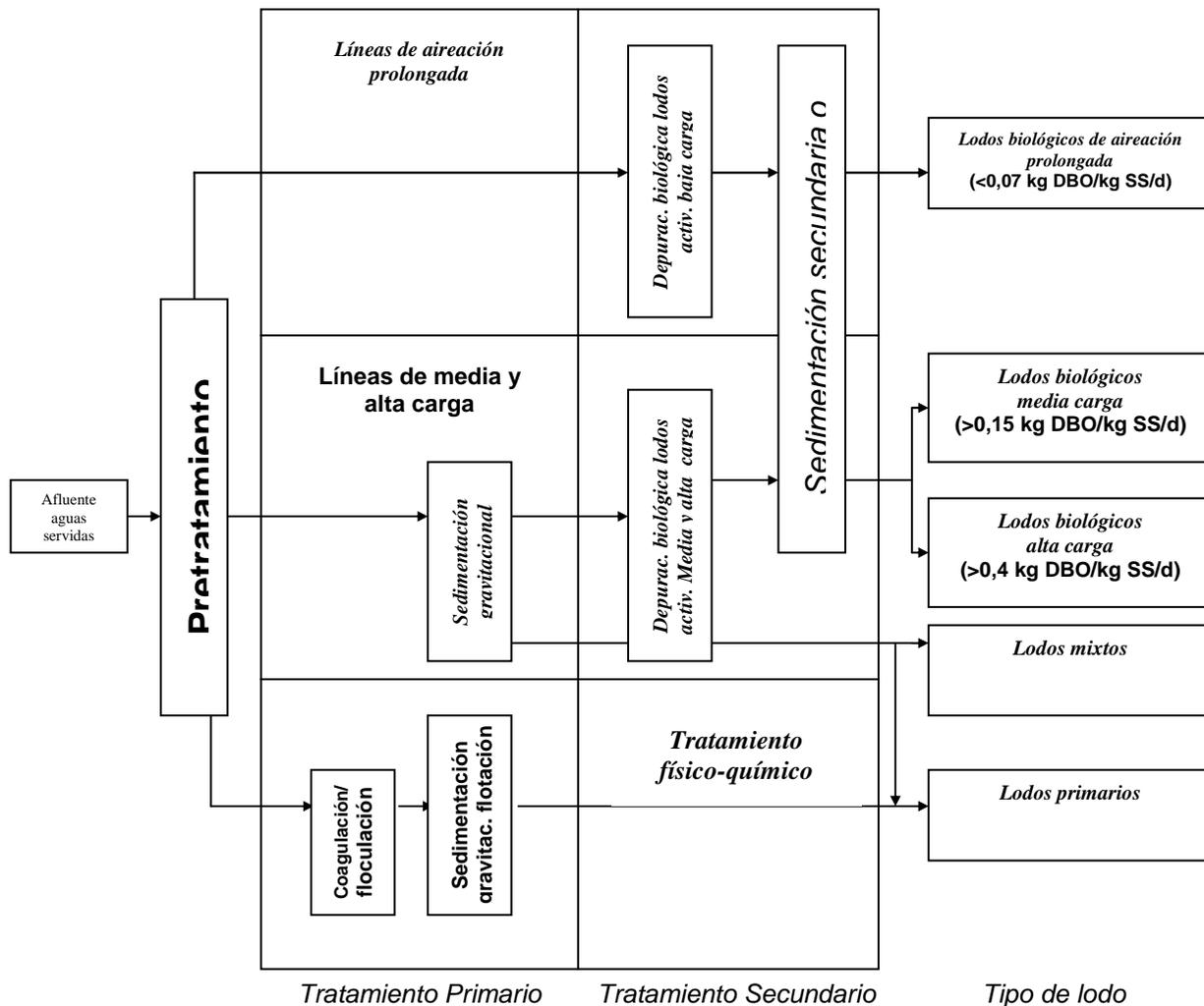


Figura 23. Vías de producción de lodos y sus características (Adaptado de Vanden Bossche, 2002).

II. 6.1. Producción y manejo de lodos en el Gran Santiago

Los lodos generados en las plantas de tratamiento del Gran Santiago agrupan más del 90% del total producido en la Región Metropolitana. Dependiendo de la puesta en marcha de cada planta de tratamiento, se generará una cantidad creciente de lodos.

Para efectos genéricos, la planta Santiago Poniente, produciría entre 0,6 y 1,1 m³ de lodo por cada 1000 m³ de agua tratada (Fuentes, 1996). Sin embargo, a partir del 2004, esta planta de tratamiento dejará de funcionar y su área de servicio será cubierta por la planta La Farfana, que operará como lodos activados, generando cerca de 200 toneladas de lodo seco al día.

El volumen de lodo generado por las plantas del Gran Santiago, cubren el 95% del total producido en la Región Metropolitana. Las características de estos lodos se mostraron en

el Cuadro 16, donde, la planta de tratamiento El Trebal presenta lodos digeridos de similar carga orgánica que el evacuado en la planta Santiago Poniente.

De acuerdo a lo discutido en el punto II.5.1. la gestión de los lodos dentro de una planta de lodos activados debe realizarse a gran escala y esto involucra: reciclado, espesado, digestión anaeróbica, deshidratado mecánico y secado solar como se indica en la Figura 24 (ver también figuras 18 y 20).

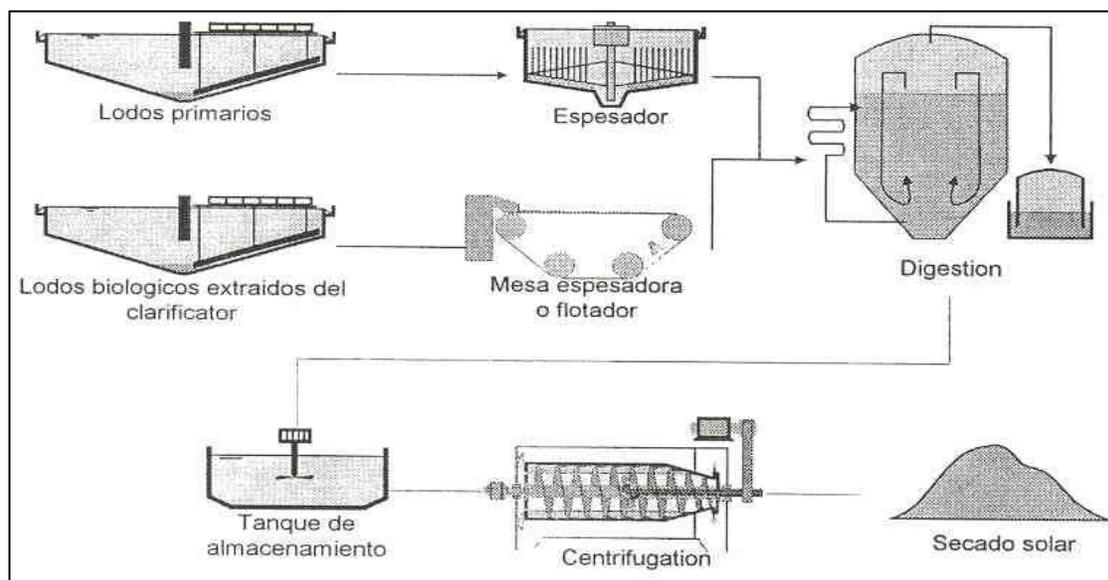


Figura 24. Manejo de lodos generados en las grandes plantas de tratamiento de la Región Metropolitana (Vanden Bossche, 2002).

Luego del secado solar, el lodo generado en El Trebal es llevado a un monorelleno para su disposición final; lo mismo ocurrirá en las plantas Farfana y Nogales.

La modalidad en la gestión del lodo, incide en el grado de estabilización de los componentes orgánicos presentes en él, por tanto es una etapa decisiva al momento de establecer los mecanismos para control y manejo de los gases orgánicos generados por esta vía.

II. 6.2. Producción y manejo de lodo en localidades

De acuerdo a EMOS (2000a) en el año 2000, las localidades producían alrededor de 0,16 toneladas de lodo seco al día proveniente de los diversos sistemas de tratamiento existentes a esa fecha, alcanzando las 7,4 toneladas diarias para el año 2009 y cerca de 12 toneladas diarias en el 2027. Naturalmente esta producción es pequeña y prácticamente marginal respecto a la proveniente de los sistemas de lodos activados. En general, los lodos evacuados desde sistemas de tratamiento en localidades, tendrían una gestión como la señalada en la Figura 25 (Vanden Bossche, 2002).

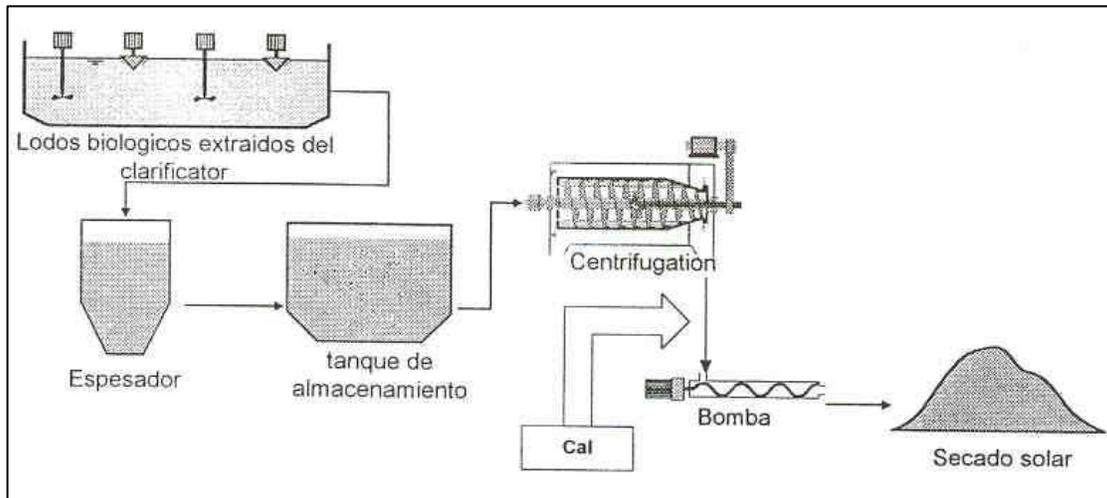


Figura 25. Manejo de lodos generados en las plantas de tratamiento de localidades, Región Metropolitana (Vanden Bossche, 2002).

En las plantas de localidades se tiene un aporte per capita estimado entre 40 y 60 gramos de sólidos suspendidos (gSS/hab/día), lo que generaría aproximadamente 10 gramos de lodo seco por día para el caso de los biofiltros y 50 g/hab/día para lagunas aireadas-facultativas. De acuerdo a Heide (1982), en las zanjas de oxidación la producción de lodo varía entre 35 y 45 g/hab/día a lo largo del año, con un contenido medio de sólido seco de 20 kg/m³ de lodo húmedo.

El lodo estabilizado en el proceso (en las zanjas, clarificadores o a través de la aplicación de cal), puede ser deshidratado directamente en canchas de secado solar o mecánicamente, mediante centrifugación (Vanden Bossche, 2002).

Al igual que en las grandes plantas de tratamiento del Gran Santiago, la cantidad de lodo producido en las localidades se relaciona con el contenido de materia orgánica de las aguas y en especial del contenido de sólidos suspendidos removido durante el sistema de tratamiento (ver Cuadro 14). Así mismo, los lodos generados por la planta Cexas presentarían un mayor contenido orgánico que los evacuados en la planta San José de Maipo (ver Cuadro 17), ya que están sometidos a un proceso de digestión anaeróbica.

III. METODOLOGIA

Para la estimación de las emisiones de los gases con efecto invernadero desde las aguas servidas generadas en la Región Metropolitana, se siguieron los pasos metodológicos descritos a continuación.

1. Se determinó el tipo de gestión ambiental actual y proyectada para las aguas servidas durante los próximos 25 años. Se trabajó con las plantas de tratamiento de aguas servidas existentes y proyectadas para la Región Metropolitana, que corresponden al área de concesión de la empresa Aguas Andinas S.A. Esto incluyó determinar las vías seguidas por el flujo de aguas servidas generado por la población correspondiente por área de servicio y los caudales tratados en los distintos años modelados, de acuerdo a lo indicado en la Figura 26.

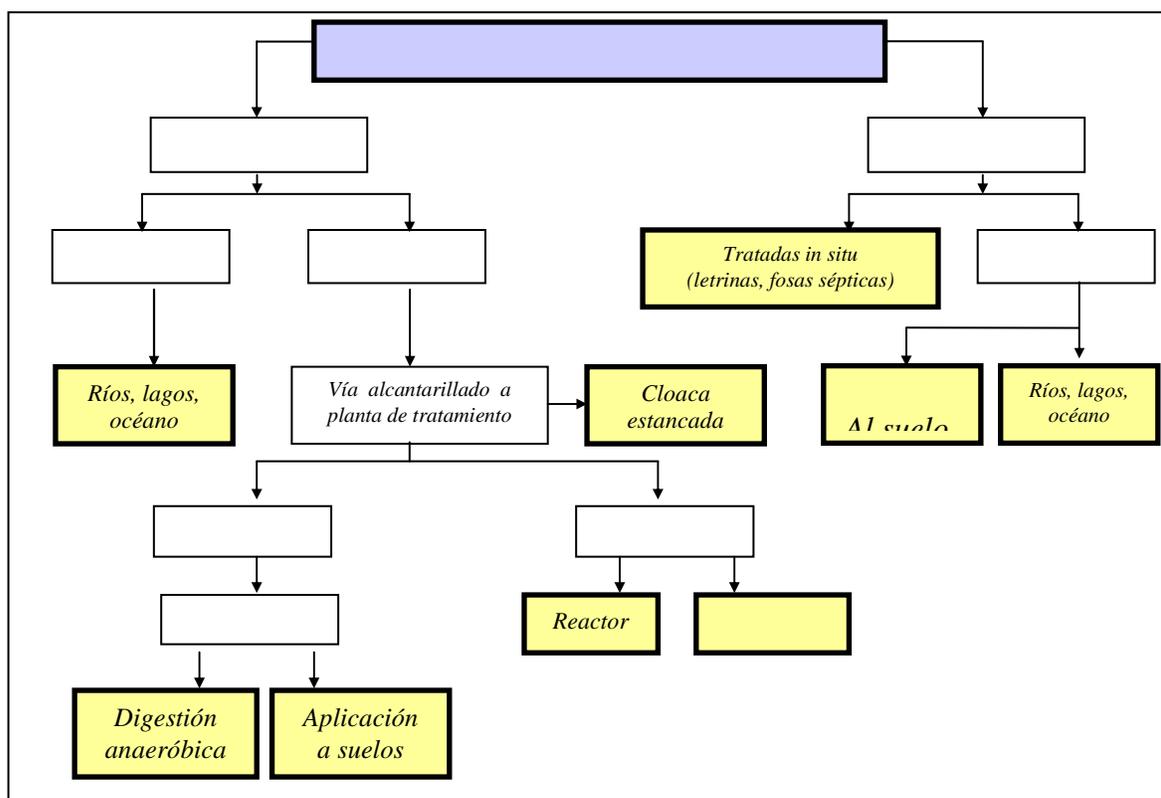


Figura 26. Flujo de aguas servidas a determinar para la Región Metropolitana

Este procedimiento, permitió por una parte, establecer *a priori* aquellas secciones que según el IPCC (2000) presentan una alta probabilidad de emitir GEI (celdas de color amarillo) y por otro lado, plantear el modelo conceptual para esta tesis.

2. Se buscó información referente a métodos nacionales y extranjeros existentes para la estimación de emisiones GEI, de acuerdo al tipo de gestión ambiental identificada para la Región Metropolitana. Se verificaron los procedimientos metodológicos empleados en estudios similares como los publicados por INIA (1999 y 2000), CONAMA (1999), Freibauer *et al.* (2001) y USEPA (1997 y 2000). Así mismo se revisaron los inventarios anuales de distintos países publicados por el IPCC y la

UNFCCC (2002) como Reino Unido, Australia, Japón, Alemania y USA, entre otros, y diversas publicaciones científicas del mismo ámbito, entre las que destacan las elaboradas por Lexmond y Zeeman (1995), Doorn y Liles (1999) y Doorn *et al.* (1997), las que forman parte de las referencias bibliográficas sugeridas por el IPCC en la versión actualizada de las guías metodológicas para la elaboración de inventarios desde el manejo de aguas residuales (IPCC, 2000).

3. Se caracterizaron las aguas servidas de la Región Metropolitana, estableciéndose la importancia de los principales parámetros que intervienen en la emisión de GEI. Para ello, se consideraron los valores de cada parámetro de acuerdo al comportamiento máximo horario registrado durante el año 2002 (Cuadro 5, punto II.2.). Esta información se elaboró a partir de los datos contenidos en diversos Informes de laboratorios especializados y corresponden al percentil 50 de las muestras obtenidas en condiciones de campo, durante las campañas de muestreo quincenales realizadas durante el año 2002 (Anam-Aguas Andinas S.A., 2002).
4. Entre los modelos encontrados en la literatura, se seleccionaron aquellos que más se ajustaron a la realidad de la Región Metropolitana (Anexos A.1. a D.4.).
5. Se verificó la existencia de parámetros nacionales que permitieran alimentar los modelos seleccionados.
6. Se consideraron los parámetros de diseño y los datos de actividad sanitaria indicados en el Anexo B. Se revisaron las fuentes de referencia relevantes para la obtención de información nacional, entre ellas: INE, SISS, empresas sanitarias y laboratorios del rubro, artículos científicos, estudios ambientales (Anexo A.3.), información histórica, juicio de expertos y experiencia profesional.
7. En ausencia de valores nacionales, se identificaron los valores por defecto para los parámetros requeridos, que facilitarían la aplicación del método seleccionado para cada gas y subfuente generadora, como ocurre frecuentemente con los factores de emisión y conversión.
8. Toda la información generada por esta tesis fue sistematizada y trabajada de acuerdo a lo recomendado por las guías metodológicas desarrolladas por el IPCC, referentes al módulo "residuos antrópicos" (IPCC, 1997a,b y 2000), siendo codificada e ingresada a un administrador de bases de datos (Excel 2000, versión 9,0).
9. Las estimaciones parciales de cada gas, se efectuaron sobre varios escenarios, considerando distintas estrategias de gestión.
10. Una vez calculadas, las estimaciones para cada gas fueron llevadas a una expresión común de análisis (CO₂ equivalentes), que permite establecer el potencial de calentamiento de cada gas en relación al potencial de calentamiento global del dióxido de carbono, para luego, determinar el poder de calentamiento global (PCG) desde las aguas servidas gestionadas en la Región Metropolitana, para los distintos escenarios modelados.
11. No se consideraron las emisiones provenientes de los residuos industriales líquidos, aún cuando una fracción de éstos puede ser manejada como residuos asimilables a aguas servidas domésticas con elevada carga orgánica y por lo tanto, ser tratados conjuntamente en una planta de tratamiento. Se estima que la Región Metropolitana tendría una descarga industrial continua de aproximadamente 212.000 m³/día

(Figueiredo y Ferraz, 1997, citado por Emos 2000c), pero no se contó con información en relación a la distribución geográfica de ese caudal y tipo de efluente industrial que podría ser tratado en cada planta de tratamiento.

El procedimiento metodológico descrito, se esquematiza en la Figura 27.

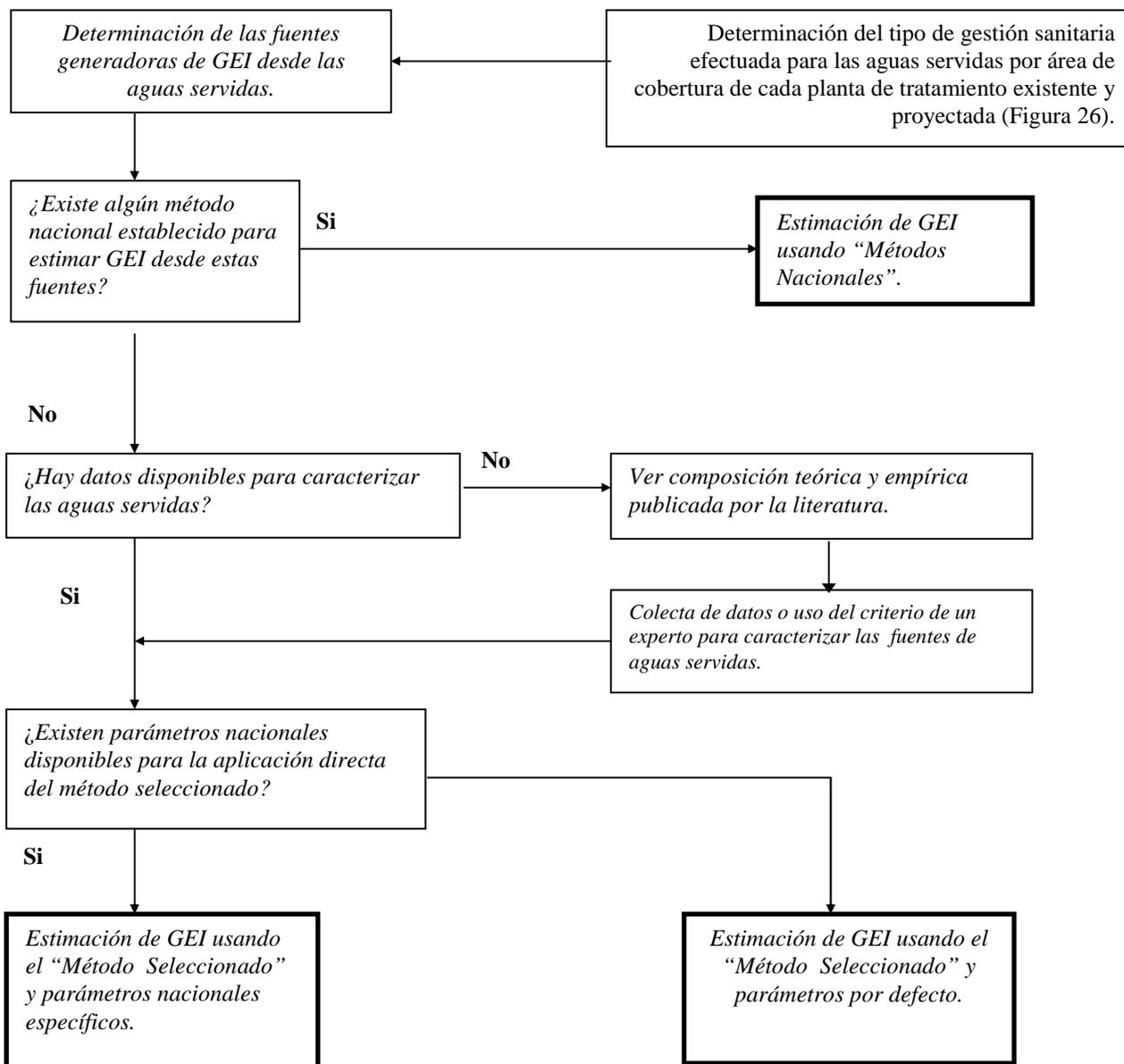


Figura 27. Esquema para la toma de decisiones del procedimiento metodológico aplicado.

III.1. MODELO CONCEPTUAL

Los modelos propuestos se basan en el modelo conceptual de la emisión de gases de efecto invernadero (Figura 28), planteado de acuerdo a la gestión sanitario ambiental de las aguas servidas en la Región Metropolitana. En general, el modelo considera tres subfuentes emisoras:

- ⇒ aguas servidas tratadas (AST)
- ⇒ lodos tratados y dispuestos (LT)
- ⇒ escurrimiento y disposición de aguas servidas no tratadas en planta, sino a través de un método *in situ* (ASNT)

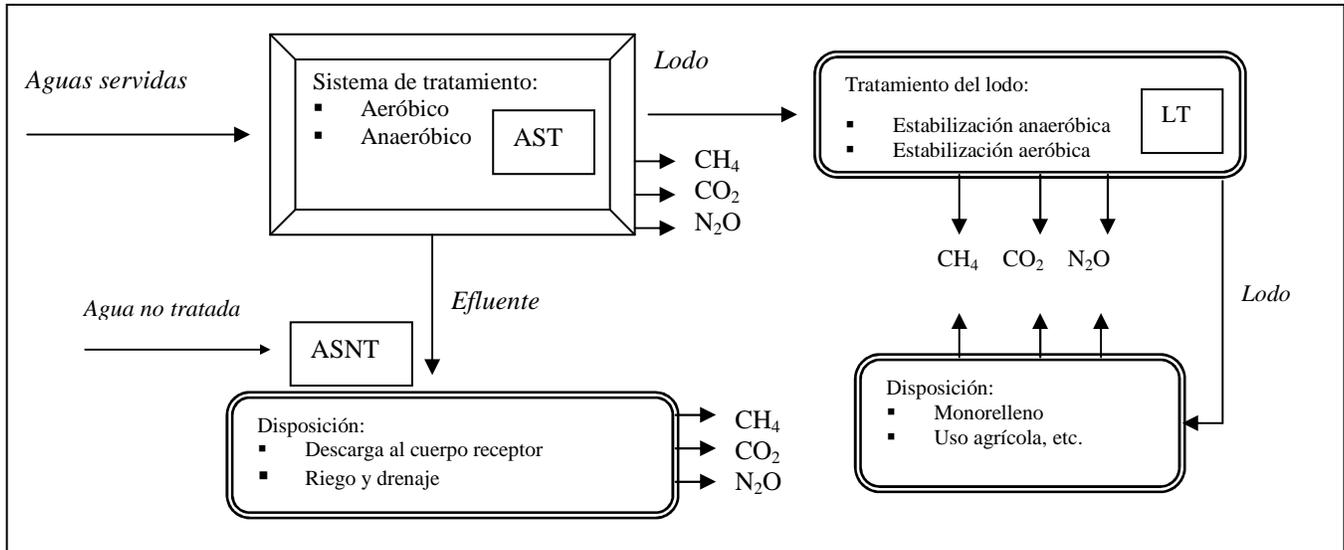


Figura 28. Modelo conceptual de emisión de gases de efecto invernadero, desde aguas servidas.

Cabe precisar que en este modelo, el CO_2 corresponde al gas emitido debido al consumo de energía requerido durante el tratamiento y remoción de la materia orgánica contenida en las aguas servidas y lodos, así como el emitido desde el sitio de disposición final de estos últimos. Para el caso de las aguas servidas no tratadas, este gas provendría de la materia orgánica degradada aeróbica y anaeróbicamente, por lo tanto, de acuerdo al IPCC (1997a,b) el CO_2 se encontraría en condiciones de equilibrio y por ende, no se considera como fuente emisora.

III.2. MODELOS PARA LA ESTIMACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Los modelos seleccionados, en general y dependiendo de la subfuente emisora, corresponden a los planteados y publicados en los documentos de trabajo del IPCC

(IPCC, 2000). Los demás modelos fueron planteados por otros autores, que son referentes para el IPCC en estas materias. Corresponden a modelos matemáticos lineales que relacionan datos de actividad sanitaria con parámetros de diseño y factores de emisión, que se basan en los procesos bioquímicos de la descomposición de la materia orgánica presente en las aguas servidas y lodos.

Las emisiones en la “línea aguas” se estiman a partir de los datos de actividad (población atendida, caudal tratado, carga orgánica). Estos se multiplican por la fracción de las aguas tratadas en planta de tratamiento (aeróbica o anaeróbicamente) u otro parámetro de diseño y luego, se multiplican por el factor de emisión específico para cada gas (valor por defecto), lo que da una estimación del gas emitido. En ocasiones se utiliza un factor de conversión, para homogeneizar las unidades de cálculo.

Aunque esta metodología es aplicada por la USEPA y el IPCC, sólo para las estimaciones de CH₄ y N₂O, respectivamente, también resulta válida para el CO₂, con la diferencia que incorpora otros factores de emisión y de requerimiento energético, como los indicados por Lexmond y Zeeman (1995), puesto que además de los procesos bioquímicos, esta modelación considera el consumo de energía y combustible.

Las emisiones en la “línea lodos” son estimadas a partir de los mismos datos de actividad sanitaria que los usados para la línea aguas. Estos se multiplican por parámetros de diseño (como eficiencia de tratamiento, lodo producido, fracción del lodo tratado aeróbica o anaeróbicamente, entre otros) y luego, se multiplican por factores de emisión y conversión específicos para cada gas, lo que da una estimación del gas emitido de acuerdo al tipo de tratamiento que lo genera y la forma en que son manejados durante la disposición final.

Las emisiones de CH₄ y CO₂ desde dicha fuente, fueron determinadas de acuerdo a la metodología propuesta por Lexmond y Zeeman (1995). Para las emisiones de N₂O se utilizó la metodología sugerida por el IPCC (2000).

Las emisiones desde las “aguas servidas no tratadas”, se estiman de la misma forma descrita para la línea aguas, pero considerando la población que no es atendida por planta de tratamiento. Las estimaciones de CH₄ y N₂O se realizan de acuerdo al IPCC, Doorn y Liles (1999) y USEPA (1997). Como se mencionó anteriormente, el CO₂ generado desde esta fuente no fue considerado, ya que el IPCC indica que en aguas de escurrimiento superficial, el CO₂ se encuentra en equilibrio con su concentración atmosférica (IPCC, 1997b).

La nomenclatura de cada modelo se estableció para este estudio, en función de los autores originales y la fuente generadora de GEI. La información requerida por los modelos se entrega en los Anexos.

III.2.1. Estimaciones para metano

Para estimar las emisiones de metano, se utilizaron los modelos que se indican a continuación:

a) IPCC-US1AST-CH4

- b) LZ1L-CH4
- c) IPCC-DLUS1ASNT-CH4

La información requerida por los tres modelos se entrega en los Anexos A.1., A.2. y A.3., respectivamente.

- a) Modelo IPCC-US1AST-CH4

Responde a la Ec.1:

$$CH_4 [Tg / año] = \sum \left([P_{pt} * DBO_p * F_{DBO} * FEM] - MR \right) * 10^{-12} \quad (Ec. 1)$$

donde;

CH_4 = emisión anual de metano producido durante el tratamiento de aguas servidas (Tg/año);

P_{pt} = población servida por planta de tratamiento (N° habitantes);

DBO_p = demanda química de oxígeno per cápita (g/hab/año);

F_{DBO} = fracción de la DBO fácilmente degradada por tipo de tratamiento (0-1);

FEM = factor de emisión de metano (g CH4/gDBO);

MR = metano recuperado (kg/año);

10^{-12} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Este modelo corresponde a la metodología por defecto indicada por el IPCC (2000), pero que fue modificada de acuerdo a USEPA (1997), de modo que fuera posible incorporar valores específicos de cada planta de tratamiento. Se utilizó para estimar la emisión de CH_4 desde aguas servidas tratadas en instalación de tratamiento. Además, el modelo IPCC-US1AST-CH4 incorpora como parámetro el metano que es recuperado en la planta de tratamiento.

Los parámetros de entrada para este modelo se indican en el Anexo A.1. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento se entregan en el Anexo B.

Población servida por planta de tratamiento (P_{pt}). Este parámetro depende directamente de la población conectada al sistema de alcantarillado (N° de habitantes). Se trabajó con los porcentajes de cobertura de tratamiento existentes al año 2002 y los proyectados en los diferentes escenarios cubiertos por el plan de saneamiento de Aguas Andinas. Para el Gran Santiago y localidades, la proyección de este parámetro fue determinada de acuerdo al modelo de crecimiento geométrico (EMOS-Cade Idepe, 1995), salvo para la proyección de la población saneada de la planta de tratamiento La Obra, en la que se utilizó el modelo de crecimiento vegetativo (Santibañez, 1994), que ha sido el tipo de crecimiento

de la población durante las últimas décadas². En ambos casos, se consideró la variación poblacional intercensal, por sector urbano-rural (años 1982-1992) y los resultados preliminares del censo 2002. Los valores proyectados para la población conectada a alcantarillado y planta de tratamiento del período analizado, se indican en el Anexo B.1.

Demanda biológica de oxígeno per cápita (DBO_p). Este parámetro se puede obtener a partir de datos experimentales para cada planta de tratamiento. Cuando no los hubo, se adoptaron los valores por defecto señalados en el Cuadro 6. Para obtener la carga orgánica anual, la carga per cápita se multiplica por 365. Los valores utilizados para esta modelación se indican en el Anexo B.2.

Fracción de la DBO fácilmente degradada (F_{DBO}). Se puede calcular para cada planta de tratamiento directamente a partir de la información entregada por la autoridad sanitaria o la empresa encargada. También se puede obtener sobre la base de la información existente relativa al diseño del sistema de tratamiento utilizado en cada planta de tratamiento. Alternativamente, se pueden usar valores por defecto indicados por la literatura especializada. Así, el valor máximo es 100 expresado en porcentaje o 1 expresado como fracción. Los valores adoptados para este parámetro se entregan en el Anexo B.2.

Factor de emisión de metano (FEM). Expresado como (gCH₄/gDBO) varía dependiendo de la carga orgánica presente en el flujo de aguas (carbohidratos, grasas y proteínas). Se utilizaron valores por defecto indicados en la literatura. Cabe destacar que el factor de emisión de metano ha sido modificado recientemente, reemplazando el factor 0,22 kg de CH₄/kg de DBO por 0,6 kg de CH₄/kg de DBO, según lo señalado por el IPCC en la versión actualizada de las guías metodológicas para la elaboración de inventarios de GEI desde el sector residuos (IPCC, 2000) (Anexo A.1.).

Metano recuperado (MR). La cantidad de metano recuperado en cada planta de tratamiento, se obtuvo a partir de las empresas sanitarias o la superintendencia de servicios sanitarios (Anexo B.2.). Pero dependiendo del escenario modelado, el porcentaje de biogas recuperado fue asumido por esta tesis.

El IPCC no considera una metodología por defecto para el metano emitido desde el lodo dentro del sector residuos, pero recomienda que en el caso de existir información relacionada con el manejo del lodo dentro o fuera de la instalación, éste puede ser trabajado como módulo aparte (IPCC, 2000). Para esta metodología, el IPCC recoge los trabajos realizados por Lexmond y Zeeman (1995), que permiten estimar la emisión de CH₄ desde lodos tratados y dispuestos en la planta de tratamiento, como ocurriría por ejemplo en el caso del relleno sanitario y más precisamente, en un monorelleno diseñado para el depósito de lodos.

El modelo desarrollado por Lexmond y Zeeman (1995), corresponde a su vez, a una adaptación del modelo empleado por Safley *et al.* (1992) y Gibbs y Woodbury (1993) para estimar metano proveniente del manejo de purines. El modelo LZ1L-CH₄ se expresa de acuerdo a la Ec. 2:

² $CH_4 [Tg/año] = \sum (Q_{espect} * F_{li} * RQ_{agua} * DQ_{agua} * \eta_{s} * L * \beta * F_l * \eta_l) * FEM_l * F_{conv} * 10^{-9}$

(Ec.2)

donde;

- CH_4 = metano producido por el lodo generado por sistema de tratamiento (Tg/año);
- Q_{as} = caudal de aguas servidas tratadas, por tipo de tratamiento ($m^3/año$);
- F_{as} = fracción de las aguas servidas tratadas por sistema (fracción aeróbica, F_a o fracción anaeróbica, F_{an});
- ROT_{as} = residuo orgánico total en las aguas servidas, expresado como DQO (kg/m^3);
- DQO_b = fracción biodegradable de la DQO;
- η_{as} = eficiencia de remoción de la DQO en el agua, expresada como fracción;
- L = producción específica de lodo ($kgDQO/kgDQOr$), expresada como fracción;
- β_o = máxima capacidad de producción de metano, por tipo de lodo (m^3/kg lodo);
-
- F_i = fracción del lodo tratado por tipo de tratamiento;
-
- η_i = eficiencia de tratamiento del lodo por sistema de tratamiento, expresada como fracción;
- FEM_i = factor de emisión de metano desde el sistema de tratamiento del lodo;
- F_{conv} = factor de conversión para llevar volumen a peso (16/22,4);
- 10^{-9} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Los parámetros de entrada para este modelo se indican en el Anexo A.2. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento se entregan en los Anexos B.2., B3 y B.4.

Caudal de aguas servidas tratadas por tipo de tratamiento (Q_{as}). Corresponde al caudal tratado aeróbica o anaeróbicamente, se obtuvo de los estudios específicos en la materia (Anexo B.3.) y lo indicado por la empresa sanitaria y la SISS. Las proyecciones se realizaron sobre la base de población, dotación de agua potable, coeficiente de recuperación y caudales de infiltración para cada área de servicio, de acuerdo a la metodología utilizada por EMOS (EMOS-Ifarle, 1998b). Para cuando no hubo datos sobre dotación de agua potable específica por planta de tratamiento, se asumió un valor mínimo de 150 L/hab/d y valores medios entre 200 y 250 L/hab/d. La información relativa a caudales de infiltración y tipo de tratamiento por planta fue obtenida directamente desde la empresa sanitaria. Se trabajó con los porcentajes de cobertura de tratamiento existentes al año 2002 y los proyectados en los diferentes escenarios cubiertos por el plan de saneamiento de Aguas Andinas. Cuando no existió dicho valor, éste se determinó sobre la base de referencias bibliográficas (EMOS, 2000a, Aguas Andinas, 2002f y SISS, 1998b,2002). Los valores adoptados para el caudal tratado por planta de tratamiento en los años modelados se indican en el Anexo B.4.

Fracción de las aguas servidas tratadas por sistema: aeróbico (F_a) o anaeróbico (F_{an}). Depende de la infraestructura sanitaria existente y el grado de tecnificación y desarrollo del lugar estudiado. Se determinó en función de la gestión de las aguas servidas realizada en cada planta, de acuerdo a lo indicado por los estudios nacionales (Estudios de Impacto Ambiental y Declaraciones de Impacto Ambiental, entre otros) o lo señalado por la opinión de expertos (Anexo B.2.).

Residuo orgánico total (ROT_{as}). Expresado como kgDQO/m³. Para obtener el valor de la carga orgánica anual, la DQO (expresada en mg/L) se multiplica por 365 días y se divide por 1000 para convertirla en kilogramos.

Fracción biodegradable de la DQO (DQO_b). Este parámetro fue obtenido de la relación $DQO_b = \beta_o/0,35$, a partir de los valores específicos de cada planta de tratamiento y valores referidos en literatura (Anexo A.2.).

Eficiencia de remoción de la DQO (η_{as}). Depende del sistema de tratamiento empleado en cada planta (temperatura, tiempo de retención, proceso aeróbico o anaeróbico) y es uno de los parámetros básicos de diseño. Es la relación entre la DQO removida (DQO_r) y la DQO biodisponible (DQO_b) en el efluente ($\eta = DQO_r / DQO_b$). Así teóricamente, el valor máximo es 100% o 1 cuando es expresado como fracción. Los valores adoptados para este parámetro se indican en el Anexo B.2.

Producción específica de lodo (L). Este parámetro depende del tipo de microorganismos presentes en el sistema de tratamiento y el contenido de DQO removido (está relacionado con el contenido inicial de sólidos suspendidos en las aguas servidas). Se estimó sobre la base de producción de 0,3 a 0,5 kg de DQO/kg DQO removida para sistemas aireados y entre 0,005 a 0,15 kg de DQO/kg DQO removida para sistemas anaeróbicos (Lexmond y Zeeman, 1995). Los valores utilizados se indican en los Anexos A.2. y B.2.

Máxima capacidad de producción de metano, por tipo de lodo (B_o). Depende del tipo de tratamiento empleado y se expresa como metros cúbicos de metano/kg lodo producido. Un lodo bien estabilizado en proceso anaeróbico no tendría capacidad de producir metano. Para sistemas aeróbicos de alta carga, se utilizó una B_o de 0,11 m³/kg de lodo producido. Para los sistemas anaeróbicos y aeróbicos de baja carga, la producción de lodo es muy baja, por tanto, B_o se estimó nula (B_o de 0 m³/kg). Como la diferencia entre sistemas aeróbicos y anaeróbicos no es sólo la cantidad de metano y CO₂ producido, sino también la cantidad de lodo remanente después de la estabilización de la materia orgánica inicial, la B_o en el lodo puede expresarse además en términos de masa, independiente del sistema de tratamiento empleado (0,25 kg CH₄/kg DBO o bien 0,6 kg CH₄/kgDQO) (IPCC, 2000). Los valores adoptados para B_o se indican en el Anexo A.2.

Fracción del lodo tratado por tipo de tratamiento (F_l). Fue obtenida de la empresa sanitaria para cada caso (Anexo B.2.). Se asumió lodo mixto para las distintas plantas de tratamiento y escenarios de modelación.

Eficiencia de tratamiento del lodo, por sistema de tratamiento (η_l). Se obtuvo de la literatura, cuando no fue posible tener un dato local (Anexo B.2.). En términos de fracción, se asumió entre 0,60 y 0,90 para digestores anaeróbicos (Lora y Miró, 1978).

Factor de emisión de metano desde el sistema de tratamiento del lodo (FEM_l). Expresado como m³ de metano por kg de DBO removida, este parámetro fue obtenido desde la literatura (Anexo A.2.). Para tratamientos anaeróbicos, se asumió una degradación completa, por tanto $FEM_l = 1$ (Safley et. al, 1992); para sistemas aeróbicos como lodos activados, el FEM_l sería 0,01 y alrededor de 0,006 para los demás sistemas secundarios

(Czepiel *et al.*, 1993) ya que se presume que cerca del 40% de la DBO removida en el sistema es convertida en lodo, y que por cada litro de agua tratada se generarían $3,4 \cdot 10^{-14}$ gramos de metano (equivalente a $4,76 \cdot 10^{-7} \text{ m}^3$).

c) Modelo IPCC-DL1ASNT-CH4

Este modelo fue desarrollado para estimar las emisiones de CH_4 por escurrimiento y disposición de aguas servidas tratadas *in situ* (sin planta de tratamiento). La metodología base utilizada corresponde a los modelos planteados por IPCC (1997 y 2000), Doorn y Liles (1999). La información fue sistematizada de acuerdo a lo indicado por USEPA (1997) y NGGIC (1998). Consideró los siguientes aspectos:

- Estimación de la población no conectada al sistema de alcantarillado y la población que conectada, aún no cuenta con planta de tratamiento.
- La carga orgánica total por persona al año (kg DBO/hab/año).
- La cantidad de DBO que es degradada bajo condiciones anaeróbicas.

El modelo IPCC-DL1ASNT-CH4 se indica en la Ec. 3:

$$CH_4 [Tg / \text{año}] = \sum (DBO_{asnt} * F_{DBOan}) * FEM * 10^{-9} \quad (\text{Ec.3})$$

donde,

CH_4 = emisión anual de metano desde aguas servidas no tratadas en planta de tratamiento (Tg/año);

DBO_{asnt} = carga orgánica total por persona al año, proveniente de las aguas servidas no tratadas o no conectadas (kg/hab/año);

F_{DBOan} = fracción de la DBO removida bajo condiciones anaeróbicas;

FEM = factor de emisión de metano;

10^{-9} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Los parámetros de entrada para este modelo se indican en el Anexo A.3. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento se resumen en los Anexo B.1 y B.2.

Carga orgánica total, proveniente de las aguas servidas no tratadas o no conectadas (DBO_{asnt}). Se determinó sobre la base de la población no conectada al sistema de alcantarillado y aquella que estando conectada, no es atendida por una planta de tratamiento. Se obtuvo multiplicando la carga orgánica anual per cápita por la población no conectada a planta de tratamiento. Estos parámetros se indican en los Anexos B.1. y B.2.

Fracción de la DBO removida bajo condiciones anaeróbicas (F_{DBOan}). Es específico para la población no conectada y no tratada en planta de tratamiento (Anexo A.3.). Cuando no hubo datos nacionales, se asumió un 15% (Thorneloe, 1993; NGGIC, 1998; IPCC, 2000).

Factor de emisión de metano (FEM). Corresponde al metano emitido por carga de DBO degradada bajo condiciones anaeróbicas. Se utilizó el valor por defecto indicado por el IPCC (2000) (Anexo A.3.).

III.2.2. Estimaciones para dióxido de carbono

De acuerdo a lo discutido en el capítulo I, las emisiones de dióxido de carbono dependen de las reacciones bioquímicas de la materia orgánica en presencia y ausencia de oxígeno, pero también, del uso de energía requerido durante el proceso de tratamiento de las aguas y lodos. El consumo de energía estaría asociado al tipo de tratamiento empleado y a la eficiencia de remoción de la materia orgánica en condiciones aeróbicas o anaeróbicas. Por otro lado, la cantidad de CO₂ emitido durante la reutilización del biogas, en reemplazo del combustible fósil, también puede ser modelado.

En atención a las consideraciones anteriores, en la estimación de las emisiones de dióxido de carbono, se utilizaron los modelos que se indican a continuación:

- a) LZ1AST-CO₂
- b) LZ2L-CO₂

La información requerida por el modelo fue sistematizada de acuerdo a lo sugerido por el IPCC y se presenta en los Anexos C.1. y C.2., respectivamente.

- a) Modelo LZ1AST-CO₂

Este modelo fue desarrollado por Lexmond y Zeeman (1995). Se utilizó para estimar la emisión de CO₂ desde las aguas servidas tratadas en planta de tratamiento y considera el uso de energía requerido durante el proceso de depuración. Bajo ciertas precisiones de cálculo, el modelo también permite estimar la cantidad de CO₂ emitido durante la reutilización del biogas, en reemplazo del combustible fósil.

$$CO_2 [Tg / año] = \sum (P_{pt} * F_{as} * DQO * \eta_{as} * DQO_b) * FEC_l * FRE * F_{conv} * 10^{-9} \quad (Ec.4)$$

donde:

CO₂ = emisión anual de dióxido de carbono producido durante el sistema de tratamiento (Tg/año);

P_{pt} = población conectada planta de tratamiento (Nº de habitantes/año);

F_{as} = fracción de las aguas servidas tratadas por sistema: aeróbico (F_a) o anaeróbico (F_{an});

DQO = carga orgánica anual (kg DQO/hab/año);

η_{as} = eficiencia de remoción de la DQO biodegradable por tipo de tratamiento;

DQO_b = fracción biodegradable de la DQO;

FEC_l = factor de emisión de CO₂ por uso de energía durante el tratamiento del lodo (m³ CO₂ /kwh), expresado como fracción;

FRE = factor de requerimiento de energía, por tipo de tratamiento (kwh/kg DQO_r);

- F_{conv} = factor de conversión, relación molar para llevar volumen a peso en condiciones estándar (44/22,4);
- 10^{-9} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Los parámetros de entrada para este modelo se indican en el Anexo C.1. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento se entregan en los Anexo B.1 y B.2.

Población servida por planta de tratamiento (P_p). Se estimó de acuerdo a lo indicado para el mismo parámetro en la Ec. 1. Los valores asumidos para la modelación se entregan en el Anexo B.1.

Fracción de las aguas servidas tratadas por sistema de tratamiento (F_{as}). Se obtuvo de la forma descrita para las emisiones de metano desde aguas servidas tratadas en instalación, utilizándose el mismo valor indicado en la Ec. 1. (Anexo B.2.).

Carga orgánica per cápita (expresada como DQO). Este parámetro se obtuvo para cada planta de tratamiento de acuerdo a lo discutido en el punto II.2. Los valores utilizados en este modelo, se indican en el Anexo B.2.

Eficiencia de remoción de la DQO biodegradable por sistema de tratamiento ($\eta_{a.s.}$). Se obtuvo a partir de los parámetros de diseño de cada sistema de tratamiento utilizado en cada planta de tratamiento (Anexo B.2).

Fracción biodegradable de la DQO (DQO_b). Se obtiene de la relación $B_0/0,35$ y corresponde al mismo valor usado en el caso del metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación (Ec.2). (Anexo C.1).

Factor de emisión de CO_2 por uso de energía (FEC). Depende de la fuente de energía utilizada para hacer funcionar los sistemas de tratamiento y remover la carga orgánica, por lo tanto, está en función de la tecnología aplicada. En este modelo se asume uso de electricidad. De acuerdo a Lexmond y Zeeman (1995), el informe de BKH (1990) habría encontrado un factor de emisión de 177 g CO_2 / MJ (1kwh/3,6 MJ), equivalente a 0,325 m³ de CO_2 /kwh, que fue adoptado como valor por defecto (Anexo C.1.).

Factor de requerimiento de energía (FRE). Es un parámetro que se obtiene a partir de la eficiencia de remoción de la carga orgánica. Está calculado sobre la base de la DBO removida en cada planta de tratamiento. El FRE adoptaría valores de 1,5 kwh/kg de DBO removida para sistemas aeróbicos. Alternativamente el FRE puede ser calculado sobre la base de la DQO removida y adoptaría valores de 0,7 y 0,08 kwh/kg de DQO removida para sistemas aeróbicos y anaeróbicos, respectivamente. Se utilizaron los valores por defecto señalados en el Anexo C.1.

b) Modelo LZ2L-CO2

Se utilizó para estimar la emisión de CO_2 desde lodo tratado y dispuesto en la planta de tratamiento (digestores y monorelleno). El cálculo se basó en la metodología desarrollada

por Lexmond y Zeeman (1995). Considera los mismos parámetros indicados en el modelo LZ1L-CH4 (Ec. 2) e incorpora nuevos factores de emisión y conversión:

$$CO_2[Tg/año]=\sum (Q_{as} * F_{as} * ROT_{as} * DQO_b * \eta_{as} * L * F_l * \eta_l) * FEC_l * FRE * F_{conv} * 10^{-9} \quad (Ec.5)$$

donde,

CO_2 = emisión anual de dióxido de carbono producido por el lodo generado por sistema de tratamiento ($m^3/año$);

Q_{as} = caudal de aguas servidas tratadas, por tipo de tratamiento ($m^3/año$);

F_{as} = fracción de las aguas servidas tratadas por sistema (fracción aeróbica, F_a o fracción anaeróbica, F_{an});

ROT_{as} = residuo orgánico total en aguas servidas tratadas, expresado como DQO (kg/m^3);

DQO_b = fracción biodegradable de la DQO;

η_{as} = eficiencia de remoción de la DQO por tipo de tratamiento, expresada como fracción;

L = lodo producido ($kgDQO/kgDQOr$), expresado como fracción;

F_l = fracción del lodo tratado por tipo de tratamiento;

η_l = eficiencia de tratamiento del lodo, por sistema de tratamiento, expresada como fracción;

FEC_l = factor de emisión de CO_2 por uso de energía durante el tratamiento del lodo ($m^3 CO_2 /Kwh$), como fracción;

FRE = factor de requerimiento de energía, por materia seca generada ($Kwh/ton ms$) o ($Kwh/kg DQO_r$);

F_{conv} = factor de conversión para llevar volumen a peso, relación molar en condiciones estándar ($44/22,4$);

10^{-9} = factor para expresar los valores en $Tg/año$.

A continuación se detallan sólo dos de los parámetros utilizados en el modelo LZ2L- CO_2 , ya que los demás fueron definidos para la Ecuación 2. Los valores utilizados en este modelo se indican en el Anexo C.2. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento se entregan en el Anexo B.1. y B.2.

Factor de emisión de CO_2 por uso de energía (FEC_l). Se obtuvo a partir de valores de parámetros de diseño del sistema de tratamiento utilizado y representa el CO_2 emitido debido al consumo energético registrado durante el tratamiento del lodo ($g CO_2/kwh$ o bien $m^3 CO_2/kwh$). Cuando no hubo datos nacionales, se utilizaron los valores por defecto indicados en el Anexo C.2.

Factor de requerimiento de energía (FRE). Corresponde al factor de utilización de energía en distintos sistemas de tratamiento. Es un parámetro que se obtiene a partir de las bases de diseño del sistema de tratamiento utilizado y representa el requerimiento de energía para la remoción de un kilogramo de carga orgánica (DBO o DQO) desde el sistema. Se

expresa también como la energía requerida por tonelada de materia seca generada. Se utilizaron los valores por defecto indicados en el Anexo C.2.

Se descuenta el CO₂ en los casos que el biogas sea recuperado por la planta de tratamiento, puesto que la energía para recuperar el biogas (kwh) también puede ser calculada.

De acuerdo a BKH (1990), 1 m³ de biogas (75% CH₄ y 25 CO₂) puede generar 7 MJ de electricidad. Esto es igual a 1,94 kwh/m³ de biogas, puesto que 1 m³ de CH₄ equivale a 2,59 kwh. De esta forma, si 1 kwh de electricidad es reemplazado por el metano contenido en el biogas, se reduce la emisión de CO₂ en 637,2 g.

Por ello, el contenido de CO₂ emitido, se puede calcular en función del biogas recuperado, de acuerdo a la siguiente expresión:

$$CO_2 \text{ emitido (Tg/año)} = m^3 CH_4/\text{año} (1-\%CH_4 \text{ perdido}/100) * 2,59 * 637,2 * 10^{-12} \quad (Ec. 6)$$

Este cálculo no considera el uso del calor producido con el uso de electricidad.

III.2.3. Estimaciones para óxido nitroso

Las emisiones de óxido nitroso dependen del contenido de nitrógeno presente en las aguas servidas y consecuentemente en los lodos, por tanto están relacionadas con la carga orgánica de las aguas, la ingesta diaria de proteínas y la forma en que los lodos son manejados dentro de la instalación.

Para estimar las emisiones de óxido nitroso, se utilizaron los modelos que se indican a continuación:

- a) DLUS3AST-N₂O
- b) IPCC3L-N₂O
- c) SLG-L-N₂O
- c) DL-IPCC3ASNT-N₂O

Existen las metodologías propuestas por Doorn y Liles (1999), IPCC (2000) y USEPA (2001), para cada fuente generadora del módulo de aguas servidas. La información requerida por estos modelos se entrega en el Anexo D.

a) Modelo DL3AST-N₂O

Este modelo corresponde a una adaptación del modelo establecido por Doorn y Liles (1999). La modificación permite ingresar datos específicos por planta de tratamiento. Se utilizó para estimar la emisión de N₂O desde aguas servidas tratadas y es similar al utilizado en la Ec. 1 para el cálculo de metano. El modelo DL3AST-N₂O se expresa de acuerdo a la Ec. 7:

$$N_2O [Tg / \text{año}] = \sum (P_p * DBO_p * F_{DBO} * FEN * 10^{-12}) \quad Ec.7$$

donde,

- N_2O = emisión anual de óxido nitroso desde aguas servidas tratadas (Tg/año);
- P_p = población conectada a planta de tratamiento (N° habitantes);
- DBO_p = carga orgánica per cápita, expresada como carga de DBO anual (g DBO/hab/año);
- F_{DBO} = fracción de la DBO fácilmente degradada (0-1);
- FEN = factor de emisión de N_2O (g N_2O /g DBO_r);
- 10^{-12} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Los parámetros ingresados en este modelo se indican en el Anexo D.1. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento en entregan en los Anexo B.1 y B.2.

Población conectada a sistema de alcantarillado y planta de tratamiento (P_p). Corresponde a la población que cuenta con sistema de alcantarillado y cuya descarga se realiza en una planta de tratamiento. Este parámetro se obtuvo de la empresa sanitaria, de los informes sanitarios de la SISS y de la consulta a los profesionales expertos en la materia. La población atendida por las plantas de tratamiento, se estimó sobre la información entregada por la empresa sanitaria y estudios ambientales específicos (Anexo B.1.).

Carga orgánica per cápita anual, expresada DBO (DQO_p). La carga orgánica per cápita anual (g DBO/hab/año), corresponde al valor de la carga orgánica per cápita, multiplicado por 365. Es específico para cada planta de tratamiento (Anexo B.2.).

Fracción de la DBO fácilmente degradada (F_{DBO}). Corresponde a la DBO que se degrada fácilmente en condiciones aeróbicas o anaeróbicas. Si no existe valor nacional, puede ser tomado de la literatura (Anexo D.1.).

Factor de emisión de N_2O (FEN). Corresponde al N_2O emitido por cada gramo de materia orgánica removida (DBO_r). Se expresa como (g N_2O /g DBO_r). Se obtuvo a partir de lo indicado por el IPCC (Anexo D.1.).

b) Modelo IPCC3L- N_2O

Corresponde al método por defecto planteado por el IPCC (IPCC, 1997a,b y 2000), pero modificado, ya que dicho modelo asume que la emisión de N_2O asociada al tratamiento del lodo y su disposición final en suelo es despreciable y que todo el contenido del nitrógeno presente en las aguas servidas es descargado directamente en sistemas acuáticos. En Chile, cierta cantidad de nitrógeno es incorporado a los suelos vía aplicación de lodos, por lo que el contenido de nitrógeno queda en el sitio de disposición final. De esta forma, las estimaciones presentadas aquí, descuentan el contenido de N remanente en el lodo que es aplicado en la superficie del suelo (por ejemplo, canchas de secado y monorelleno), el que puede lixiviarse bajo ciertas condiciones ambientales o bien puede quedar expuesto a fijación simbiótica (como en el caso de los procesos de rizo filtración). Por otro lado, estas emisiones, por lo general, son consideradas dentro del módulo agricultura (IPCC, 2000). La misma adaptación fue hecha por la USEPA, para la estimación del N_2O desde esta fuente.

Por lo tanto, el modelo IPCC3L-N2O se plantea de acuerdo a la Ec.8.

$$N_2O[Tg/año] = \left\{ P_{pt} * proteínas * F_{np} \right\} - N_L \} * FEN * F_{conv} * 10^{-9} \quad (Ec.8)$$

donde,

N_2O = emisión anual de óxido nitroso desde el lodo tratado y dispuesto (Tg/año);

P_p = población conectada a planta de tratamiento;

proteínas = consumo anual de proteína per cápita;

F_{np} = fracción del contenido de N en la proteína;

N_L = contenido de N en el lodo producido por tipo de tratamiento;

FEN = factor de emisión directo de N_2O (kg N_2O -N/kg de N en lodo producido);

F_{conv} = factor de conversión, relación molecular entre N_2O y N_2 en condiciones estándar (44/28);

10^{-9} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Los parámetros utilizados en este modelo se indican en el Anexo D.2. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento en entregan en el Anexo B.

Población conectada a planta de tratamiento (P_{pt}). Ver Anexo B.1.

Proteínas. El consumo proteico anual se estimó a partir del consumo per cápita. El contenido de proteínas en la dieta nacional tomó un valor referencial de 78,7 g/hab/d (FAO, 2002); en tanto, para USA el consumo per cápita sería menor (45 g/hab/día) (USEPA, 2001)(Anexo D.2.).

Fracción del contenido de N en la proteína (F_{np}). Expresado como (kg N/kg proteína), se asumió 0,16 kg N/kg proteína (IPCC, 1997) (Anexo D.2.).

Contenido de N en lodo dispuesto en el suelo (N_L). Es la cantidad de nitrógeno contenido en el lodo que es aplicado al suelo (kg N/kg lodo), Este cálculo proveniente del sector agricultura, es estimado a partir de lo recomendado por el IPCC desde esa fuente.

Factor de emisión de N_2O directo (FEN). Expresado como (kg N_2O /kg de N en lodo) corresponde al óxido nitroso liberado a partir del nitrógeno contenido en el lodo que es tratado y dispuesto en canchas de secado y monorelleno. Se obtuvo a partir de lo sugerido por el IPCC y la USEPA (Anexo D.2.).

c) Modelo SLG-LN2O

Esta tesis propone el modelo SLG-LN2O que permite estimar las emisiones desde el lodo que es tratado y dispuesto en la planta de tratamiento, de acuerdo al tipo de lodo generado y la tecnología utilizada para su tratamiento, a partir del contenido del nitrógeno remanente del lodo, el que una vez digerido, es dispuesto en cancha de secado o

monorelleno, utilizando el mismo factor de emisión sugerido por el IPCC (2000). El modelo SLG-LN₂O se expresa de acuerdo a la Ec.9. y la información requerida para el cálculo se encuentra en los anexos B.5., D.2 y D.3.

$$N_2O[Tg / año] = L_p * N_{lp} * FEN * F_{conv} * 10^{-6} \quad Ec. 9$$

donde,

N_2O = emisión anual de óxido nitroso desde el lodo tratado y dispuesto (Tg/año);

L_p = lodo producido por planta de tratamiento, por tipo de tecnología empleada (ton/año);

N_l = contenido de N en el lodo, producido por tipo de tratamiento;

p

FEN = factor de emisión directo de N₂O (kg N₂O-N/kg de N en lodo producido);

F_{conv} = factor de conversión, relación molecular entre N₂O y N₂ en condiciones estándar (44/28);

10^{-6} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Lodo producido por planta de tratamiento (L_p). Se calculó para cada tipo de tratamiento, de acuerdo a lo establecido por BIWPC (1979 y 1987), (Anexo D.3).

Contenido de N en el lodo (N_{lp}). Este parámetro se obtuvo a partir de la caracterización de lodos generados en la Región Metropolitana (15,7g N/kg lodo para CEXAS y 28,4 g N/kg lodo para El Trebal). Alternativamente se puede obtener de la relación entre el porcentaje de N y materia orgánica. Metcalf y Eddy (1991) indican un contenido de N total variable entre 1,6 a 6%; Hernández (2001) señala valores entre 3 y 7%, mientras que los lodos generados en la comunidad europea tendrían valores entre 0,5 y 3% (EMOS, 2000a). Los valores utilizados se entregan en el Anexo D.3.

Factor de emisión de N₂O directo (FEN). Expresado como (kg N₂O/kg de N en lodo) corresponde al óxido nitroso liberado a partir del nitrógeno contenido en el lodo que es tratado y dispuesto en canchas de secado y monorelleno. Se obtuvo a partir de lo sugerido por el IPCC y la USEPA (Anexo D.2.).

d) Modelo DLUS3ASNT-N₂O

Este modelo fue adaptado de Doorn y Liles (1999) y USEPA (1997) y permite estimar las emisiones de N₂O por escurrimiento y disposición de aguas no tratadas. Se basa en la determinación de la población que no tiene sistema de alcantarillado o que aún teniendo, no es atendida por una planta de tratamiento. Se expresa de acuerdo a la Ec. 10 y correspondería a la metodología por defecto sugerida por el IPCC (1997a,b):

$$N_2O[Tg / año] = \sum (P_{s/pi} * proteínas * F_{np} * FEN_{ind} * F_{conv.}) * 10^{-9} \quad (Ec.10)$$

donde,

- N_2O = emisión anual de óxido nitroso desde aguas sin tratar en planta de tratamiento (Tg/año);
- $P_{s/pt}$ = población sin alcantarillado ni planta de tratamiento (N°habitantes/1000);
- proteínas* = consumo anual de proteína per cápita (kg/hab/año);
- F_{np} = fracción del contenido de N en la proteína (kg N/kg proteína);
- FEN_{ind} = factor de emisión de N_2O indirecto (kg N_2O -N/kg de N);
- F_{conv} = factor de conversión, relación molecular entre N_2O y N_2 en condiciones estándar (44/28);
- 10^{-9} = factor para expresar los valores en Tg/año.

Los parámetros utilizados en este modelo se indican en el Anexo D.4. En tanto, los valores específicos por planta de tratamiento en entregan en el Anexo B.1.

Población no atendida por planta de tratamiento ($P_{s/pt}$). Corresponde al valor dado en el Anexo B.1., pero expresado en miles de habitantes (N°habitantes/1000).

El consumo proteico y la Fracción del contenido de N en la proteína (F_{np}), son los valores correspondientes al Anexo D.4.

Factor de emisión de N_2O indirecto (FEN_{ind}). Expresado como (kg N_2O -N/kg de N), corresponde al N_2O emitido indirectamente desde el nitrógeno contenido en las aguas servidas. Se obtuvo de la literatura (Anexo D.4.).

III.3.3. Conversión a CO_2 equivalente y cálculo del potencial de calentamiento global (PCG)

El PCG está referido al efecto conjunto de los gases presentes o liberados a la atmósfera, que pueden provocar un calentamiento global. Depende de la cantidad de cada gas y del horizonte de tiempo utilizado para el análisis (Houghton, 1997; IPCC, 2002).

La influencia de los diferentes gases sobre el potencial de calentamiento global de la Región Metropolitana, se calculó sobre la base de las equivalencias calóricas de los gases, indicadas en el Cuadro 1, utilizando la ecuación de Lexmond y Zeeman (1995), que ha sido adaptada para esta tesis con la finalidad de incorporar los valores correspondientes al óxido nitroso:

$$PCG = (E_{CO_2} * PCG_{CO_2}) + (E_{CH_4} * PCG_{CH_4}) + (E_{N_2O} * PCG_{N_2O}) \quad (Ec.11)$$

donde,

PCG = potencial de calentamiento global (en Tg CO_2 equivalentes);

E_{CO_2} = emisión anual de CO_2 (Tg/año)

PCG_{CO_2} = PCG de 1 Tg de CO_2 (en Tg CO_2 equivalentes)

E_{CH_4} = emisión anual de CH_4 (Tg/año)

PCG_{CH_4} = PCG de 1 Tg de CH_4 en los diferentes horizontes de tiempo (en Tg CO_2 equivalentes)

E_{N_2O} = emisión anual de N_2O (Tg/año)

PCG_{N_2O} = PCG de 1 Tg de N_2O en los diferentes horizontes de tiempo (en Tg CO_2 equivalentes)

El poder de calentamiento relativo de estos gases, depende del horizonte temporal de análisis, sin embargo, está referido al CO_2 , por lo que una unidad de CO_2 determina un PCG de 1, independiente del horizonte de tiempo utilizado.

III.4. Escenarios Modelados

Los modelos descritos anteriormente, fueron utilizados bajo distintas situaciones de manejo ambiental y períodos de tiempo. Los escenarios modelados incluyen variadas estrategias de gestión ambiental, relacionadas, por un lado, con el control y mitigación de GEI dentro de las instalaciones de tratamiento y por otra parte, con el cambio de tecnología. Dichas estrategias se indican a continuación:

Escenario 1: Tratamiento de aguas servidas y lodos, de acuerdo a lo proyectado por Aguas Andinas, pero sin recuperación del biogas generado.

Escenario 2: Tratamiento de aguas servidas y lodos, de acuerdo a lo proyectado por Aguas Andinas, con recuperación del 50% del biogas generado.

Escenario 3: Tratamiento de aguas servidas y lodos, de acuerdo a lo proyectado por Aguas Andinas, con recuperación del 75% del biogas generado.

Escenario 4: Tratamiento de aguas servidas 100% aeróbico; lodo 100% anaeróbico, con recuperación del 75% del biogas generado.

Escenario 5: Tratamiento de aguas servidas 50/50% (aeróbico/anaeróbico); lodo 100% anaeróbico, con recuperación del 75% del biogas generado.

Escenario 6: Tratamiento de aguas servidas y lodos 100% anaeróbico, con recuperación del 75% del biogas generado.

Se efectuaron los cálculos para el período 1990-2027, con los años y plantas de tratamiento señalados en el Cuadro 17. Dichos años se fijaron, a fin de ajustar las estimaciones de acuerdo al programa de tratamiento establecido por Aguas Andinas.

Cuadro 17. Plantas de tratamiento de aguas servidas de la Región Metropolitana, operando en el período 1990-2027.

Planta de tratamiento	1990	1994 ^a	2002	2004	2009	2015	2020	2027
El Trebal			X	X	X	X	X	X
La Farfana				X	X	X	X	X
Nogales					X	X	X	X
Santiago Poniente	X	X	X	X	X	X	X	X
Cexas	X	X	X	X	X	X	X	X
Esmeralda		X	X	X	X	X	X	X
Curacaví					X	X	X	X
Pomaire		X	X	X	X	X	X	X
Talagante					X	X	X	X
El Monte				X	X	X	X	X
Isla de Maipo					X	X	X	X
Valdivia de Paine				X	X	X	X	X
Paine ^b		X	X	X	X	X	X	X
Buin-Maipo				X	X	X	X	X
La Obra ^c					X	X	X	X
San José de Maipo			X	X	X	X	X	X
Til Til				X	X	X	X	X

^a Para este año se consideran las plantas Esmeralda y Paine aun cuando entraron en funcionamiento en 1996.

^b en 1994, sólo había un tratamiento incipiente que cubría a la comuna de Paine. A partir del 2002, la Planta de tratamiento se mejora e incluye a la población de Buin Oriente, Linderos, Paine y Alto Jahuel.

^c La Obra entraría en operaciones en el año 2007.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados entregados a continuación corresponden al cálculo de las proyecciones efectuadas para las emisiones de GEI provenientes de las aguas servidas gestionadas en la Región Metropolitana, durante el período 1990-2027. Se incluyó también el año 1994 como base de comparación y cumplimiento de objetivos de reducción de emisiones, según lo señalado por el protocolo de Kioto, para países No Anexo I.

IV.1. TENDENCIAS POR GAS

a) Metano

Las proyecciones realizadas para metano, surgen de la aplicación de los modelos IPCC-US1AST-CH₄; LZ1L-CH₄ y IPCC-DLUS1ASNT-CH₄, que permitieron estimar las emisiones provenientes de las aguas servidas tratadas, los lodos tratados y dispuestos en instalación y las aguas servidas no tratadas, respectivamente.

a.1. Metano emitido desde aguas servidas tratadas

Como se muestra en la Figura 29, la emisión total de metano generado como producto de la degradación de la materia orgánica durante la depuración de las aguas servidas, aumentaría progresivamente desde 0,0003 Tg/año para el año 1990, hasta 0,009 Tg/año en 2027, en la medida que se pone en marcha el plan de tratamiento de Aguas Andinas.

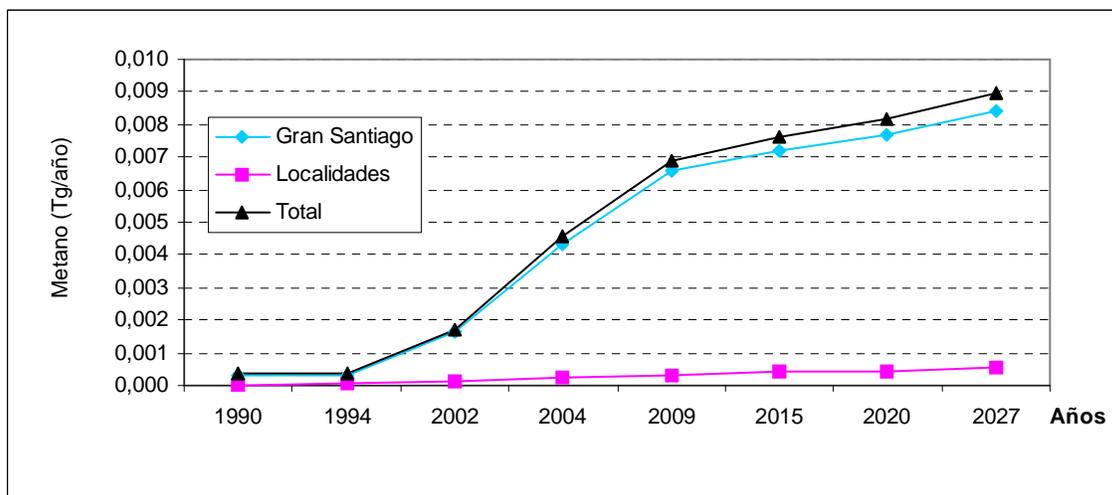


Figura 29. Metano emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento, Región Metropolitana (1990-2027)

Dicho aumento correspondería fundamentalmente al aporte de las plantas de tratamiento construidas en el Gran Santiago, a partir del año 2002. Al final del período analizado, estas plantas totalizarían el 92,3% del metano emitido. El 7,7 % restante (0,00047 Tg/año), sería emitido por las plantas de tratamiento existentes en localidades.

La Figura 30 muestra en detalle la contribución de cada una de estas plantas. El Trebal aportaría con 0,0026 Tg/año (28,4%), mientras que La Farfana emitiría 0,0036 Tg/año (38,8 %) y Los Nogales 0,0023 Tg/año (25,1%).

La planta Santiago Poniente, funcionará sólo hasta el año 2004 y de ahí en adelante, el caudal será tratado por la Farfana. Es importante señalar que durante el primer año de análisis (1990), dicha planta de tratamiento tuvo el mayor porcentaje de emisión.

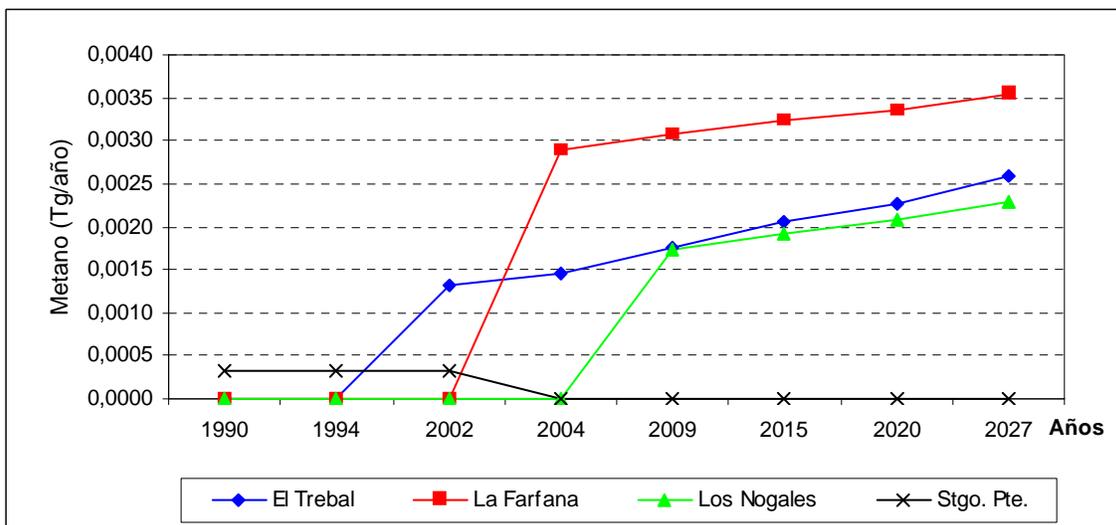
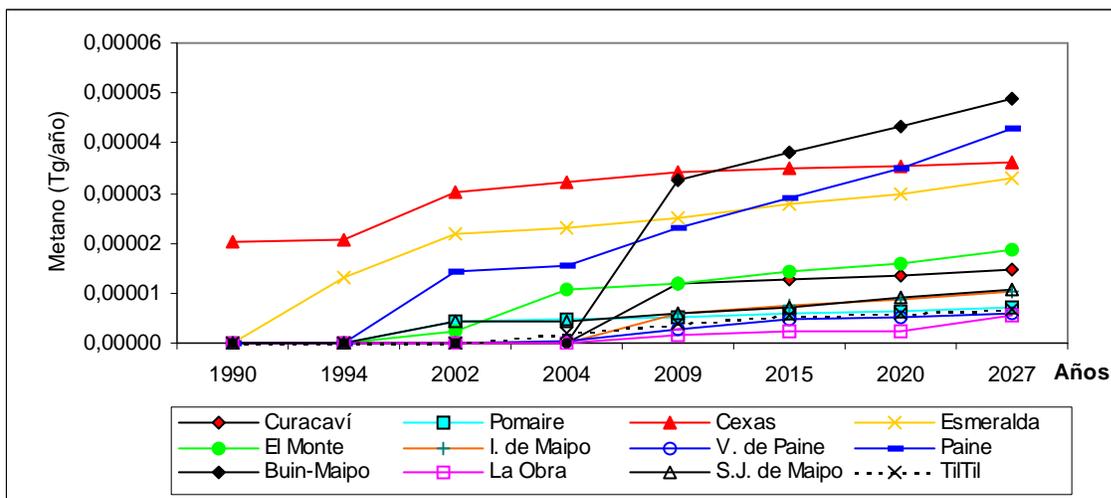


Figura 30. Metano emitido por las plantas de tratamiento de aguas servidas del Gran Santiago.

La Figura 31 muestra las emisiones parciales de las plantas de localidades en el siguiente orden de importancia: Talagante (5%), Paine (0,5%), Buin-Maipo (0,5%), Esmeralda (0,2%) y El Monte (0,2%). Curacaví, Isla de Maipo, La Obra, San José de Maipo y Til Til, presentarían sólo un 0,1%. El aporte de Pomaire y Valdivia de Paine sería marginal.

Figura 31. Metano emitido por aguas tratadas en plantas de tratamiento de localidades.



La Figura 31 no incluye a Talagante, puesto que el cálculo mostró una emisión potencial variable entre 0,002 y 0,003 Tg/año, a partir del 2004, dificultando su ilustración conjunta, puesto que dichos valores serían de un par de órdenes de magnitud mayores que los de las otras plantas.

a.2. Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación

La Figura 32 muestra las proyecciones para la emisión total del metano desde el tratamiento de los lodos para el período analizado. La Región Metropolitana registraría una variación entre 0,00015 Tg/año para 1990 y 0,019 Tg/año para el 2027, indicando una tendencia muy similar a la del metano emitido desde aguas servidas, pero con un aporte del orden 10 veces mayor.

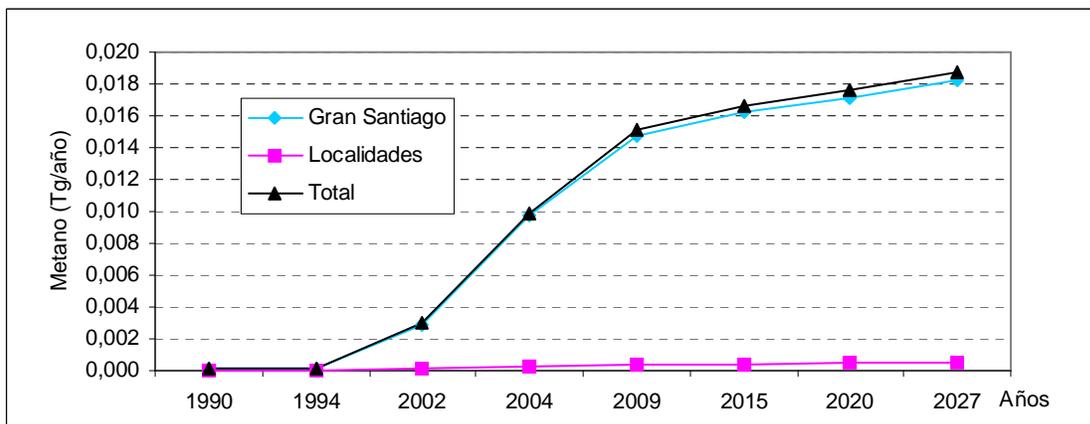


Figura 32. Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación. Región Metropolitana, período 1990-2027.

El incremento sostenido del metano, se produciría debido al tratamiento anaeróbico de los lodos, especialmente aquéllos generados por las plantas del Gran Santiago, cuyo aporte sería de 0,0012 y 0,018 Tg/año para el período indicado, representando el 95,5% del total emitido. El 4,5% restante (0,00067 Tg/año), sería emitido por las plantas de tratamiento existentes en localidades, pero principalmente por la planta Talagante (0,00064 Tg/año).

La Figura 33 muestra la contribución potencial individual de las grandes plantas. Para el primer año de análisis, el 100% de la emisión sería generada por la planta Santiago Poniente; en cambio, para el año 2027 la emisión sería muy similar entre El Trebal (0,0048 Tg/año) y Los Nogales (0,0056 Tg/año). Mayor sería el aporte de La Farfana (0,0078 Tg/año), planta que agrupará al 50 % de la población del Gran Santiago.

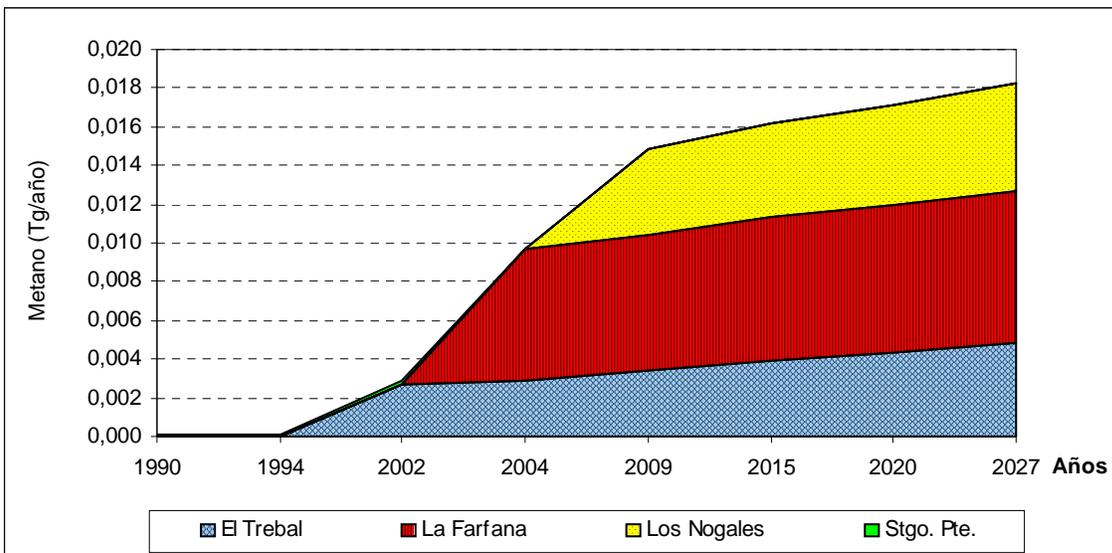


Figura 33. Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento del Gran Santiago. Región Metropolitana, período 1990-2027.

La Figura 34 muestra en detalle la proyección de las emisiones de las PTAS existentes en localidades, las que entregarían un aporte bastante inferior (0,00024 Tg/año), dependiendo del volumen de lodo generado y la tecnología de tratamiento utilizada en cada una de ellas. Los aportes más importantes corresponden a Esmeralda y Cexas, seguidas por Til Til y La Obra, ya que atenderían a una mayor población.

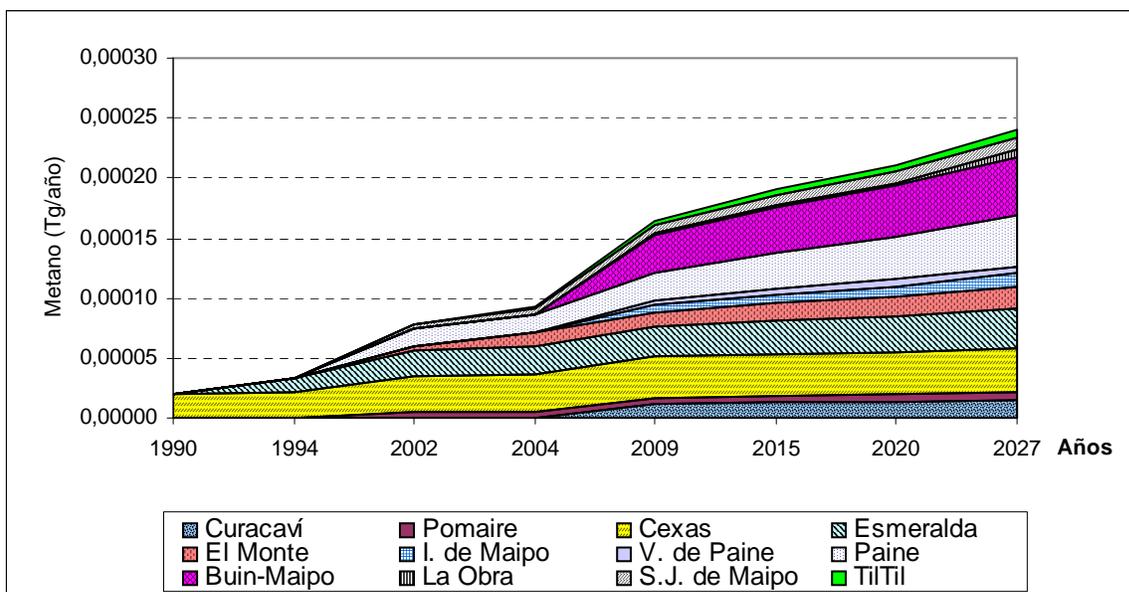


Figura 34. Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento de localidades. Región Metropolitana, período 1990-2027.

Aun cuando la contribución total de las PTAS de localidades sería notoriamente inferior, respecto al total de metano emitido en la Región Metropolitana, las estimaciones indican que este grupo mostraría un incremento sustancial para el período 1990-2027, que va desde 0,00003 Tg/año (6,4%) en 1990 a 0,00024 Tg/año (27%) en el 2027.

a.3. Metano emitido desde aguas servidas no tratadas

A medida que el plan de saneamiento de las aguas servidas se vaya implementando, las emisiones de metano, estimadas como producto de la degradación anaeróbica de las aguas servidas no tratadas, irían disminuyendo drásticamente, en particular a partir del año 2002, como lo muestra la Figura 35.

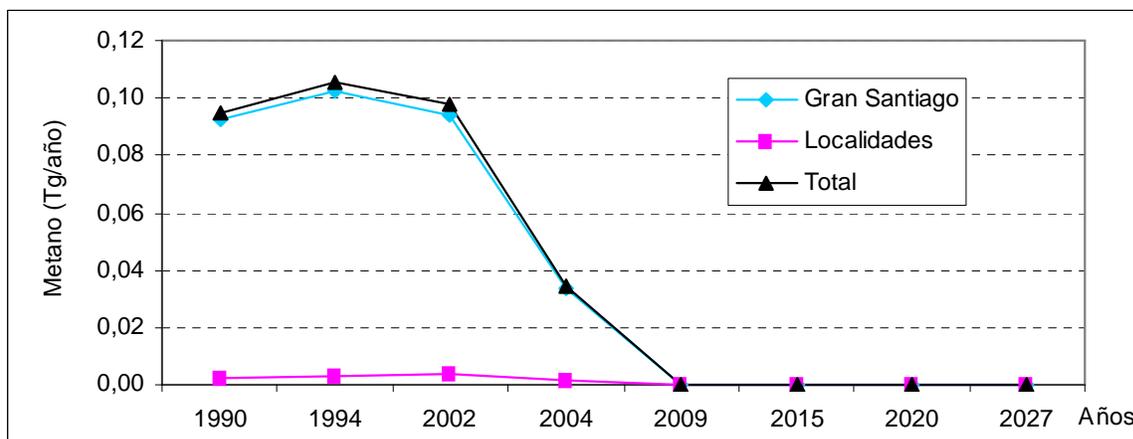


Figura 35. Metano emitido desde aguas servidas no tratadas. Región Metropolitana, período 1990-2027.

La tendencia en las emisiones de este sector para el año 1990 (0,10 Tg/año), habría aumentado en un 10% en 1994 (0,11 Tg/año), pero habría comenzado a reducirse a partir del 2002 (0,102 Tg/año), calculándose que llegaría a 0,03 Tg/año en 2004 y a 0,0001 Tg/año en el 2009.

Evidentemente, la población del Gran Santiago no atendida por alguna planta de tratamiento, sería la responsable del mayor porcentaje de metano emitido desde esta fuente (91%, para el año 1994).

b) Dióxido de carbono

El dióxido de carbono fue calculado a partir de la aplicación de los modelos *LZ2AST-CO2* y *LZ2L-CO2*, para las emisiones desde aguas servidas tratadas y lodos producidos y dispuestos en planta de tratamiento, respectivamente. Las estimaciones se relacionan al consumo de energía requerido durante el tratamiento de las aguas servidas y lodos generados, tanto para la aireación de las líneas de tratamiento como para el uso de las bombas y sistemas de manejo del lodo. En los casos en que el biogas se reutilizará como fuente de energía, los modelos permiten descontar el CO₂ asociado al porcentaje de gas recuperado en cada planta de tratamiento.

b.1. Dióxido de carbono emitido desde aguas servidas tratadas

La Figura 36 muestra los resultados de la modelación para el CO₂ desde las aguas servidas tratadas de la Región Metropolitana. Las proyecciones indican que, aún cuando en 1990 fueran emitidas bajas cantidades (0,0013 Tg de CO₂/año), habría un fuerte incremento (aproximadamente 100 veces) al llegar al año 2027 (0,1 Tg/año).

Durante el período 1990-2027, este gas mostraría una tendencia muy similar a la registrada por el metano. Debido al funcionamiento de los procesos de tratamiento aireados, la emisión del CO₂ aumentaría de 0,02 Tg/año en el año 2002, a 0,059 Tg/año y

0,08 Tg/año, para los años 2004 y 2009, respectivamente. Este incremento se originaría fundamentalmente como respuesta a la puesta en marcha consecutiva de las plantas La Farfana y Los Nogales, alcanzando las 0,11 Tg/año en 2027 (Cuadro 17).

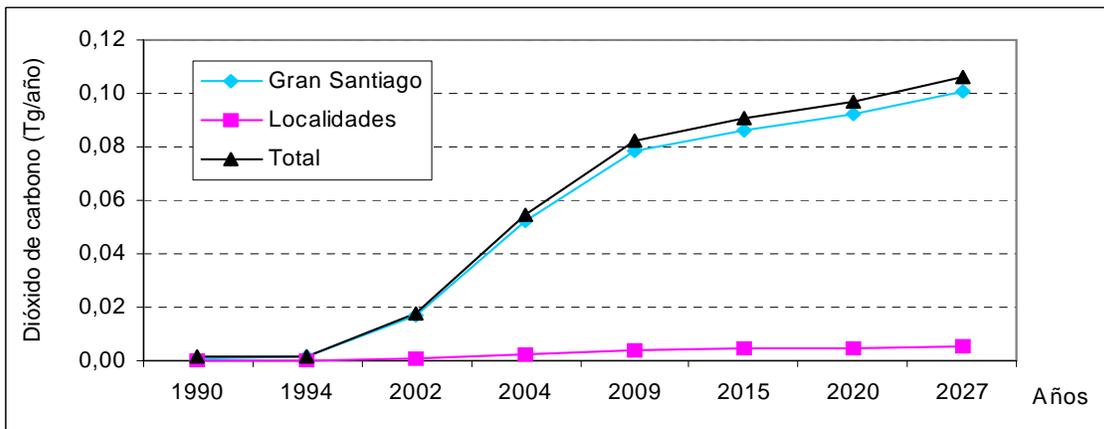


Figura 36. Dióxido de carbono emitido desde aguas servidas tratadas. Región Metropolitana, período 1990-2027.

b.2. Dióxido de carbono emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación

La situación mostrada para el CO₂ desde aguas servidas durante el período 1990-2027, se mantendría para la tendencia de este gas proveniente del tratamiento y disposición de los lodos, que en la mayoría de los casos, se realiza anaeróbicamente. La emisión del CO₂ aumentaría de 0,04 Tg/año en el año 2002, a 0,13 Tg/año en 2004 y a 0,24 Tg/año en 2027, como muestra la Figura 37. Este incremento también se originaría fundamentalmente como respuesta a la puesta en marcha consecutiva de las plantas La Farfana y Los Nogales.

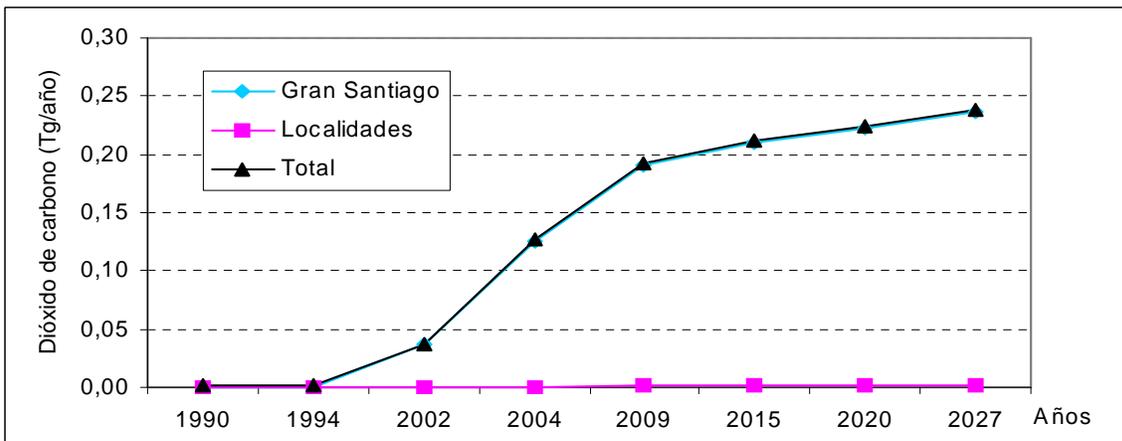


Figura 37. Dióxido de carbono emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación. Región Metropolitana, período 1990-2027

A pesar del pequeño aporte que tendrían las plantas de localidades al total regional, éste mantendría una tendencia incremental sostenida en el tiempo, con leves variaciones, dependiendo de la puesta en marcha de cada planta y de la tecnología empleada en la remoción de la materia orgánica contenida en las aguas tratadas y durante la gestión ambiental del lodo producido.

c) Oxido nitroso

c.1. Óxido nítrico emitido desde aguas servidas tratadas

La tendencia seguida por el óxido nítrico durante el período de estudio se muestra en la Figura 38. Ella es similar a la mostrada por el CO₂ generado por concepto de tratamiento de aguas servidas. Las emisiones de N₂O provendrían principalmente de las aguas servidas tratadas en el Gran Santiago, con un aporte del 78% y 91% en los años 1990 y 2027, equivalentes a 0,0036 Tg/año y 0,167 Tg/año, respectivamente. En contrapartida, esto implica una menor contribución de las localidades (desde un 12% en 1990, hasta un 9% durante el año 2027).

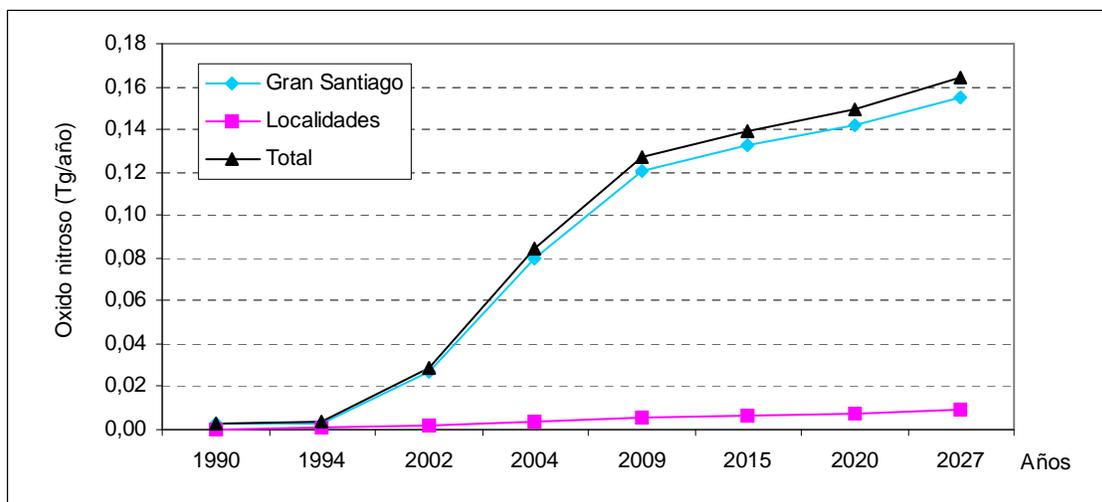


Figura 38. Óxido nítrico emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento de la Región Metropolitana, período 1990-2027.

La Figura 39 muestra la contribución de N₂O de las plantas de localidades. Al igual que en los casos anteriores, la planta Talagante aportaría el mayor porcentaje de emisión (7,9%). El 4,1% restante, se distribuiría entre las demás plantas de localidades.

Los resultados de las emisiones de N₂O mostrados en la figuras 38 y 39, podrían inducir a error, ya que en virtud de la tecnología utilizada y los tiempos de retención considerados para el tratamiento (4 a 16 horas), podría ser difícil que se crearan condiciones de anoxia tales que facilitarían la denitrificación en la planta de tratamiento (salvo en aquellas que utilizan lagunas facultativas y anaeróbicas). Sin embargo, como no se realizarían tratamientos terciarios para la remoción de nutrientes, el efluente clarificado de estas plantas aún contendría cantidades no despreciables de nitrógeno, que al ser evacuado (o descargado) al suelo u otro cuerpo receptor, quedaría expuesto a la degradación bacteriana, permitiendo al ciclo del nitrógeno tomar su curso y formar N₂O cuando las condiciones de pH y de presión de oxígeno ambientales se lo permitieran.

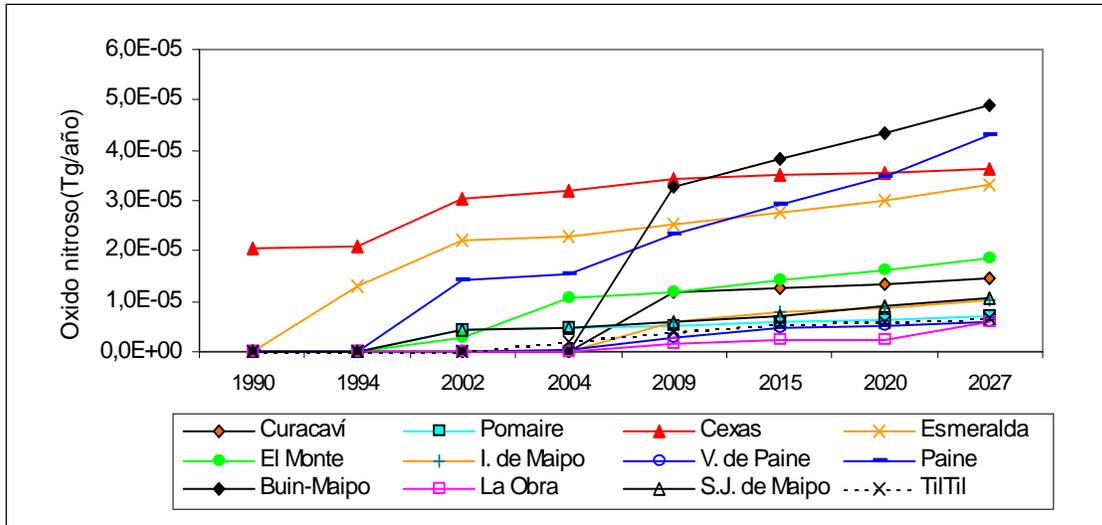


Figura 39. Óxido nítrico emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento de localidades. Región Metropolitana, período 1990-2027.

c.2. Óxido nítrico emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación

Es poco probable que se libere óxido nítrico durante el tratamiento del lodo, ya que la degradación anaeróbica de éstos se realiza en condiciones cerradas y el contenido de N en el gas, que pudiera ser liberado como producto de fugas o escapes durante la operación de los digestores, es muy bajo. Así, la emisión de N_2O desde esta fuente estaría referida al nitrógeno degradado biológicamente durante el manejo ambiental de los lodos dentro de la instalación.

Como los lodos digeridos aún presentan cantidades no despreciables de nitrógeno (3% a 7%), éste puede quedar sometido a la actividad microbiana mientras permanece en la cancha de secado y posteriormente en el monorelleno. Lo mismo ocurrirá en el caso de los lodos que luego de ser tratados o acondicionados en la planta de tratamiento, son aplicados a suelos (estén o no compostados).

La Figura 40 muestra las emisiones de óxido nítrico provenientes de los lodos manejados en la Región Metropolitana, las que irían desde 0,000001 Tg/año en 1990, a 0,00012 Tg/año en el 2027.

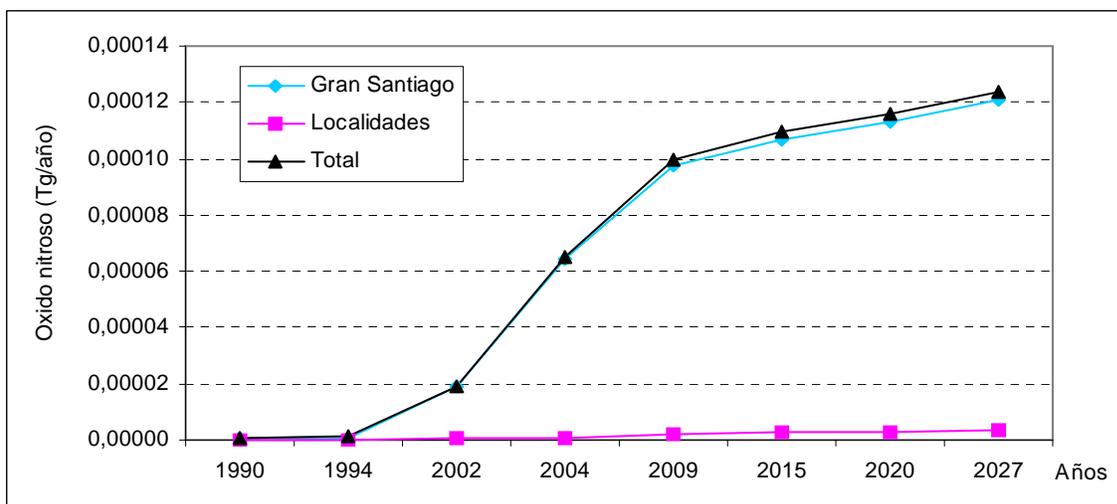


Figura 40. Oxido nitroso emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento de la Región Metropolitana, período 1990-2027.

La Figura 40, indica la contribución global de las plantas de tratamiento del Gran Santiago y localidades. Los lodos generados en las instalaciones del Gran Santiago son digeridos anaeróbicamente y serán dispuestos en canchas de secado y monorelleno. Así, el aporte individual de estas plantas en el Gran Santiago sería de 26,5% para el Trebal (0,000032Tg/año), del 43,2% para La Farfana (0,000052 Tg/año) y del 30,3% para Los Nogales (0,000037 Tg/año), lo que totalizaría el 97,36% de las emisiones de la Región Metropolitana (0,000124 Tg/año). En su conjunto, las plantas de localidades generarían lodos responsables de la emisión del 2,64 % restante, esto es 0,000003 Tg/año en 2027.

c.3. Oxido nitroso emitido desde aguas servidas no tratadas

El potencial de emisión de óxido nitroso desde las aguas servidas no tratadas estaría determinado por la fracción de la carga orgánica contenida en ellas que es degradada anaeróbicamente, pues ello otorgaría las condiciones de anoxia necesaria para la denitrificación bacteriana. De esta manera, las proyecciones estimadas para el óxido nitroso durante el período 1990-2027, indicarían una disminución del N₂O liberado por esta fuente, a medida que las aguas servidas fueran tratadas, tal como se muestra en la Figura 41.

El aumento registrado para los primeros años respondería sólo al incremento de la población no contactada a sistema de alcantarillado y tratamiento. A partir del año 2002, el 23% de la población sería atendida por alguna planta de tratamiento, situación que queda claramente registrada en la Figura 41. Por lo tanto, a partir de esa fecha, las emisiones de N₂O comenzarían a disminuir desde 0,00148 Tg/año en el 2002 a 0,0005 Tg/año en el 2004, mientras que, desde 2009 en adelante, la Región Metropolitana tendría cerca del 100% de sus aguas tratadas, por lo que, no se detectaría emisión de óxido de nitroso proveniente de aguas servidas no tratadas.

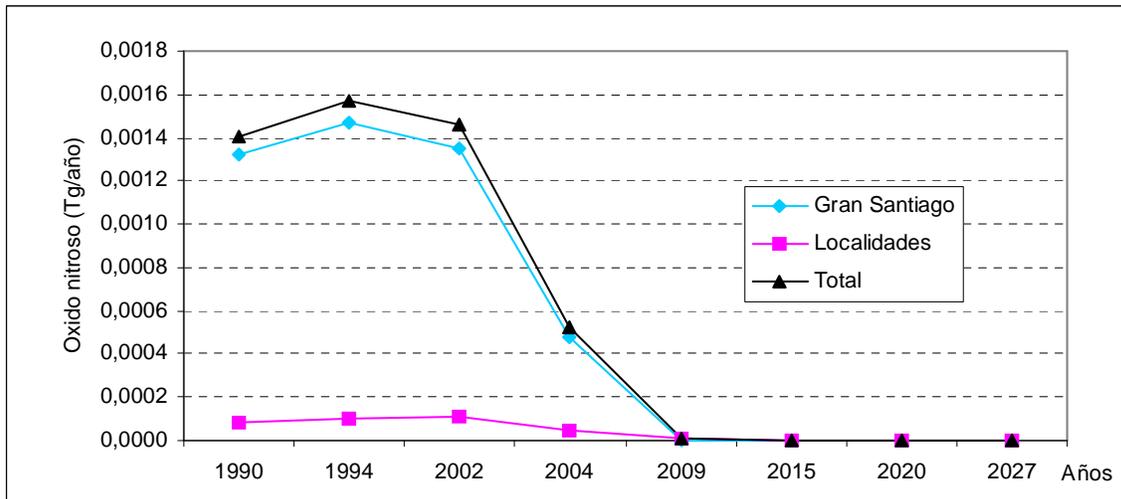


Figura 41. Oxido nitroso emitido desde aguas servidas no tratadas. Región Metropolitana, período 1990-2027.

IV.2. TENDENCIAS EN CO₂-EQUIVALENTE

Para determinar el poder calórico de todos y cada uno de los gases es preciso establecer su equivalencia con el CO₂ (ver capítulo I). De esta forma se puede estimar el poder de calentamiento global del sistema, en este caso, las aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, para el período de análisis.

a) Metano emitido como CO₂-equivalente

Debido al poder calórico del metano, esta forma de expresión (CO₂-equiv./año) hace que la tendencia de las emisiones de CH₄ por cada fuente alcancen las dimensiones globales, que se muestran en las figuras 42 y 43 para el Gran Santiago y para localidades, respectivamente. Los valores presentados en ambas figuras, consideran la suma de las emisiones parciales provenientes de las aguas servidas tratadas (punto a.1), los lodos tratados y dispuestos en instalación (punto a.2.) y las aguas servidas no tratadas (punto a.3.) desde cada una de las plantas consideradas.

La Figura 42 muestra la tendencia del metano emitido como CO₂ equivalente a nivel global, con una disminución progresiva en el tiempo, que se iniciaría con 5,85 Tg/año para 1990 y terminaría con 1,68 Tg/año en el 2027. Los valores presentan un máximo de 6,49 Tg/año en 1994 (que sería atribuido a las aguas servidas no tratadas), que decayó levemente en el año 2002 (6,22 Tg/año). A partir del 2009, las emisiones de CH₄ descenderían a 1,35 Tg/año, para aumentar luego proporcionalmente al incremento poblacional. La tendencia individual se mantendría hasta el final del período, de modo que La Farfana aportaría el 41,7%, Los Nogales el 28,96% y El Trebal el 29,33%, aportando en conjunto el 97,8% del total de las emisiones de metano al nivel regional.

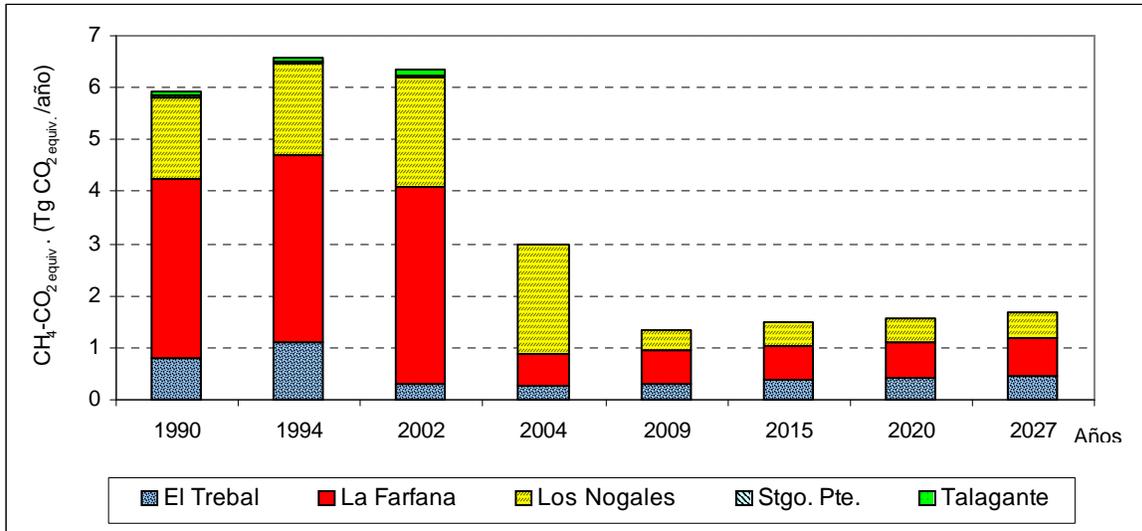


Figura 42. Metano emitido como CO₂-equiv. desde las plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027. La figura incluye a la planta Talagante, dado su nivel potencial de PCG.

Comparativamente, las emisiones de las plantas Santiago Poniente y Talagante serían muy marginales (0,035 Tg/año y 0,018 Tg/año, respectivamente) y ello correspondería principalmente al metano emitido desde el lodo tratado en la instalación.

Las plantas de localidades serían las responsables de la emisión del 2,2% del total regional (1,72 Tg CH₄-CO₂-equiv./año). Pese a este pequeño aporte, las plantas Talagante (Figura 42), Buin-Maipo, Cexas, Curacaví, Paine y Esmeralda tendrían una mayor contribución individual, como se muestra en la Figura 43.

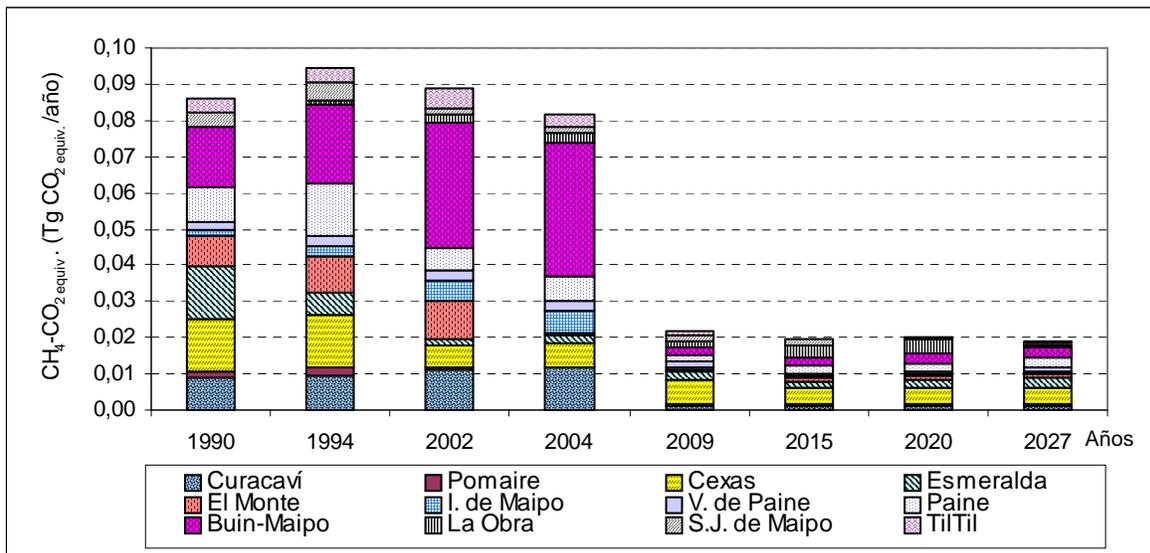


Figura 43. Metano emitido como CO₂-equiv. desde las plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.

Los cambios en las tendencias mostradas por cada planta, responden a los porcentajes de cobertura de tratamiento relativo a cada año analizado. De esta manera, hasta el año 2002, las emisiones de metano equivalente, serían atribuibles al pequeño porcentaje de

población que no cuenta con tratamiento de aguas servidas. Esto debido al aumento poblacional proyectado hacia el final del período.

b) Dióxido de carbono emitido como CO₂-equivalente

Obviamente, la emisión de dióxido de carbono es igual al CO₂ equivalente, ya que el poder de calentamiento global del CO₂ emitido es igual a 1. Las figuras 44 y 45, muestran el CO₂ total que sería emitido al nivel global en el Gran Santiago y localidades, respectivamente, durante el período 1990-2027.

La gestión de las aguas servidas y lodos en las plantas de tratamiento del Gran Santiago generarían el 97,6% de las emisiones totales de CO₂ en la Región Metropolitana en el 2027. Como se muestra en la Figura 44, la mayor fuente de emisión sería el área de servicio de la planta La Farfana, seguida por Los Nogales y el Trenal, aun cuando sus emisiones netas tendrían variaciones en el tiempo. Las emisiones de las plantas Santiago Poniente y Talagante serían muy inferiores (0,002 y 0,005 Tg CH₄-CO₂-equiv./año, respectivamente).

Las plantas de localidades (Figura 45), presentarían cifras mayores para Buin-Maipo, Paine, Cexas y Esmeralda y valores inferiores, pero similares entre sí, para El Monte, Curacaví, Isla de Maipo y San José de Maipo.

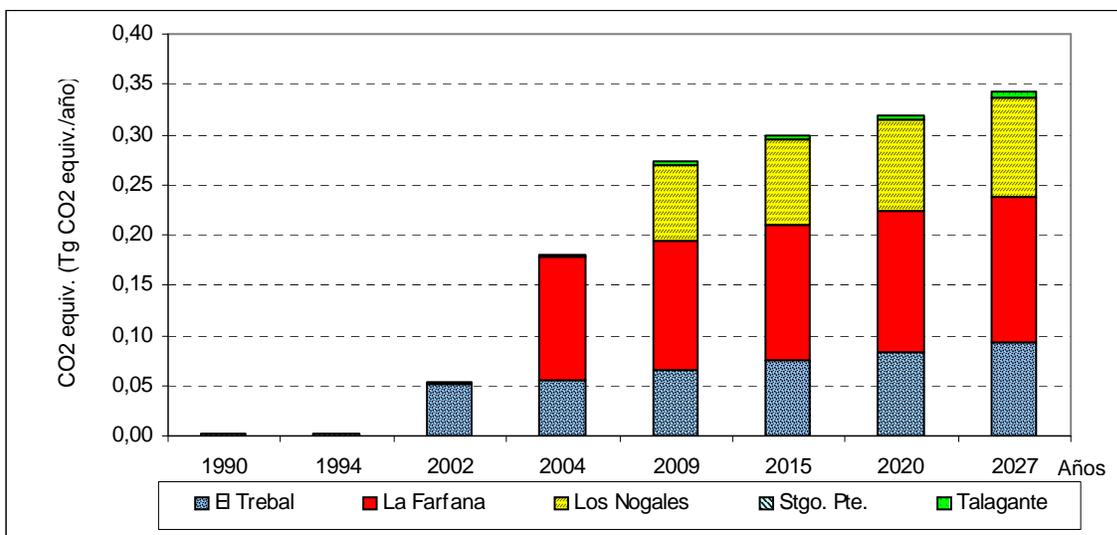


Figura 44. Emisión de CO₂ equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027. La figura incluye a la planta Talagante, ya que su nivel potencial de emisión estaría en el rango del Gran Santiago.

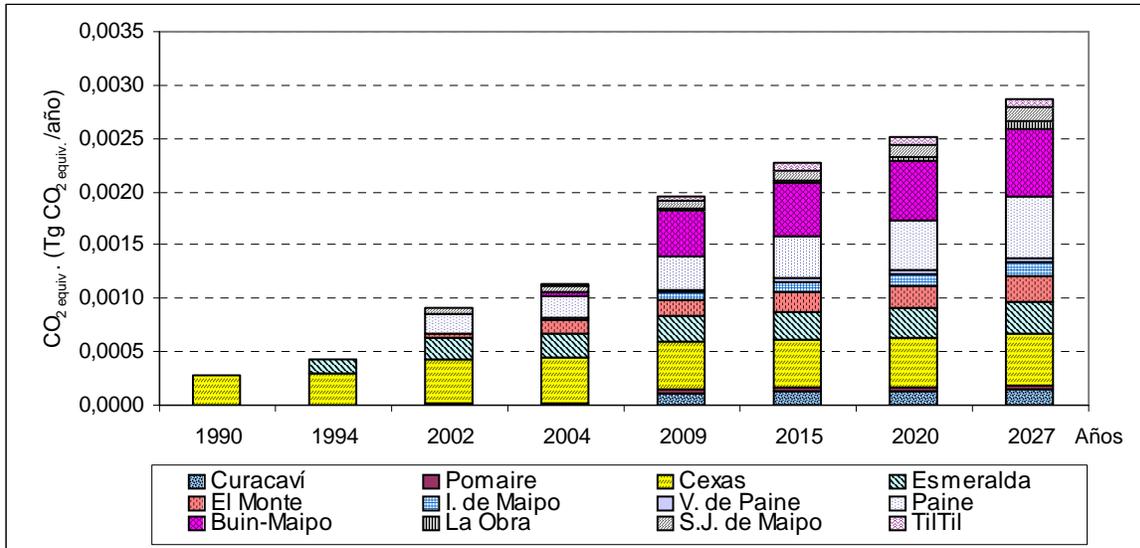


Figura 45. Emisión de CO₂ equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.

c) Oxido nitroso emitido como CO₂-equivalente

El poder calorífico del óxido nitroso, expresado como CO₂-equiv./año, aumenta fuertemente la participación relativa de sus emisiones, como se muestra en las figuras 46 y 47, para el Gran Santiago y localidades, respectivamente.

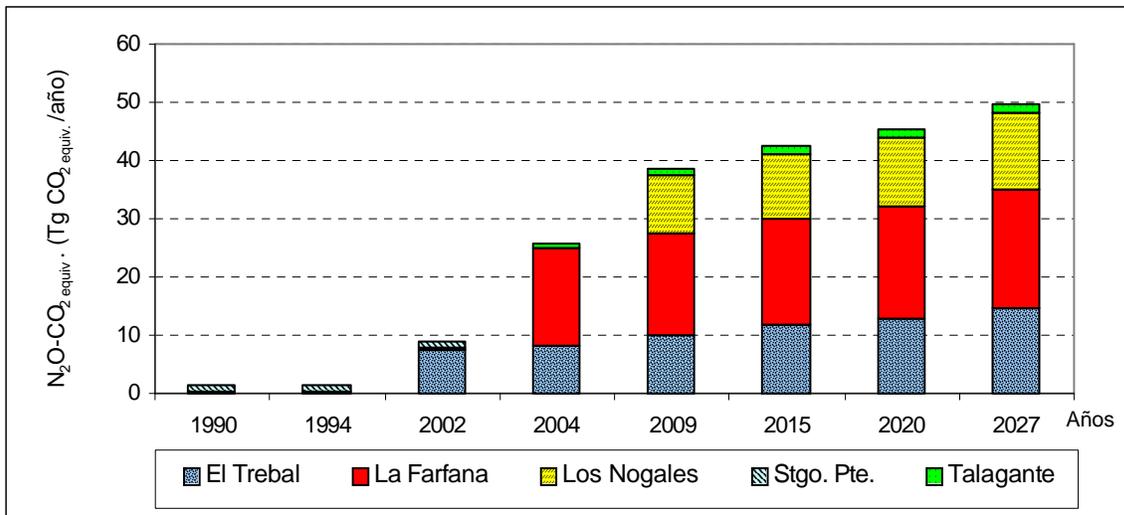


Figura 46. Oxido nitroso emitido como CO₂-equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027. La figura incluye a la planta Talagante, por su nivel potencial de emisión similar al del Gran Santiago.

En el año 2009, las grandes plantas aportarían el 95,4% del total regional de N₂O-CO₂ equivalente. De este porcentaje el 46,7% sería atribuido a la planta La Farfana (17,5 Tg/año), el 26,8% al Trebal (10,1 Tg/año) y el 26,5% restante (9,9 Tg/año) a Los Nogales. Sin embargo, para fines del período, la contribución de las plantas del Gran Santiago al total regional, habría descendido al 84,7%, aun cuando sus aportes individuales habrían

registrado variaciones diferentes. Así, en 2027 las contribuciones relativas serían del 42,1% para La Farfana, 30,9 % para El Trebal y de 27,15% para Los Nogales.

La Figura 47, muestra la tendencia del N₂O expresado como CO₂-equivalente en las plantas de tratamiento de localidades. En términos generales, esta fuente presentaría incrementos significativos (factor >20) en el tiempo, variando desde 0,11 hasta 2,8 Tg N₂O-CO₂-equiv./año para el período 1990-2027.

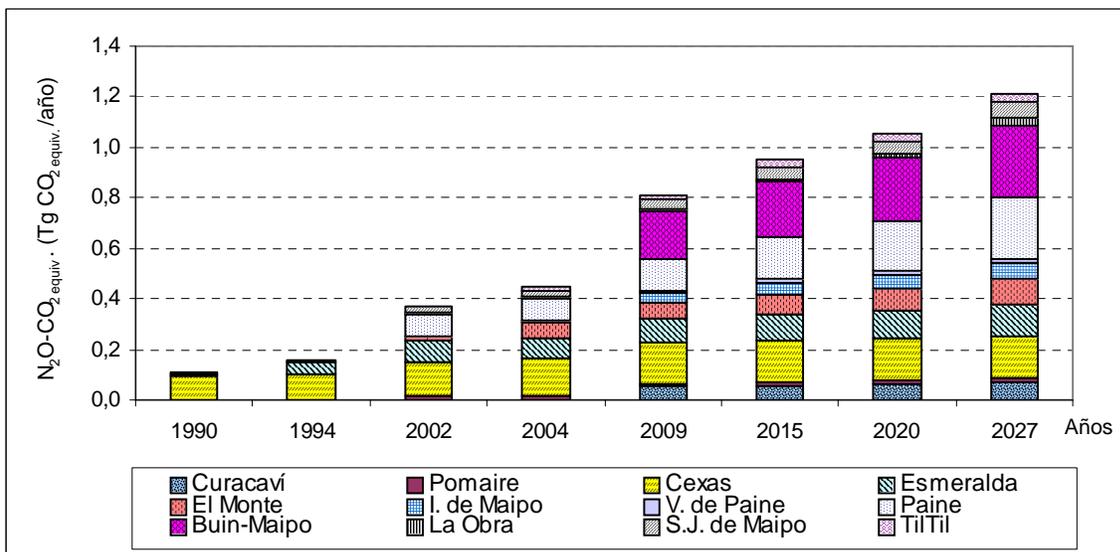


Figura 47. Oxido nitroso emitido como CO₂-equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.

Las plantas de localidades agruparían el 4,6 % del óxido nitroso emitido como CO₂-equivalente a nivel regional en el año 2009, alcanzando un aporte global equivalente al 15,3% durante el año 2027.

IV.3. POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL (PCG)

La variación en las emisiones de los gases analizados, expresados como CO₂-equivalentes, permite estimar el poder de calentamiento global por emisión de GEI en la Región Metropolitana a lo largo del período 1990-2027.

La contribución relativa de cada planta de tratamiento del Gran Santiago sobre el potencial de calentamiento global de la Región Metropolitana, se muestra en la Figura 48. En términos generales, las aguas servidas manejadas en la planta El Trebal tendrían un poder de calentamiento de 19 Tg CO₂-equiv./año en el 2027, en tanto que las tratadas por La Farfana y Los Nogales contribuirían con un PCG de 26,1 y 16,9 Tg CO₂-equiv./año, respectivamente. En su conjunto, estas plantas marcarían una tendencia al aumento en sus emisiones a partir del primer año de análisis (7,3 Tg/año), alcanzando valores de 17,1 Tg CO₂-equiv./año; 34,4 Tg CO₂-equiv./año y 48,5 Tg CO₂-equiv./año, para los años 2002, 2004 y 2009, respectivamente. Para el año 2027 se esperaría un PCG del orden de 62 Tg CO₂-equiv./año/año.

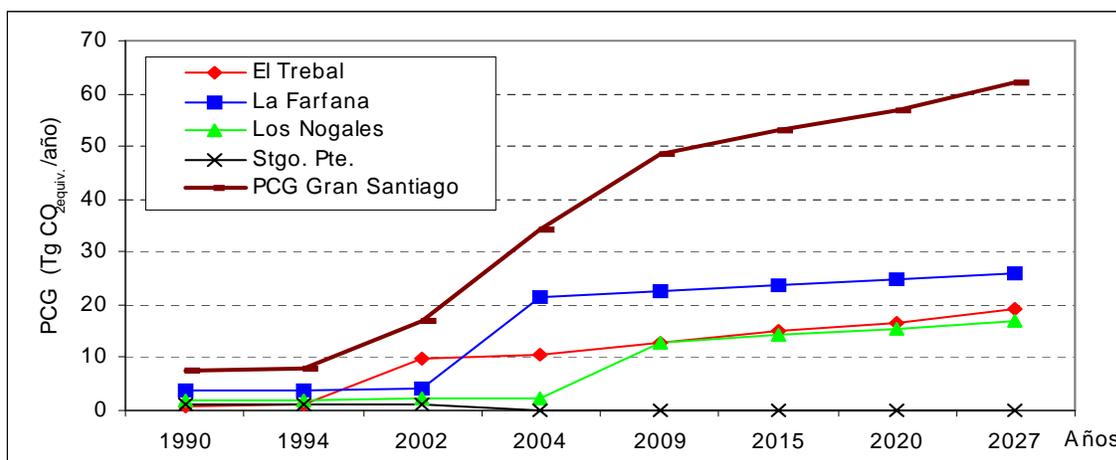


Figura 48. Potencial de calentamiento global, contribución individual para las plantas de tratamiento del Gran Santiago, período 1990-2027.

La Figura 49 muestra que el potencial de calentamiento global de las aguas servidas gestionadas en localidades, se incrementaría de un PCG de 0,3 Tg CO₂-equiv./año en 1990, a 3,6 Tg CO₂-equiv./año en el 2027. Durante este período, las plantas Talagante (56,6%), Buin Maipo (9,9%), Paine (8,7%), Cexas (6%) y Esmeralda (4,4%), tendrían la mayor contribución. Las demás plantas entregarían aportes menores: El Monte (3,8%), Curacaví (2,4%), San José de Maipo (2,2%), Isla de Maipo (2,1%), Til Til (1,4%), La Obra (1,2%), Valdivia de Paine (0,7%) y Pomaire (0,6%) .

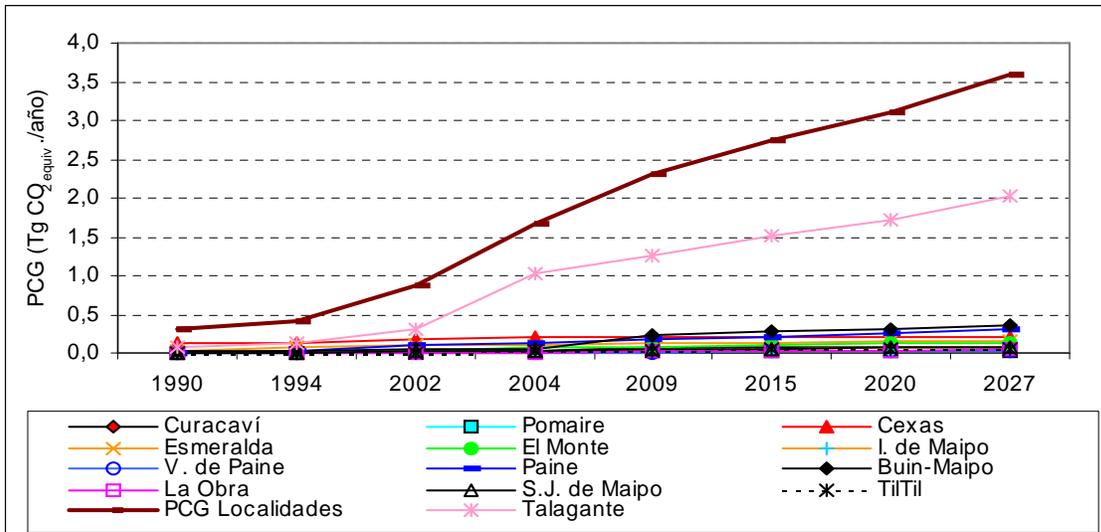


Figura 49. Potencial de calentamiento global, contribución individual para las plantas de tratamiento de localidades, período 1990-2027.

La contribución de cada una de las plantas de localidades es muy diferente a lo largo del tiempo y esto se debe principalmente al desfase en la puesta en marcha y el porcentaje de población atendida, lo cual está relacionado directamente con la cobertura del sistema de alcantarillado en cada localidad. En la Figura 49 destaca la contribución de la planta Talagante y el fuerte aumento que tendrían las emisiones de Buin-Maipo a partir del año 2007. Esto podría explicarse debido a que a partir de ese año la cobertura de alcantarillado aumentaría al 90%, donde la totalidad del caudal de aguas servidas sería tratado en la planta de tratamiento. Por su parte, Paine habría aumentado fuertemente sus emisiones a partir del año 2002, probablemente por las mismas razones argumentadas para Buin-Maipo, pero quizás esto se potencie para la planta Paine debido a la incorporación de nuevas comunas atendidas y al cambio de tecnología que se utilizaría a partir de ese año. Nótese también que Cexas habría estabilizado sus emisiones a partir de 2002; ello debido fundamentalmente a que se mantendría el nivel de tratamiento y la población atendida, que desde el año 1990 cubre el 98% de la población urbana. Por lo tanto, los aumentos registrados en las emisiones se deberían al incremento natural de la población en cada año analizado.

La Figura 50 indica que el PCG metropolitano aumentaría desde 7,8 Tg CO₂.equiv./año en 1990 a 66,5 Tg CO₂.equiv./año en 2027, teniendo contribuciones importantes a partir del año 2002, lo que estaría fuertemente condicionado por el PCG estimado para las aguas servidas y lodos que se gestionarían en el Gran Santiago durante ese período de análisis, con porcentajes de contribución relativos del 88,8% durante el año 1990 y del 75,1% para el año 2027.

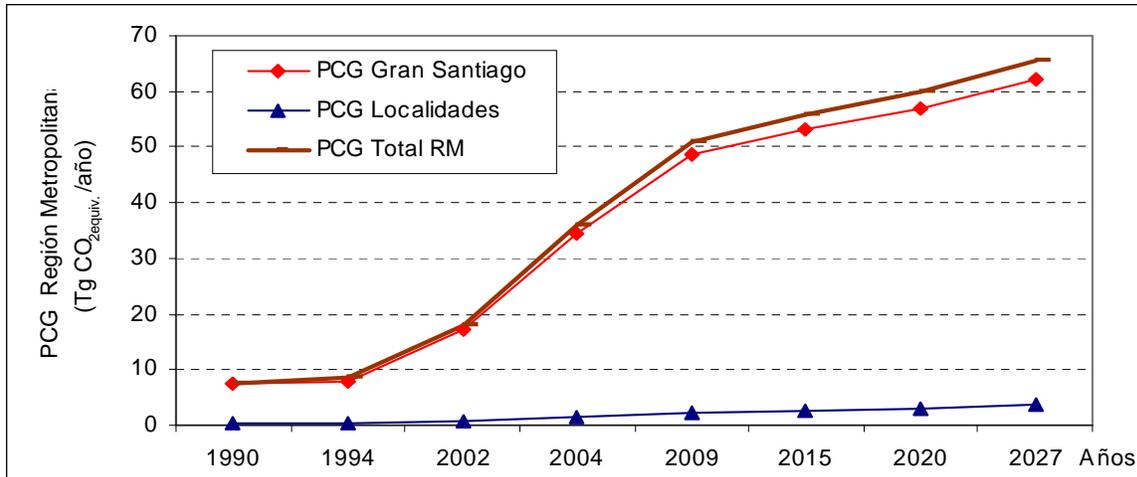


Figura 50. Potencial de calentamiento global, Región Metropolitana, período 1990-2027.

Por otra parte, la Figura 51 indica el análisis del PCG regional por componente. Este evidencia que la contribución relativa de cada gas condiciona el comportamiento del PCG regional durante el período analizado. De esta manera, en la Figura 51 se señala que el potencial de calentamiento global de la Región Metropolitana estaría determinado por las emisiones de N₂O-CO₂equivalente a partir del año 2002. Esto es de suma importancia ya que demuestra que aun cuando las emisiones de óxido nitroso sean inferiores al resto de los GEI, tienen una participación determinante en el equilibrio atmosférico de la región.

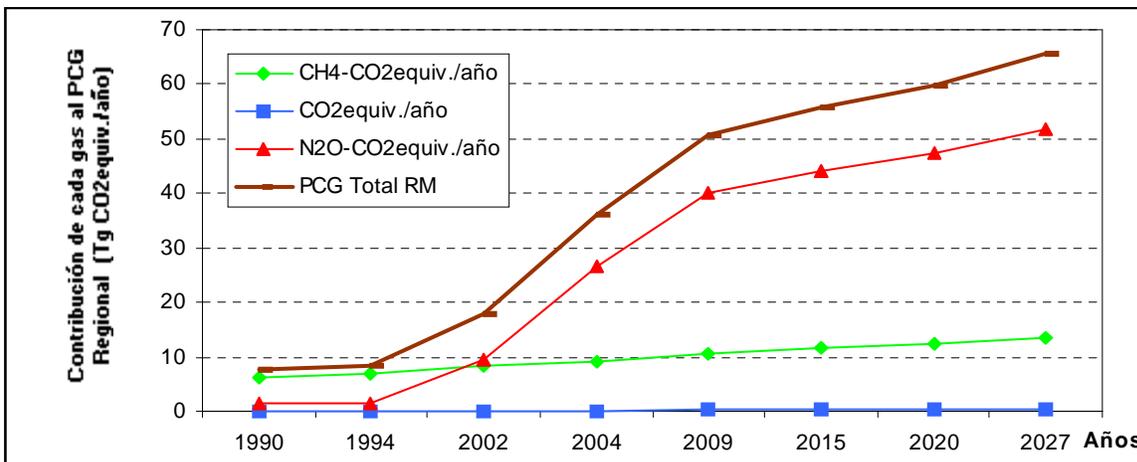


Figura 51. Contribución de cada gas al potencial de calentamiento global de la Región Metropolitana, período 1990-2027.

V. ESTRATEGIAS DE GESTIÓN PARA LA REDUCCION DE GEI

La situación analizada en el capítulo IV para cada gas, corresponde al tratamiento de aguas servidas y lodos de acuerdo a lo proyectado actualmente por el Plan de saneamiento de las aguas servidas de la Región Metropolitana, en términos de la puesta en marcha y de la tecnología asumida para cada planta de tratamiento. No obstante, es posible analizar nuevas aplicaciones de los modelos considerando algunas alternativas de gestión que incluyen la recuperación del biogas generado y el cambio del proceso de tratamiento. Bajo estas condiciones es factible proyectar varios escenarios diferentes. Así, los cálculos mostrados en el capítulo IV corresponden al llamado escenario 1. Las características de los demás escenarios modelados, se resumen a continuación:

Escenario 2 : Escenario 1 y recuperación del 50% del biogas generado.

Escenario 3 : Escenario 1 y recuperación del 75% del biogas generado.

Escenario 4 : Tratamiento de aguas servidas 100% aeróbico, lodo 100% anaeróbico y recuperación del 75% del biogas generado.

Escenario 5 : Tratamiento de aguas servidas 50/50% (aeróbico/anaeróbico), lodo 100% anaeróbico y recuperación del 75% del biogas generado.

Escenario 6 : Tratamiento de aguas servidas y lodos 100% anaeróbico y recuperación del 75% del biogas generado.

a) Impacto sobre el metano emitido desde aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana.

Las Figuras 52, 53 y 54, muestran el metano que se generaría desde las aguas servidas tratadas, lodos y aguas no tratadas, respectivamente, de acuerdo con los distintos escenarios modelados.

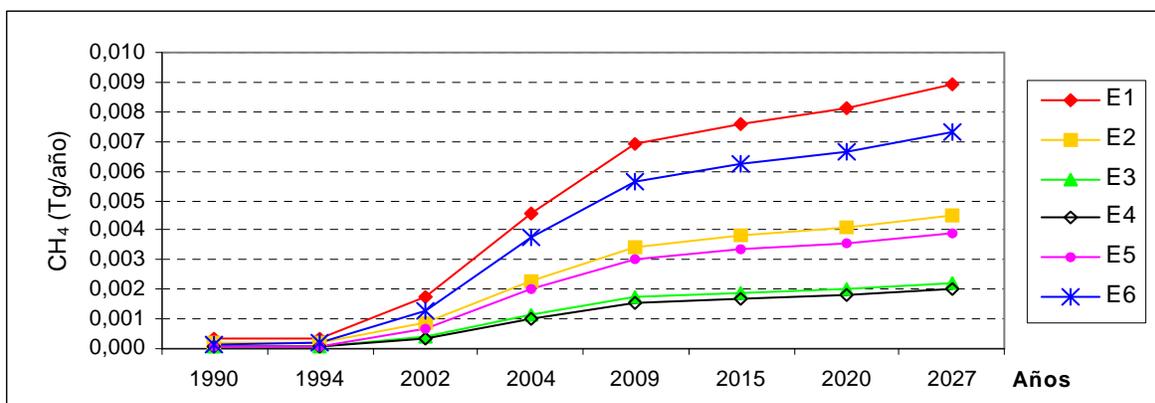


Figura 52. Metano emitido desde aguas servidas tratadas. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

En la Figura 52 se evidencia las ventajas que representan las estrategias de gestión para los sistemas de tratamiento de las aguas servidas. La reducción de las emisiones ocurre, a lo largo de todo el período y en todos los escenarios. Las estrategias más eficientes corresponden a los escenarios E3 y E4. Cabe señalar sin embargo, que aunque se hubiera planteado un sistema completamente anaeróbico, las emisiones serían inferiores a las mostradas por el escenario 1. Por otra parte, la recuperación del biogas, parece ser

una estrategia muy eficiente, como lo demuestra la comparación entre los escenarios E2 y E3.

La Figura 53, evidencia nuevamente, que la aplicación de cualquiera de las estrategias dadas en los distintos escenarios implica una reducción del aporte del CH₄, incluida la más desfavorable como sería el escenario E6 (aguas y lodos 100% digeridos anaeróbicamente). Además, la alternativa de tratamiento 100% aeróbico (E4), lograría mantener un nivel de emisiones semejante al modelado para el año 1994.

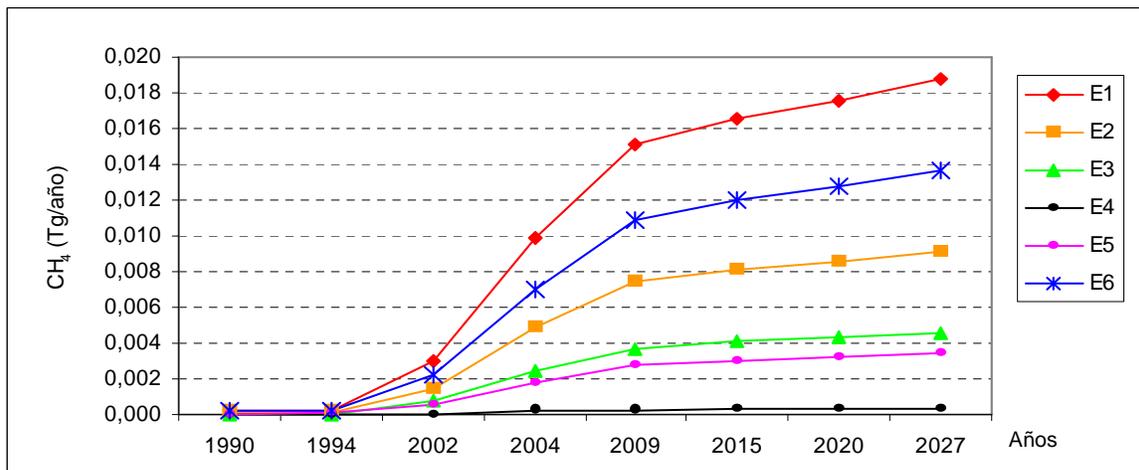


Figura 53. Metano emitido desde lodos tratados y dispuestos en plantas de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

Respecto a la influencia de las estrategias de gestión sobre las emisiones de metano provenientes de las aguas servidas no tratadas, dicho impacto disminuye hasta desaparecer en la medida que las aguas son tratadas, como se señala claramente en la Figura 54.

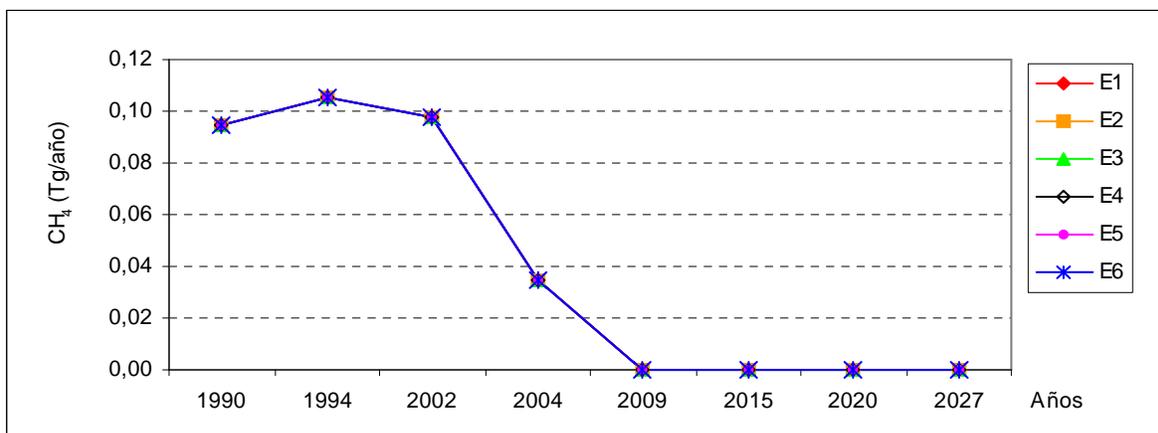


Figura 54. Metano emitido desde aguas servidas no tratadas. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

En términos globales, las estrategias de gestión aplicadas al total de las aguas servidas y lodos manejados en la Región Metropolitana durante el período 1990-2027, dieron como resultado las tendencias de metano, emitido como CO₂-equivalente, que se indican en la Figura 55, la que demuestra claramente que la mejor estrategia para la reducción del PCG por parte del metano, pasa por el escenario E4, que implica un tratamiento 100%

aeróbico para las aguas servidas y la recirculación del 75% del biogas generado durante el tratamiento del lodo.

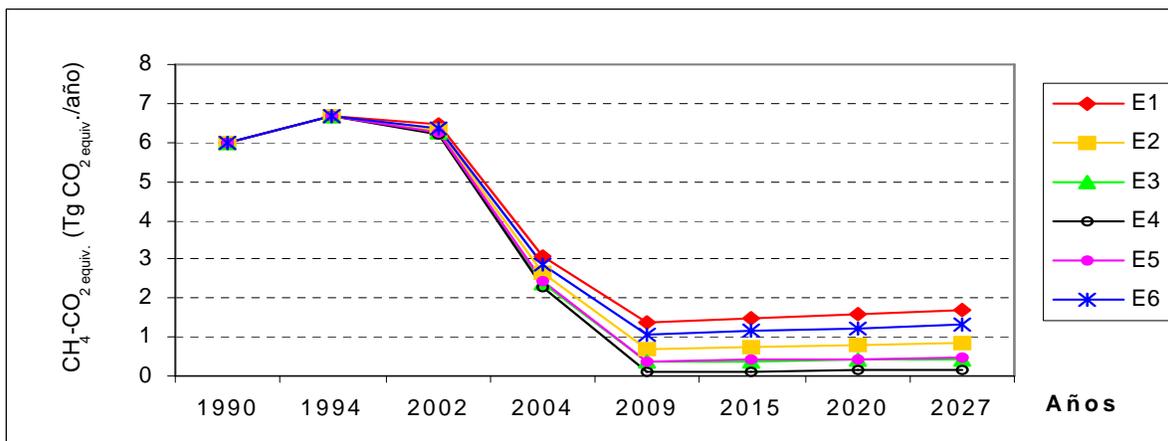


Figura 55. Total metano emitido como CO₂-equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

b) Impacto sobre el dióxido de carbono total emitido desde aguas y lodos gestionados en la Región Metropolitana.

Las emisiones de dióxido de carbono registraron variaciones que están relacionadas con el volumen de lodo generado por tipo de tratamiento y la posibilidad de recuperación del CO₂ presente en el biogas utilizado como energía dentro del sistema, en los distintos escenarios modelados.

El comportamiento de las emisiones totales de CO₂ desde las aguas servidas tratadas, bajo distintas estrategias de gestión, se muestra en la Figura 56.

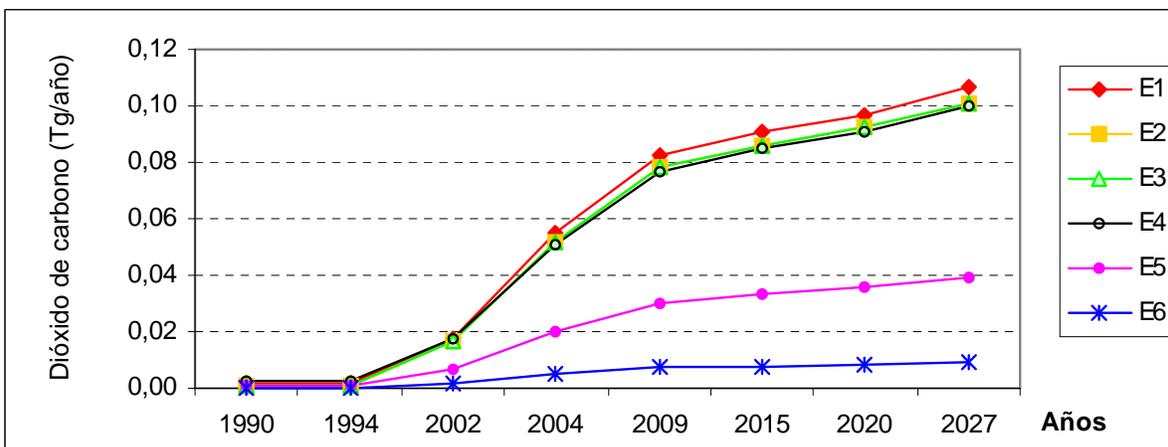


Figura 56. Dióxido de carbono emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

En este caso no se observa diferencia notoria entre los escenarios E2, E3 y E4, los que estando levemente por debajo del escenario 1, quedan sin embargo, con un nivel de emisión superior a los escenarios E5 y E6. Este último (tratamiento completamente

anaeróbico) sería el más eficiente, a diferencia del metano para el cual el escenario de mayor reducción es el E4, siendo los escenarios E1, E6 y E2 los más desfavorables.

Las proyecciones para el caso del CO₂ liberado durante del tratamiento de los lodos se muestra en la Figura 57.

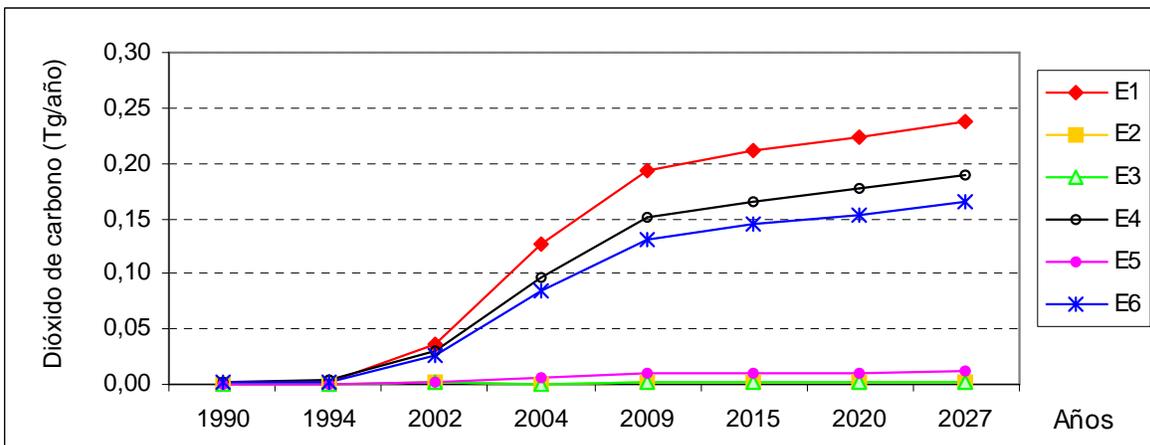


Figura 57. Dióxido de carbono emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

En el caso de los lodos, las estrategias de gestión más favorables a la reducción de las emisiones de CO₂ corresponden a los escenarios E2, E3 y E5. A medida que se establecen condiciones anaeróbicas más estrictas (E6), la emisión de este gas tendería a ser sustancialmente mayor, pero siempre por debajo de lo proyectado actualmente (E1).

La Figura 58 muestra las tendencias globales seguidas por el CO₂ bajo los distintos escenarios de gestión.

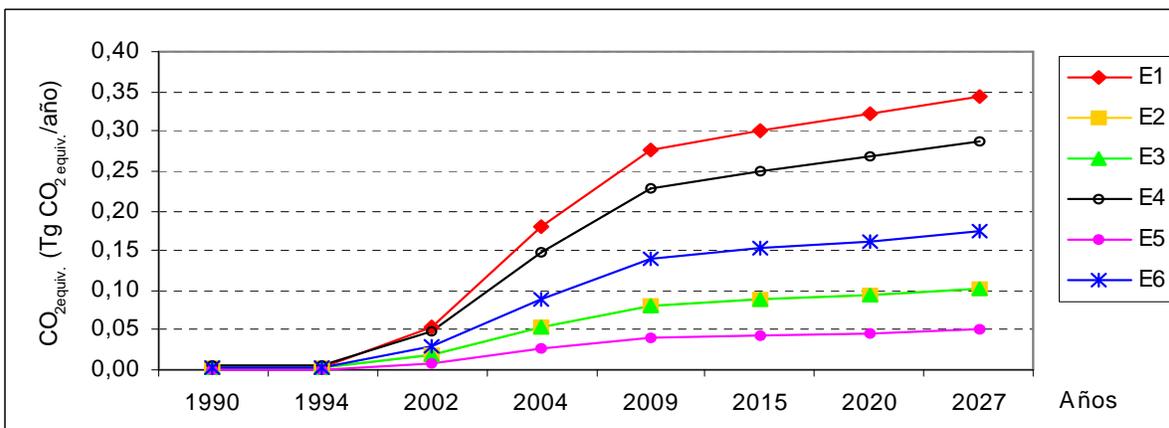


Figura 58. Total dióxido de carbono emitido desde aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

El tratamiento 100% aeróbico con recuperación del 75% del biogas (E4), generaría un escenario ligeramente más positivo que el actualmente proyectado (E1). En cambio, la máxima reducción de CO₂ ocurriría para el tratamiento mixto (E5), debido fundamentalmente a que estos procesos de tratamiento (línea aguas) requieren menor consumo de energía. Respecto a la situación proyectada por Aguas Andinas, pero sin

recuperación de biogas (E1), el incremento en la reutilización del biogas, reduciría el CO₂ en cifras similares para una recuperación del biogas del 50 ó del 75%.

c) Impacto sobre el óxido nitroso total emitido desde aguas y lodos gestionados en la Región Metropolitana

La incidencia de las estrategias de gestión sobre las emisiones netas de óxido nitroso desde aguas servidas tratadas, se muestra en la Figura 59. Se observa un impacto positivo para los escenarios E2, E3 y E4. A su vez, la aplicación de sistemas anaeróbicos, tendería a aumentar el N₂O liberado por esta vía, escenarios E5 y E6, destacándose así la importancia de los procesos involucrados.

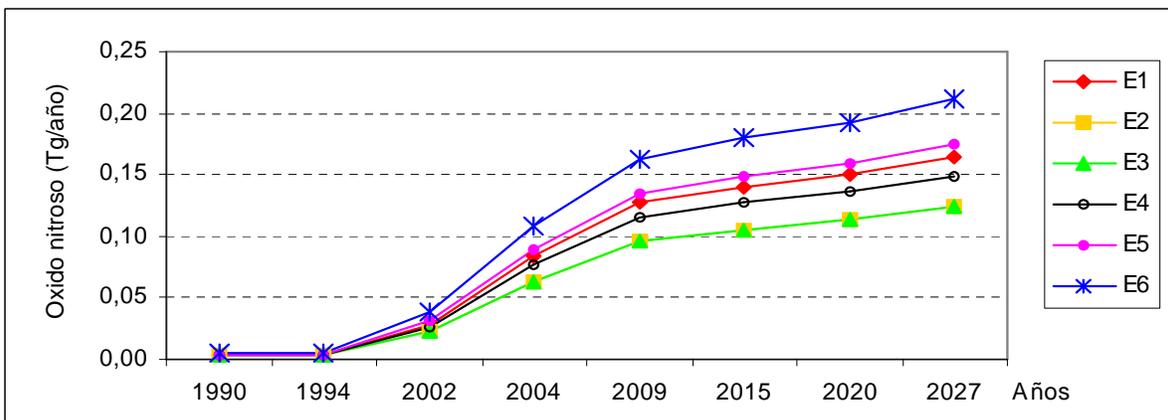


Figura 59. Óxido nitroso emitido desde aguas servidas tratadas en plantas de tratamiento. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

Las estrategias de gestión aplicadas a las emisiones de óxido nitroso desde lodos tratados y dispuestos en instalación, se muestran en la Figura 60.

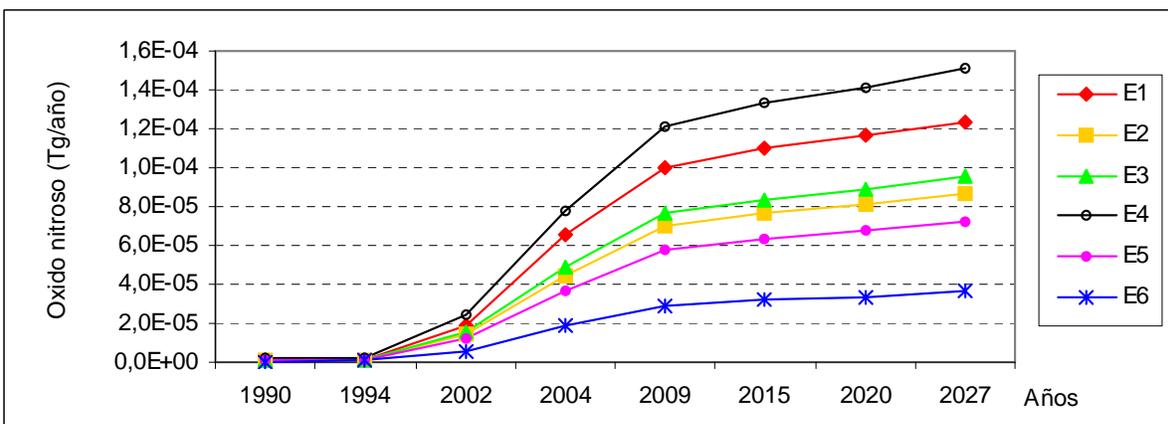


Figura 60. Óxido nitroso emitido desde lodos tratados y dispuestos en instalación. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

En este caso, las estrategias de gestión tendieron a reducir las emisiones modeladas de acuerdo a lo proyectado por la empresa sanitaria, a excepción de incorporar la aplicación de sistemas anaeróbicos en aguas y lodos, lo que tendería a aumentar el N₂O liberado por esta vía (E4), aún cuando se consideraran altos porcentajes de recuperación del biogas, ya que el contenido de nitrógeno en el biogas es muy bajo.

Por otro lado, al igual que en el caso del metano, las estrategias de gestión evidentemente, incidirían posteriormente reduciendo las emisiones netas de óxido nítrico al ir disminuyendo el caudal las aguas servidas no tratadas, como lo muestra la Figura 61.

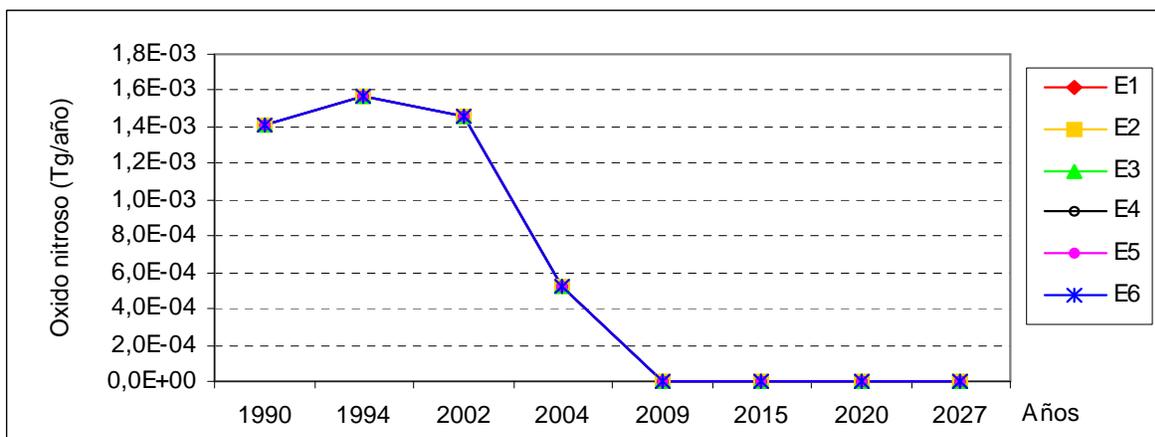


Figura 61. Óxido nítrico emitido desde aguas servidas no tratadas. Total Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

Las tendencias proyectadas para el óxido nítrico emitido desde aguas servidas y lodos, manejados globalmente en la Región Metropolitana, indicarían que las estrategias representadas por los escenarios E2 y E3, generarían un menor nivel de emisiones comparado con lo proyectado actualmente (E1, Figura 62). Esto estaría asociado a la recirculación del biogas y a la mayor cobertura de las aguas servidas tratadas dentro de la instalación. Las emisiones serían menores también aplicando las estrategias de gestión incluidas en el escenario E4. Por otra parte, y como era de esperar, las emisiones de N₂O (expresadas como CO₂-equivalente), serían mayores, en la medida que la estrategia de gestión aplicada considere un mayor porcentaje de tratamiento anaeróbico de las aguas.

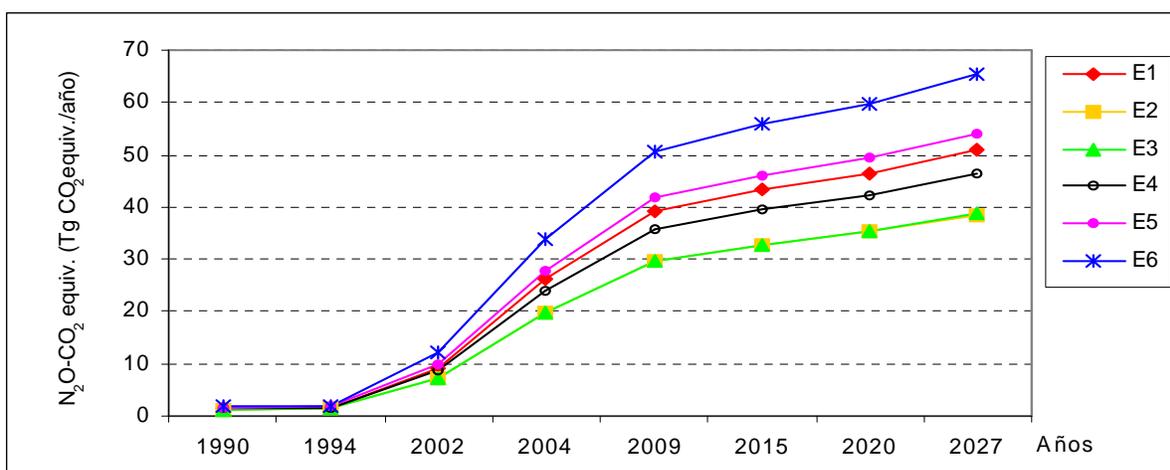


Figura 62. Total óxido nítrico emitido como CO₂-equiv. desde aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

d) Impacto sobre el poder de calentamiento global de las aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana

Las estrategias de gestión aplicables al tratamiento de las aguas servidas y lodos, finalmente inciden en el PCG regional, dependiendo del escenario de análisis, tal como se indica en la Figura 63.

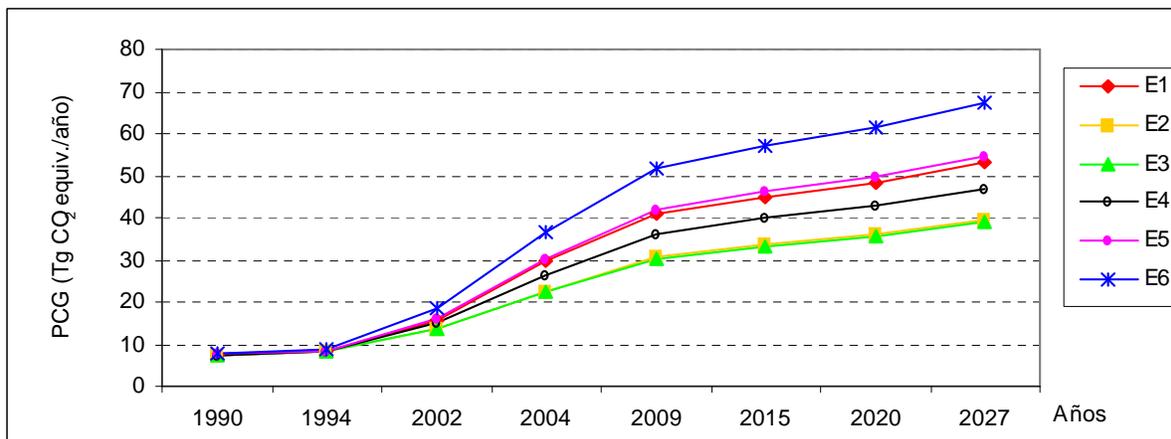


Figura 63. Potencial de calentamiento global, para aguas servidas y lodos gestionados en la Región Metropolitana, período 1990-2027, para diferentes escenarios de gestión.

En términos globales, la modelación para distintos escenarios de gestión, muestra que la tendencia del PCG en la Región Metropolitana, dependería de la tecnología utilizada para el tratamiento de las aguas servidas y lodos, así como también del porcentaje de recuperación del biogas. En este sentido, es interesante destacar que los escenarios E2 y E3, que corresponden respectivamente, a la recuperación del 50 y 75% del biogas generado, son los que finalmente entregan las menores emisiones de GEI (CO₂-equivalentes). Los escenarios más desfavorables se generan cuando se aplica sistemas de tratamientos predominantemente anaeróbicos, como es el caso de E5 y E6.

Pese a lo anterior, es conveniente hacer hincapié que este potencial de calentamiento global en todos los escenarios, estaría fuertemente influenciado por la contribución de óxido nítrico al sistema, el que pese a ser inferior, desde el punto de vista de su concentración atmosférica, es altamente relevante debido a su poder calórico.

VIII. ANEXOS

ANEXO A

PARAMETROS DE ENTRADA PARA LOS MODELOS UTILIZADOS EN LA ESTIMACION DE EMISIONES

METANO

ANEXO A.1.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO IPCC-US1AST-CH4

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Fuente de información
P _{pt}	Pobl.conectada a planta de tratamiento	Nº hab.	Específico por planta (Anexo B.1.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)
DQO _p	Producción de carga orgánica per cápita	g/hab/d	Específico por planta (Anexo B.2.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.); opinión de expertos

F_{as}	Fracción de las aguas servidas tratadas por tipo de tratamiento	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.); opinión de expertos
FEM	Factor de emisión de metano	g CH ₄ /g DQOr	0,2	USEPA, 1997. pag 26-27.
		g CH ₄ /g DQO ó g CH ₄ /g DBOu	0,25	USEPA, 1997. pag 13.
		g CH ₄ /g DBO	0,6	IPCC, 2000
MR	Metano recuperado	kg/año	Específico por planta (Anexo B.2.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.); opinión de expertos. Asumidos por esta tesis

ANEXO A.2.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ1L-CH4

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
Q_{as}	Caudal de aguas servidas tratadas	m ³ /año	Específico por planta (Anexo B.4.)	por tipo de tratamiento	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)
ROT_{as}	Residuo orgánico total en las aguas servidas	kg/m ³	Específico por planta (Anexo B.2.)	expresado como DQO	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)

B _{0(l)}	Máxima capacidad de producción de metano, por tipo de lodo	m ³ CH ₄ /kg lodo	Valor por defecto	depende de sistema de tratamiento	
			0,11	sist. aeróbicos de alta carga.	Parkin y Owen, 1986.
			0,005	sist. aeróbicos de baja carga, promedio	Asumido por estudio
			0	lodo anaeróbico bien estabilizado.	Lexmond y Zeeman, 1995
N _{as}	Eficiencia de remoción de la DQO en el agua	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende de sistema de tratamiento	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)

continúa...

ANEXO A.2.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ1L-CH4.

Continuación

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
L	Lodo producido	kgDQO/ kgDQOr	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende de sistema de tratamiento	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)
			Valor por defecto	depende de sistema de tratamiento	
			0,3-0,5	sist. aeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995; Lora y Miró, 1978. Pag.138

			0,05-0,15	sist. anaeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995; Lora y Miró, 1978. Pag.138
			0,15	sist. primario con digestión anaeróbica.	NGGIC, 1998; Lora y Miró, 1978. Pag.138
			0,3	sist. secundario con digestión anaeróbica.	NGGIC, 1998
			0,5	sist. aeróbico.	NGGIC, 1998
			0,2	lagunas facultativas, incluyendo lagunas anaeróbicas.	NGGIC, 1998
			0,03	alto rango de trat.anaeróbico.	NGGIC, 1998
			0,32	genérico	NGGIC, 1995, citado por NGGIC, 1998.
F_{as}	Fracción de las aguas servidas tratadas	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende del sist. de tratam.(aeróbico, F_a ó anaeróbico, F_{an})	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales, opinión de expertos

continúa...

ANEXO A.2.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ1L-CH4.

Continuación

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
-----------	-------------	--------	-------	---------------	-----------------------

B _o	Máxima capacidad de producción de metano en aguas servidas	m ³ CH ₄ /kgDQO	Valor por defecto	depende del sistema de tratamiento	
			0,35	condiciones estandar, aeróbico	IPCC, 2000
			0,6	condiciones estandar, anaeróbico	IPCC, 2000
		m ³ CH ₄ /kgDQOb	0,5	aguas servidas domésticas	Lexmond y Zeeman, 1995
F _i	Fracción del lodo tratado por tipo de tratamiento	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende del sist. de tratam. del lodo (aeróbico ó anaeróbico)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.), opinión de expertos
η _i	Eficiencia de tratamiento del lodo	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende del sist. de tratam. del lodo (aeróbico ó anaeróbico)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.), opinión de expertos
FEM _i	Factor de emisión de metano desde el lodo	m ³ CH ₄ /kgDBOr	Valor por defecto	depende de sistema de tratamiento	
			1	anaeróbico completo	Saftley et. al, 1992
			0,01	aeróbico, lodos activ.	Czepiel et al., 1993
			0,006	otros sistemas secundarios aeróbicos	Czepiel et al., 1993

ANEXO A.3.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO IPCC-DL1ASNT-CH4.

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Fuente de información
DBO _{asnt}	Carga orgánica total, aguas servidas no tratadas	kg DBO/hab/año	Específico por planta (Anexos B.1. y B.2.)	Anam S.A.-Aguas Andinas S.A., 2002; Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.), opinión de expertos
F _{asnt a}	Fracción de la DBO, degradada anaeróbicamente	0-1	0,15	Thorneloe, 1993; IPCC, 2000; IPCC/OECD, 1997.
FEM	Factor de emisión de metano	g CH ₄ /g DBO	0,6	IPCC, 2000

ANEXO B

DATOS ESPECIFICOS DE ACTIVIDAD SANITARIA POR PLANTA DE TRATAMIENTO

POBLACION CAUDAL TRATADO PARAMETROS DE DISEÑO PRODUCCION DE LODOS

ANEXO B.2.

PARAMETROS DE DISEÑO, VALORES ADOPTADOS PARA MODELACION.

Continuación

Planta de Tratamiento	Proceso de tratamiento (Escenario 1)	Lodos							Met			
		Tratamiento lodo (fracción)		Eficiencia tratamiento		Producción de lodo		DBO	DQO	m ³ /año	F	
		aerobico	anaeróbico	aerobico	anaerobico	(kg DQO/kgDQOr)	g/hab/d	kgDBO/kg	kg DQO/kg	2002	E1	E
Gran Santiago												
El Trebal	Lodos activados	0,0	1	0,3	0,75	0,5				0,35	0,0	0,
La Farfana	Lodos activados	0,0	1	0,3	0,75	0,5				0,35	0,0	0,
Los Nogales	Lodos activados	0,0	1	0,3	0,75	0,5				0,35	0,0	0,
Santiago Poniente	Lagunas anaeróbicas, fac. y aireadas	0,0	1	0,3	0,6	0,1		0,3	2,6	0	0,0	0,
Localidades											0,0	0,
Curacaví	Zanjas de oxidación	0,0	1	0,3	0,5	0,05	40			0	0,0	0,
Pomaire	Lagunas facultativas	0,0	1	0,3	0,3	0,2				0	0,0	0,

Cexas	Biofiltros/digest. anaeróbica de lodos	0,0	1	0,3	0,6	0,3			0,6	0	0,0	0,0
Esmeralda	Lagunas aireadas + laguna sedimentación	0,0	1	0,3	0,3	0,4				0	0,0	0,0
Talagante	Biofiltro aerobico/digest.anaeróbica de lodos	0,0	1	0,3	0,6	0,3				0	0,0	0,0
El Monte	Zanjas de oxidación/digest. aeróbica de lodo	0,0	1	0,3	0,5	0,05	40			0	0,0	0,0
Isla de Maipo	Zanjas de oxidación	0,0	1	0,3	0,3	0,05	40			0	0,0	0,0
Valdivia de Paine	Tratamiento prelinimar	0,0	1	0,3	0,3	0,15				0	0,0	0,0
Paine	Zanjas de oxidación	0,0	1	0,3	0,5	0,05	40			0	0,0	0,0
Buin-Maipo	Zanjas de oxidación	0,0	1	0,3	0,5	0,05	40			0	0,0	0,0
La Obra	Rizofiltración	0,0	1	0,3	0,3	0,03				0	0,0	0,0
San José de Maipo	Zanjas de oxidación	0,0	1	0,3	0,5	0,05	40			0	0,0	0,0
TITil	Rizofiltración	0,0	1	0,3	0,3	0,03				0	0,0	0,0
Escenario 1	E1, situación programada por Aguas Andinas, en términos de tecnología y puesta en marcha de las plantas, sin recuperación del biogas.											
Escenario 2	E2, situación programada por Aguas Andinas, con recuperación de biogas en un 50%											
Escenario 3	E3, situación programada por Aguas Andinas, con recuperación de biogas en un 75%											
Escenario 4	E4, con cambio de tecnología: 100% aeróbico aguas; lodos 100% anaeróbicos											
Escenario 5	E5, con cambio de tecnología: 50/50% (aeróbico/anaeróbico) aguas; lodos 100% anaeróbicos											
Escenario 6	E6, con cambio de tecnología: 100% anaeróbico aguas; lodos 100% anaeróbicos											

ANEXO B.3.

FUENTES DE INFORMACIÓN PARA ANTECEDENTES SANITARIO AMBIENTALES DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS, REGIÓN METROPOLITANA

PLANTA DE TRATAMIENTO	REFERENCIA
<i>El Trebal</i>	<i>EMOS, 1997, 2000a; EMOS-Cadeldepe, 1995; EMOS- Tesam.S.A., 1995; Aguas Andinas, 2002f.</i>
<i>La Farfana</i>	<i>EMOS, 2000a y 2000b EMOS-Cadeldepe, 1995; Aguas Andinas, 2002f.</i>
<i>Nogales</i>	<i>EMOS 2000a; EMOS-Cadeldepe, 1995; Aguas Andinas, 2002f.</i>
<i>Santiago Poniente</i>	<i>EMOS, 2000a; EMOS-Cadeldepe, 1995; EMOS-Ifarle, 1998^a. EMOS-Ifarle, 1998b; Muñoz, E. 1996.</i>
<i>Cexas</i>	<i>EMOS 2000a; EMOS-Ifarle, 1999; Fuentes, 1996</i>
<i>Esmeralda</i>	<i>EMOS, 2000a; Aguas Andinas, 2002e</i>
<i>Curacaví</i>	<i>EMOS, 2000a; Aguas Andinas, 2002e</i>
<i>Pomaire</i>	<i>EMOS, 2000a; Aguas Andinas, 2002e</i>
<i>Talagante</i>	<i>EMOS 2000a; Aguas Andinas, 2002c</i>
<i>El Monte</i>	<i>EMOS 2000a; Aguas Andinas, 2002a</i>
<i>Isla de Maipo</i>	<i>EMOS, 2000a; Aguas Andinas, 2002e</i>
<i>Valdivia de Paine</i>	<i>EMOS 2000a; EMOS-Ifarle, 1997.</i>
<i>Paine</i>	<i>EMOS 2000a; EMOS-Ambar, 1998.</i>
<i>Buin-Maipo</i>	<i>EMOS, 2000a; EMOS-Ifarle, 1997; Aguas Andinas, 2002e</i>
<i>La Obra</i>	<i>EMOS, 2000a; Aguas Andinas, 2002e</i>
<i>San José de Maipo</i>	<i>EMOS 2000a; EMOS-Ambar, 1999.</i>

TiTitl

EMOS, 2000a; Aguas Andinas, 2002d,e

ANEXO C

PARAMETROS DE ENTRADA PARA LOS MODELOS UTILIZADOS EN LA ESTIMACION DE EMISIONES

DIOXIDO DE CARBONO

ANEXO C.1.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ1AST-CO2

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
P _{pt}	Pobl.conectada a planta de tratamiento	N° hab./año	Específico por planta (Anexo B.1.)	igual a ecuación 1	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo.3).

F_{as}	Fracción tratada por sistema de tratamiento	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	igual a ecuación 1	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.); opinión de expertos.
DBO	Producción de carga orgánica per cápita	g/hab/d	Específico por planta (Anexo B.2.)	utilizado también para aguas no tratadas	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.); opinión de expertos
B_0	Máx. capacidad de producción de metano	$m^3CH_4/kgDBO$	0,6	condiciones estandar, anaerobico	IPCC, 2000
DQO_b	Fracción biodegradable de la DQO	$m^3CH_4/kgDQOb$	0,5	aguas servidas domésticas	Lexmond y Zeeman, 1995

continúa...

ANEXO C.1.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ1AST-CO2.

Continuación

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
N_{as}	Eficiencia de remoción de la DQO biodegradable	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	por tipo de tratamiento	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.); opinión de expertos.
FEC	Factor de emisión de dióxido de carbono	$g CO_2/g DQO$ ó $g CO_2/g DBO_u$	Valore teórico por defecto	depende del proceso de degradacion de la materia orgánica	

			0,92	promedio descomp. anaeróbica	USEPA, 1997. pag 13.
			1,375	promedio descomp. aeróbica	USEPA, 1997. pag 13.
			1,37	balance másico simplificado	Doorn and Liles, 1999
FRE	Factor de requerimiento de energía por carga orgánica removida	kwh/kg DBO _r o kwh/kg DQO _r	Valor por defecto	depende del sist. tratam. y parámetros de diseño	
		kwh/kg DBO _r	1,5	sist. Aeróbicos	CBS, 1992. Citado por Lexmond y Zeeman, 1995
		kwh/kg DQO _r	0,7	sist. Aeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995
		kwh/kg DQO _r	0,08	sist. Anaeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995

ANEXO C.2.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ2L-CO2

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
Q _{as}	Caudal de aguas servidas tratadas	m ³ /año	Específico por planta (Anexo B.4.)	por tipo de tratamiento.	Emos, 2000a; Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)

ROT _{as}	Residuo orgánico total	kg/m ³	Específico por planta (Anexo B.2.)	expresado como DQO en el lodo.	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)
B _{0(l)}	Máxima capacidad de producción de metano, por tipo de lodo	m ³ CH ₄ /kg lodo	Valor por defecto	depende de sistema de tratamiento de lodo.	
			0,11	sist. aeróbicos de alta carga.	Parkin y Owen, 1986.
			0,005	sist. aeróbicos de baja carga, promedio	Asumido por estudio
			0	lodo anaeróbico bien estabilizado.	Lexmond y Zeeman, 1995
N _{as}	Eficiencia de remoción de la DQO en el agua	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende de sist. de tratamiento. Igual a ecuación 2	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)

continúa...

ANEXO C.2.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ2L-CO2.

Continuación

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
L	Lodo producido	kgDQO/ kgDQOr	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende de sistema de tratamiento.	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)

			Valor por defecto	depende de sistema de tratamiento	
			0,3-0,5	sist. aeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995; Lora y Miró, 1978. Pag.138
			0,05-0,15	sist. anaeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995; Lora y Miró, 1978. Pag.138
			0,15	sist. primario con digestion anaeróbica.	NGGIC, 1998; Lora y Miró, 1978. Pag.138
			0,3	sist. secundario con digestion anaeróbica.	NGGIC, 1998
			0,5	sist. aeróbico.	NGGIC, 1998
			0,2	lagunas facultativas, incluyendo lagunas anaeróbicas.	NGGIC, 1998
			0,03	alto rango de tratamiento anaeróbico.	NGGIC, 1998
			0,32	genérico	NGGIC, 1995, citado por NGGIC, 1998.
F _{a.s.}	Fracción de las aguas servidas tratadas	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	depende del sist. de tratam.(aerobico, Fa ó anaeróbico, Fan)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)

continúa...

ANEXO C.2.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO LZ2L-CO2.

Continuación

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Consideración	Fuente de información
F_i	Fracción del lodo tratado por tipo de tratamiento	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	Depende del sist. de tratam. del lodo (aerobico ó anaeróbico)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)
η_i	Eficiencia de tratamiento del lodo	0-1	Específico por planta (Anexo B.2.)	Depende del sist. de tratam. del lodo (aerobico ó anaeróbico)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.)
FEC_i	Factor de emisión de dióxido de carbono	m^3CO_2/kwh	0,325	por uso de energía	BKH, 1990. Citado por Lexmond y Zeeman, 1995
		$g CO_2/kwh$	637,2	por uso de energía	BKH, 1990. Citado por Lexmond y Zeeman, 1995
		m^3CO_2/kwh	0,3	por uso de energía	Blok, 1994. Citado por Lexmond y Zeeman, 1995
FRE	Factor de requerimiento de energía por carga orgánica removida	$kwh/kg DBOr$ o $kwh/kg DQOr$	Valor por defecto	Depende del sistema de tratamiento y parámetros de diseño	
		$kwh/kg DBOr$	1,5	sist. Aeróbicos	CBS, 1992. Citado por Lexmond y Zeeman, 1995
		$kwh/kg DQOr$	0,7	sist. Aeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995
		$kwh/kg DQOr$	0,08	sist. Anaeróbicos	Lexmond y Zeeman, 1995

ANEXO D

PARAMETROS DE ENTRADA PARA LOS MODELOS UTILIZADOS EN LA ESTIMACION DE EMISIONES

OXIDO NITROSO

ANEXO D.1.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO DL3ASNT-N2O

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Fuente de información
P_{pt}	Pobl.conectada a planta de tratamiento	N°hab.	Específico por planta. Mismo valor que ecuación 1 (Anexo B.1.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.).
DBO_p	Producción de carga orgánica per cápita	g/hab/d	Específico por planta (Anexo B.2.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.).

F_{DBO}	Fracción de la DBO fácilmente degradada	0-1	0,5	IPCC, 2000
FEN	Factor de Emisión de N_2O	g N_2O /g DBO _r	0,051	USEPA, 1997
		g N_2O /g DQO _r	0,09	USEPA, 1997
		g N_2O /L de agua servida	0,067	USEPA, 1997

ANEXO D.2.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO IPCC3L-N2O

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Fuente de información
P_{pt}	Pobl.conectada a planta de tratamiento	N°hab.	Específico por planta. Mismo valor que ecuaciones 1 y 6 (Anexo B.1.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales (Anexo B.3.).
Proteínas	Consumo anual de proteína per cápita	g/hab/d	78,7	para Chile. FAO, 2002
			45	para USA. USEPA, 2001
			24	IPCC, 1997
F_{np}	Fracción del contenido de N en la proteína	kg N/kg proteína	0,16	IPCC, 1997
N_l	Contenido de N en el lodo	gN/kg lodo	15,7	Cexas. Aguas Andinas, 2002a

			28,4	El Trebal. Aguas Andinas, 2002a
FEN	Factor de emisión de N ₂ O directo	kg N ₂ O-N/kg de N	0,025	IPCC, 1997 y 2000

ANEXO D.4.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO DLUS3ASNT-N2O

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Fuente de información
P _{s/pt}	Población sin alcantarillado ni planta	N° hab./1000	Específico por planta. Mismo valor que ecuación 3 (Anexo B.1.)	Aguas Andinas, 2002e; Estudios ambientales nacionales
Proteínas	Consumo anual de proteína per cápita	g/hab/d	78,7	para Chile. FAO, 2002
			45	para USA. USEPA, 2001
			24	IPCC, 1997
F _{np}	Fracción del contenido de N en la proteína	kg N/kg proteína	0,16	IPCC, 1997, Doorn y Liles, 1999
FEN _{ind}	Factor de emisión de N ₂ O indirecto	kg N ₂ O-N/kg de N	0,01	IPCC, 1997; Doorn y Liles, 1999
		g N ₂ O/L de agua servida	0,067	USEPA, 1997; Doorn y Liles, 1999

ANEXO D.3.

PARAMETROS DE ENTRADA PARA EL MODELO SLG-L-N2O

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor	Fuente de información
L_p	Lodo producido por planta de tratamiento	ton/año	Calculado para cada planta. (Anexo B.5.)	BIWPC, 1979 y 1987.
N_{ip}	Contenido de N en el lodo producido por planta	gN/kg lodo	15,7	Cexas. Aguas Andinas, 2002a
			28,4	El Trebal. Aguas Andinas, 2002a
			19,6	promedio, utilizado para lodos de localidades, estimado a partir de los cuadros 14 y 16.
			22,5	promedio para lodos digeridos del gran santiago, estimado a partir de los cuadros 14 y 16.
FEN	Factor de emisión de N_2O directo	kg N_2O -N/kg de N	0,025	IPCC, 1997 y 2000

VI. CONCLUSIONES

De la modelación efectuada para las aguas servidas tratadas de la Región Metropolitana se pueden desprender las conclusiones que se detallan a continuación, agrupadas en aspectos metodológicos, resultados, y proyecciones y sugerencias.

- Los métodos seleccionados en esta tesis permiten realizar una evaluación rápida del comportamiento de los gases de efecto invernadero, según las fuentes que los originan. Se generan resultados sobre bases estandarizadas, facilitando la intercomparación entre plantas de tratamiento, siendo proyectable y reproducible para distintas regiones y países, utilizando información local.
- Los métodos son directos y fáciles de implementar, en especial los planteados por el IPCC, gracias a las relaciones simples entre los datos de actividad sanitaria y los factores de emisión establecidos.
- Los modelos relacionados con la emisión de GEI desde lodos tratados y dispuestos en instalación, revisten cierta complejidad, que puede ser abordada con mayor o menor dificultad, dependiendo de la existencia de la información específica requerida y las posibilidades de acceder a ella. La utilización de factores por defecto apoya y facilita el desarrollo de los mismos.
- Los métodos son claros y bien estructurados y las modificaciones incorporadas permitieron desagregar la información requerida al nivel de cada planta de tratamiento (población atendida y caudales tratados); no obstante, requieren de un vasto conocimiento respecto a la tecnología utilizada y a los parámetros de diseño involucrados en cada caso, lo cual hace relevante la participación decidida de la empresa sanitaria en su aplicación.
- En términos generales, los datos primarios requeridos para alimentar los modelos se encuentran muy dispersos, dificultando la elaboración de información secundaria y la estructuración y llenado de las planillas de cálculo. En ciertos casos, no fue posible encontrar datos locales y fue necesario utilizar los valores por defecto.
- Los métodos presentan algunas debilidades, referidas a respuestas a ciertos estímulos, uso de factores de emisión, disponibilidad de información estadística y tendencias de cambio, ya que en general, asumen que para cada actividad se entregan respuestas lineales, lo que no se cumple necesariamente cuando se trata de actividad microbiana.
- Los factores de emisión considerados en la mayoría de los casos son teóricos y puede haber cierta incertidumbre respecto a su efectividad en diferentes condiciones ambientales. Así por ejemplo, la máxima producción de metano podría ser influenciada por la presencia de elementos tóxicos, agentes oxidantes o variaciones de temperatura y pH en el ambiente acuático, sensibilidad que los modelos no pueden registrar.
- La información de actividad sanitaria a nivel regional y local provino de estimaciones y mediciones en ocasiones puntuales, lo que indujo a realizar proyecciones e

interpolaciones. Sin embargo, de acuerdo a la UNFCCC, este tipo de inconvenientes es bastante frecuente en países en desarrollo y puede reducirse manteniendo una revisión periódica de la base de datos y de los inventarios.

- La selección y utilización de estos modelos significó un aporte significativo a la información nacional existente en materia de estimación de GEI, permitiendo diferenciar las distintas fuentes generadoras. La versatilidad de su estructura permitirá reproducir la metodología bajo cualquier condición técnico sanitaria, mediante la utilización de datos a escala local.

VI.2.1. Metano

La modelación de las emisiones de metano muestra que ellas estarían relacionadas fuertemente con la tecnología de tratamiento utilizada para la depuración de las aguas servidas y por sobre todo, para la digestión anaeróbica de los lodos. Sin embargo, el CH₄ puede ser reducido al incorporarse prácticas de recuperación del biogas generado. En términos generales, el metano sería emitido fundamentalmente por la digestión anaeróbica de los lodos (97,6%), registrando las aguas servidas tratadas un porcentaje muy inferior (2,34%), debido a la naturaleza de los procesos de tratamiento empleados. Sin embargo, las aguas servidas sin tratamiento también registrarían aportes importantes al inicio del período. Las estrategias de gestión indicadas permitirían minimizar el impacto ambiental de las emisiones de metano, derivadas del poder calorífico que posee (63 veces superior al CO₂ en un horizonte de 20 años). Por tanto, sería posible establecer estas medidas de mitigación a lo largo de todo el período analizado y en especial, a partir del año 2002.

VI.2.2. Dióxido de carbono

Como el aporte biogénico del CO₂ no se contabiliza en los inventarios, el potencial de reducción de estas emisiones, estaría relacionado con las posibilidades de reutilización del biogas producido (con un 25% de CO₂). Sin embargo, esta estrategia de gestión va a depender fuertemente del tipo de energía utilizada durante la operación de los sistemas de tratamiento de aguas y lodos. El potencial de emisión de CO₂ desde las aguas servidas alcanzaría sólo el 0,1% del total, en tanto que el 99% provendría del tratamiento anaeróbico de los lodos.

VI.2.3. Oxido nitroso

El N₂O provendría principalmente del efluente clarificado de las plantas de tratamiento cuando en ellas no se realiza un tratamiento terciario (99,5%) y de la escorrentía superficial de las aguas servidas no tratadas (hasta el año 2009). En una primera aproximación, el N₂O emitido desde los lodos representaría sólo el 0,5% del total regional. Las posibilidades de reducción de emisiones, tendrían relación con cambios en los procesos de tratamiento y en las condiciones de operación, ya que a mayor oxigenación, se esperarían condiciones más desfavorables para la denitrificación en el corto plazo.

El N₂O no presenta alternativas de reducción al considerar la gestión del biogas generado, ya que el contenido remanente de nitrógeno en el biogas es muy bajo. Sin embargo, las emisiones de óxido nitroso proveniente del lodo digerido y depositado sobre la superficie

del suelo, dependerían directamente del volumen de lodo producido y de las alternativas de disposición final. No obstante, pese a los bajos niveles de emisión que se registrarían, el óxido nitroso aportaría más del 90% del PCG total, debido a su alto poder calorífico (310 veces más que el CO₂).

- Las proyecciones indican que de no considerar alguna de las estrategias de minimización de los GEI, se podría esperar que, esta solución sanitaria, positiva desde el punto de vista de la depuración de las aguas servidas, se vuelva negativa desde la óptica de la calidad atmosférica, debido al incremento significativo en las emisiones de GEI, en una región que ya tiene innumerables problemas ambientales. En este sentido, cobra mayor importancia el hecho de que el impacto del N₂O se vincula estrechamente a la forma de disposición y/o utilización de los lodos, problema no menor, dado el volumen de ellos. Los resultados de este estudio debieran entonces alertar a los ejecutivos de Aguas Andinas en cuanto a considerar también la emisión de GEI en la gestión final de los lodos de las plantas de tratamiento de aguas servidas.
- Aun estableciendo medidas de gestión, las proyecciones indicarían que las reducciones alcanzadas en los distintos escenarios, no permitirían llegar al nivel de emisiones estimado para el año 1994. Evidentemente, sólo sería posible minimizar las emisiones de GEI desde la escorrentía superficial de las aguas servidas no tratadas a lo largo del período estudiado.
- Sería conveniente establecer un sistema de seguimiento de GEI en condiciones de campo en alguna de las plantas de tratamiento del Gran Santiago, especialmente en lo referido al N₂O (en las distintas unidades de tratamiento de cada planta, efluentes clarificados y durante el manejo de los lodos), debido al impacto ambiental que representa la emisión de este gas a escala regional.
- En el caso de las emisiones de metano, actualmente se sabe que los digestores tienen altos rendimientos y permiten la recirculación de hasta un 75% del biogas generado; no obstante, hay pérdidas involuntarias y el resto del biogas es quemado habitualmente mediante el uso de antorchas. En este sentido, se generaría una fracción menor de monóxido de carbono (CO) y dióxido de carbono dependiendo de las condiciones de combustión. En cualquier caso, ambos presentarían menor poder calorífico.
- Sería perfectamente posible diseñar un sistema permanente de actualización y enriquecimiento de los inventarios aquí generados, que posibiliten alimentar la base nacional de datos en esta materia.
- Aún cuando el aporte de GEI desde la gestión de las aguas servidas alcance sólo el 18% respecto de las otras fuentes antrópicas (esta no es un cifra despreciable), el manejo de este tipo de información, permitiría a las empresas sanitarias llevar un control de su desempeño ambiental, contribuyendo al cumplimiento de los objetivos de reducción de emisiones de GEI al nivel nacional.