

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

GABRIELE LOHMANN

ANÁLISE DE FLUXO DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E AVALIAÇÃO DE
IMPACTOS AMBIENTAIS EM ATERRO SANITÁRIO E NA COMPOSTAGEM DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

PORTO ALEGRE

2020

GABRIELE LOHMANN

ANÁLISE DE FLUXO DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E AVALIAÇÃO DE
IMPACTOS AMBIENTAIS EM ATERRO SANITÁRIO E NA COMPOSTAGEM DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de doutora.

Orientador: Prof. Dr. Gino Roberto Gehling

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan

PORTO ALEGRE

2020

CIP - Catalogação na Publicação

Lohmann, Gabriele

ANÁLISE DE FLUXO DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E
AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM ATERRO SANITÁRIO E
NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS / Gabriele
Lohmann. -- 2020.

201 f.

Orientador: Gino Roberto Gehling.

Coorientador: Fernando Mainardi Fan.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2020.

1. Análise de Fluxo de Substâncias. 2. Composição
química de resíduos. 3. Impactos ambientais. 4. Matriz
pedigree. 5. Resíduos Sólidos Urbanos. I. Gehling,
Gino Roberto, orient. II. Fan, Fernando Mainardi,
coorient. III. Título.

GABRIELE LOHMANN

**ANÁLISE DE FLUXO DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E AVALIAÇÃO
DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM ATERRO SANITÁRIO E NA COMPOSTAGEM
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de doutora.

Aprovado em: Porto Alegre, 15 de maio de 2020.

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling (PPGRHSA/UFRGS)

Orientador

Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan (PPGRHSA/UFRGS)

Coorientador

Prof^a. Dr^a. Maria Cristina de Almeida Silva (IPH/UFRGS)

Examinadora

Prof. Dr. Luiz Fernando de Abreu Cybis (UFRGS)

Examinador

Dr. Tiago Luis Gomes (Sul Magna/Agasan-RS)

Examinador

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida e por ter me guiado ao longo desta jornada.

Ao professor Luiz Fernando Cybis que vislumbrou este trabalho, me orientou e compartilhou seus conhecimentos durante boa parte do doutorado.

Ao professor Gino Gehling que aceitou o desafio de desbravar uma nova linha de pesquisa, por sua orientação e auxílio no desenvolvimento desta tese.

Ao professor Dr. Fernando Mainardi Fan por sua colaboração no desenvolvimento da pesquisa.

À minha família pelo apoio e compreensão nos muitos momentos de ausência.

Ao meu namorado Felipe que neste último ano tem sido a melhor companhia e apoio nas horas difíceis. Obrigada por não me deixar desistir tão perto do final.

À Nicole que sempre esteve disponível a me escutar, oferecendo hospedagem e compartilhando refeições, cervejas e histórias.

Aos amigos que fiz ao longo desta jornada no IPH, na Igreja Batista Mont Serrat, na Igreja Cristianismo Decidido, no Hospital de Clínicas de Porto Alegre e tantos outros lugares. Em especial à Mildred, ao Pablo, à Dafni e à Bruna pelos momentos compartilhados.

Aos colegas do NESA (Núcleo de Estudos em Saneamento Ambiental) da UFRGS e demais colegas do IPH que compartilharam conhecimentos, angústias, dúvidas e muitos cafés.

Ao Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) de Porto Alegre, na pessoa do engenheiro Eduardo Fleck, por disponibilizar os dados utilizados na pesquisa.

À UFRGS e ao IPH pela oportunidade de cursar o doutorado nesta instituição tão renomada.

Ao apoio financeiro que recebi considerando que o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma

Lavoisier (1743-1794)

RESUMO

No Brasil, quase 60% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) são destinados a aterros sanitários. No estado do Rio Grande do Sul este número é de aproximadamente 70%. Em Porto Alegre, o Aterro Sanitário da Extrema (ASE) foi o primeiro a operar de 1997 a 2002. Desde o início da sua operação, em 1997, até hoje, a geração de lixiviado no ASE continua a ser monitorada. Após 12 anos do seu encerramento o aterro ainda apresentava elevado potencial poluidor devido, especialmente, às suas concentrações remanescentes de matéria carbonácea biodegradável representada pelas médias de 459,25 mg DBO₅/L e 1187,5 mg DQO/L, e nitrogênio com uma média de 1103 mg N/L. Os resíduos e, conseqüentemente os gases e o lixiviado do aterro são compostos por substâncias, destacando-se o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o carbono (C). A fim de avaliar a recuperação e reutilização destes nutrientes, é necessário um estudo mais detalhado dos sistemas de gerenciamento de resíduos e das diferentes rotas de determinadas substâncias em um aterro sanitário. A Análise de Fluxo de Substâncias (AFS) é uma ferramenta útil para determinar os fluxos destes nutrientes em um aterro sanitário. Este trabalho teve por objetivo aplicar a ferramenta de AFS no ASE no período de 1997 a 2002 e na compostagem destes resíduos para avaliar os fluxos de carbono, nitrogênio e fósforo. Além disso, estimou-se a geração de gases e os potenciais impactos ambientais nos dois sistemas. Para a AFS utilizou-se o programa STAN 2.6 e para a avaliação de impactos ambientais a metodologia CML-IA. De 1997 a 2002 o ASE recebeu 231.417 toneladas de carbono, das quais aproximadamente 98.982,8 toneladas foram perdidas através de emissões atmosféricas e do lixiviado, permanecendo 132.434,2 toneladas aterradas. O ASE recebeu 5.531,8 toneladas de nitrogênio, perdeu 4.290 toneladas e acumulou 1.061,5 toneladas. Quanto ao fósforo das 696,15 toneladas aterradas, apenas 6,47 toneladas foram perdidas em 20 anos. O potencial de aquecimento global do ASE foi de 2.090.628 t CO₂ eq., de acidificação 6.761,5 t SO₄ eq. e o potencial de eutrofização 1.479 t PO₄ eq. Na compostagem as perdas de carbono variaram de 35.806 a 78.546 toneladas e as de nitrogênio de 759,96 a 2.004 toneladas. Quanto aos potenciais impactos ambientais na compostagem o potencial de aquecimento global variou de 171.066,87 a 392.959,51 t CO₂ eq., de acidificação variou de 0,06 a 0,16 t SO₄ eq. e o potencial de eutrofização de 339,70 a 895,99 t PO₄ eq. A destinação da matéria orgânica ou mesmo da fração rapidamente degradável (RD) para um sistema de compostagem vai de encontro à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) a qual determina que aterros sanitários recebam apenas rejeitos e não mais matéria orgânica. Tal prática evitaria o desperdício de substâncias já que estas deixam de ser apenas aterradas para encontrarem um novo uso como composto orgânico.

Palavras-chave: análise de fluxo de substâncias; composição química de resíduos; impactos ambientais; matriz pedigree; resíduos sólidos urbanos.

ABSTRACT

In Brazil, almost 60% of the urban solid wastes (USW) are sent to sanitary landfills. In the state of Rio Grande do Sul (RS) this number is approximately 70%. In Porto Alegre, the Extrema Sanitary Landfill (ASE- Aterro Sanitário da Extrema) was the first to operate from 1997 to 2002. Leachate generation at ASE has been monitored from the beginning of its operation in 1997 until today. Twelve years after it was closed down the landfill still presented a high polluting potential due, mainly, to its remaining concentrations of biodegradable carbon material represented by the averages of 459.25 mg BOD₅/L and 1187.5 mg COD/L, and nitrogen with an average of 1103 mgN / L. The wastes, and consequently the gases and the landfill leachate, are composed by substances, mainly nitrogen (N), phosphorus (PH) and carbon (C). In order to evaluate the recovery and reuse of these nutrients, it is necessary to perform a more detailed study of the waste management systems and the different routes taken by certain substances in a sanitary landfill. Substance Flow Analysis (SFA) is a useful tool to determine the flows of these nutrients there. The objective of this study was to apply the SFA tool at ASE during the period from 1997 to 2002, and on composting these wastes to evaluate the carbon, nitrogen and phosphorus flows. In addition, the generation of gases and potential environmental impacts on both systems were estimated. Program STAN 2.6 was used for SFA, and the CML-IA methodology was used to evaluate environmental impacts. From 1997 to 2002, ASE received 231,417 tons of carbon, of which approximately 98,982.8 tons were lost through atmospheric emissions and leachate, and 132,434.2 tons remained in the landfill. ASE received 5,531.8 tons of nitrogen, lost 4,290 tons and accumulated 1,061.5 tons. As to phosphorus, of the 696.15 tons landfilled only 6.47 tons were lost in 20 years. The global warming potential of ASE was 2,090,628 t CO₂ eq, of acidification 6,761.5 t SO₄ eq and the potential for eutrophication was 1,479 t PO₄ eq. In composting, the carbon losses varied from 35,806 to 78,546 tons and those of nitrogen from 759.96 to 2,004 tons. As to the potential environmental impacts in composting, the potential for global warming varied 171,066.87 to 392,959.51 t CO₂ eq, of acidification which varied from 0.06 to 0.16 t SO₄ eq and the potential for eutrophication from 339.70 to 895.99 t PO₄ eq. The disposal of the organic matter or even of the rapidly degradable fraction (RD) to a composting system is in accordance with the National Policy for Solid Wastes (PNRS-Política Nacional de Resíduos Sólidos) which determines that sanitary landfills should receive only rejects but no longer organic matter. This practice would avoid wasting substances, since they no longer will be landfilled but find a new use as organic compost.

Keywords: substance flow analysis; chemical composition of waste; environmental impacts; pedigree matrix; municipal solid waste

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Etapas da degradação anaeróbia	37
Figura 2: Formação de gases em aterros sanitários	40
Figura 3: Modelo triangular de produção de gás para uma tonelada da fração rapidamente degradável dos RSU	44
Figura 4: Modelo triangular de produção de gás para uma tonelada da fração lentamente degradável dos RSU	44
Figura 5: Transformações do nitrogênio em um processo de compostagem	51
Figura 6: Esboço de uma Análise de Fluxo de Substâncias desenvolvida com o programa STAN.....	59
Figura 7: Exemplo de uma Análise de Fluxo de Substância desenvolvida no STAN.....	60
Figura 8: Recebimento de RSU no ASE em 1998	67
Figura 9: Espalhamento dos RSU no ASE em 1998	67
Figura 10: ASE nove anos após seu encerramento	67
Figura 11: Taxas mensais de produção de gás para a fração rapidamente degradável	83
Figura 12: Taxas mensais de produção de gás para a fração lentamente degradável.....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação de algumas frações dos RSU de acordo com o seu grau de biodegradabilidade.....	26
Tabela 2: Caracterização gravimétrica dos resíduos gerados no Brasil	29
Tabela 3: Caracterização gravimétrica dos resíduos recicláveis gerados no Brasil	29
Tabela 4: Referências bibliográficas que apresentam a composição química elementar de RSU	32
Tabela 5: Dados de caracterização de lixiviados.....	46
Tabela 6: Dados a serem inseridos no esboço da Análise de Fluxo de Substâncias	60
Tabela 7: Proposta de modificação da matriz pedigree de Weidema para aplicação em resíduos sólidos urbanos.....	73
Tabela 8: Índice de perdas de C e N adotados para um processo de compostagem do tipo <i>windrow</i> ou pilha estática	87
Tabela 9: Fatores de caracterização dos impactos ambientais avaliados	89

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
ADM1	Anaerobic Digestion Model 1
AFM	Análise de Fluxo de Materiais
AFS	Análise de Fluxo de Substâncias
AGCL	Ácidos Graxos de Cadeia Longa
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ASE	Aterro Sanitário da Extrema
BM	Banco Mundial
COT	Carbono Orgânico Total
CRR	Central de Resíduos do Recreio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMLU	Departamento Municipal de Limpeza Urbana
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LD	Lentamente Degradável
NBR	Norma Brasileira
ND	Não Degradável
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RD	Rapidamente Degradável
RS	Rio Grande do Sul
RSM	Resíduos Sólidos Municipais
RSR	Resíduos Sólidos Residenciais ou Domésticos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
STAN	Substance Flow Analysis

SV

Sólidos Voláteis

LISTA DE SÍMBOLOS

t/dia	Tonelada por dia
t	Tonelada
N	Nitrogênio
P	Fósforo
C	Carbono
NH ₃	Amônia (livre)
NH ₄ ⁺	íon amônio
CO ₂	Gás carbônico
CH ₄	Metano
K	Potássio
t/ano	Tonelada por ano
kt	Quilotonelada
kg	Quilograma
°C	Graus Celsius
K ₂ CrO ₄	Dicromato de potássio
H	Hidrogênio
O	Oxigênio
S	Enxofre
m	Metro
m ³ /ano	Metro cúbico por ano
m ³ CH ₄ /t de resíduo	Metro cúbico de metano por tonelada de resíduo
t C/t resíduo	Tonelada de carbono por tonelada de resíduo
H ₂ O	Água
m ³ /kg	Metro cúbico por quilograma
g/mol	Gramas por mol
kg/m ³	Quilograma por metro cúbico
m ³	Metro cúbico
mg/L	Miligramas por litro
pH	Potencial hidrogeniônico
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
mS/cm	Milisiemens por centímetro
L/s	Litro por segundo

m ³ /dia	Metro cúbico por dia
mm/ano	Milímetro por ano
m ²	Metro quadrado
N ₂ O	Óxido nitroso
N ₂	Nitrogênio gasoso
NO ₃	Nitrato
mg P/kg material	Miligrama de fósforo por quilograma de material
mg N/L	Miligrama de nitrogênio por litro
L	Litro
mg P/L	Miligrama de fósforo por litro
mg O ₂ /L	Miligrama de oxigênio por litro
Cr ₂ O ₇ ²⁻	Dicromato
kg CO ₂ eq./kg emissão	Quilograma de gás carbônico equivalente por quilograma de emissão
kg SO ₂ eq./kg emissão	Quilograma de dióxido de enxofre equivalente por quilograma de emissão
kg PO ₄ eq./kg emissão	Quilograma de fosfato equivalente por quilograma de emissão
kg CO ₂ eq.	Quilograma de gás carbônico equivalente
kg SO ₂ eq.	Quilograma de dióxido de enxofre equivalente
kg PO ₄ eq.	Quilograma de fosfato equivalente
t CO ₂ eq.	tonelada de gás carbônico equivalente
t SO ₂ eq.	tonelada de dióxido de enxofre equivalente
t PO ₄ eq.	tonelada de fosfato equivalente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
1.1	JUSTIFICATIVA	19
2	OBJETIVO GERAL.....	21
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
2.2	ESTRUTURA DA TESE.....	21
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	23
3.1.1	Definições.....	23
3.1.2	Classificação dos resíduos sólidos.....	23
3.1.2.1	Classificação quanto à periculosidade e origem	24
3.1.2.2	Classificação conforme o grau de biodegradabilidade.....	25
3.1.3	Geração de resíduos sólidos urbanos.....	26
3.1.4	Caracterização e composição de resíduos sólidos urbanos	27
3.1.5	Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.....	33
3.2	ATERROS SANITÁRIOS	36
3.2.1	O processo de biodegradação em aterros sanitários	37
3.2.2	Gases gerados no aterro sanitário	39
3.2.2.1	Modelos matemáticos para estimativa do gás gerado em aterro.....	41
3.2.2.2	Modelo de geração de gás baseado na estequiometria.....	43
3.2.3	Geração de lixiviado no aterro sanitário.....	46
3.3	COMPOSTAGEM.....	48
3.3.1	O processo de biodegradação na compostagem	50
3.3.2	A geração de gases e lixiviados na compostagem.....	52
3.4	ECOLOGIA INDUSTRIAL	52
3.4.1	As ferramentas de análise de fluxo de materiais e substâncias	55
3.4.1.1	O programa STAN	59

3.4.1.2	Aplicações da Análise de Fluxo de Materiais e Substâncias	61
3.4.1.3	Avaliação de impactos ambientais na análise de fluxo de materiais.....	64
4	METODOLOGIA.....	66
4.1	ÁREA DE ESTUDO	66
4.2	FLUXOS CONSIDERADOS NO ATERRO SANITÁRIO DA EXTREMA.....	68
4.2.1	Fluxo de entrada no aterro sanitário da Extrema.....	68
4.2.1.1	Composição gravimétrica dos resíduos e quantificação das frações rápida e lentamente degradáveis.....	68
4.2.1.2	Determinação da umidade e do teor de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S) nos RSU aterrados.....	69
4.2.1.3	Determinação do teor de fósforo nos RSU aterrados.....	74
4.2.1.4	Cálculo das massas dos elementos nos RSU aterrados	75
4.2.1.5	Fórmula química dos RSU aterrados	76
4.2.2	Fluxos de saída no aterro sanitário da Extrema.....	76
4.2.2.1	Volume e análises do lixiviado gerado no aterro sanitário da Extrema	77
4.2.2.2	Cálculo da geração de gases no aterro sanitário da Extrema	80
4.3	ANÁLISE DE FLUXOS DE SUBSTÂNCIAS NO ATERRO SANITÁRIO DA EXTREMA.....	85
4.4	COMPOSTAGEM DOS RSU E FLUXOS CONSIDERADOS	85
4.4.1	Fluxo de entrada na compostagem	86
4.4.2	Fluxo de saída na compostagem.....	86
4.5	ANÁLISE DE FLUXO DE SUBSTÂNCIAS NA COMPOSTAGEM.....	87
4.6	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS	88
5	ARTIGOS.....	91
5.1	USO DE MATRIZ PEDIGREE MODIFICADA NA ESCOLHA DE DADOS DE COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	92
5.2	ANÁLISE DE FLUXO E PEGADA CARBONO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS, BRASIL.....	109

5.3	ANÁLISE DE FLUXO DE NITROGÊNIO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS.....	120
5.4	ANÁLISE DE FLUXO DE FÓSFORO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS.....	133
5.5	ANÁLISE DE FLUXO DE SUBSTÂNCIAS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS.....	144
5.6	ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE GASES E POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS.....	158
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	177
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	181
	APÊNDICE A: MODELO DOS CÁLCULOS DAS MASSAS TOTAL E SECA DOS RESÍDUOS.....	194
	APÊNDICE B: COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS DE PORTO ALEGRE EM 1997 E GRAU DE BIODEGRADABILIDADE.....	195
	APÊNDICE C - COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS DE PORTO ALEGRE EM 2010 E GRAU DE BIODEGRADABILIDADE.....	196
	APÊNDICE D – COMPOSIÇÃO DE FÓSFORO NOS RSU ENVIADOS AO ATERRO SANITÁRIO NO ANO DE 1997.....	197
	APÊNDICE E – MODELO DOS CÁLCULOS DA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR E DOS ÍNDICES DA FÓRMULA QUÍMICA EMPÍRICA.....	198
	APÊNDICE F – ORIENTAÇÕES PARA UTILIZAÇÃO DO PROGRAMA STAN 2.6.....	199

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o gerenciamento de resíduos é preocupação crescente, uma vez que a geração destes é cada vez maior e a má gestão pode acarretar consequências indesejáveis para o meio ambiente e para a sociedade. Dentre as consequências do mau gerenciamento de resíduos pode-se citar a proliferação de vetores como o mosquito *Aedes aegypti*, a transmissão de doenças, inundações resultantes de entupimento de sistemas de drenagem de águas pluviais além da contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas.

Conforme dados apresentados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), no ano de 2018, dos resíduos gerados e coletados diariamente no Brasil, 59,5% (aproximadamente 118.631 t/dia) eram destinados à aterros sanitários, 23% (45.830 t/dia) para aterros controlados e 17,5% (34.850 t/dia) para lixões (ABRELPE, 2019). No estado do Rio Grande do Sul, em 2015, aproximadamente 70,6% dos resíduos coletados foram destinados a aterros sanitários enquanto 17,6% tiveram como destinação aterros controlados e 11,8% lixões (ABRELPE, 2015).

Até 1990 os resíduos gerados em Porto Alegre eram destinados a um lixão. Foi em 1990 que o lixão utilizado foi transformado em aterro controlado. E, finalmente, em 1997 o município iniciou a operação do seu primeiro aterro sanitário. O aterro sanitário da Extrema foi construído dentro de padrões internacionais de engenharia tendo operado de junho de 1997 a dezembro de 2002 (PORTO ALEGRE, 2013). Atualmente, os resíduos sólidos, não separados na coleta seletiva, são destinados ao aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio (CRR) localizada no município de Minas do Leão – RS.

Desde o início da sua operação, em 1997, até hoje, a geração de lixiviado no aterro sanitário da Extrema (ASE) continua a ser monitorada. Em 2015, dados publicados por Fleck et al. (2015) demonstram que mesmo após 12 anos do seu encerramento o aterro ainda apresentava elevado potencial poluidor devido, especialmente, às suas concentrações remanescentes de matéria carbonácea biodegradável, representada pelas médias de 459,25 mg DBO₅/L e 1187,5 mg DQO/L, e nitrogênio com uma média de 1103 mg N/L. .

Os resíduos que são enviados ao aterro sofrem com diversas intempéries, tais como: a ação de microrganismos e percolação de água pluvial. Os microrganismos atuam na decomposição dos resíduos resultando em emissões de gases e lixiviado, enquanto que a percolação de água contribui para a geração de maior volume de lixiviado. As características dos gases e do lixiviado variam conforme a idade do aterro e, portanto, o grau de decomposição dos resíduos.

Dentre as diversas substâncias presentes no aterro sanitário destacam-se o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o carbono (C). O nitrogênio pode ser encontrado nos gases na forma de óxidos ou nitrogênio gasoso e no lixiviado na forma de nitritos, nitratos e, principalmente íon amônio (NH_4^+) e amônia (NH_3). Transformar o nitrogênio do lixiviado em sua forma gasosa não promove a recuperação ou reutilização deste nutriente tão importante para a agricultura, apenas transfere o problema de uma fase líquida para uma fase gasosa. Fósforo é encontrado no lixiviado na forma de fosfatos. Já o carbono é emitido na geração dos gases metano e carbônico e no lixiviado.

A fim de recuperar e de reutilizar estes nutrientes, é necessário um estudo mais detalhado dos sistemas de gerenciamento de resíduos e das diferentes rotas de determinadas substâncias em um aterro sanitário.

A complexidade dos sistemas de gerenciamento de resíduos tem crescido em consequência do aumento da quantidade e complexidade dos resíduos gerados. Para que a gestão consiga atender a geração de forma eficiente deve-se implementar novas ferramentas e abordagens. Nesse sentido, o princípio da ecologia industrial, o qual mostra a possibilidade de reorganizar os fluxos de matéria e energia em um sistema com a finalidade de torná-lo quase inteiramente fechado e sustentável, tem potencial para auxiliar no processo de melhoria dos sistemas de gerenciamento de resíduos. Ferramentas como a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), Análise de Fluxo de Materiais (AFM) e energia podem ser úteis na avaliação de alternativas para o gerenciamento de resíduos.

A AFM é uma ferramenta que permite avaliar os fluxos e estoques de materiais dentro de um sistema definido num determinado tempo e espaço (BRUNNER e RECHBERGER, 2004). Seu princípio fundamental é o balanço de massa no qual a soma de todas as entradas de um sistema deve ser igual a todas as saídas mais alterações no estoque (ALLESCH e BRUNNER, 2015). Quando aplicada a uma substância específica a ferramenta é chamada de Análise de Fluxo de Substâncias (AFS) (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

As análises de fluxo podem ser feitas a nível de sistema sócio econômico como no caso do estudo de Yuan et al. (2011) que definiram os fluxos de fósforo no sistema sócio econômico de uma cidade na China. Outro exemplo foi a avaliação de fluxos em diferentes etapas do gerenciamento de resíduos como fizeram Zabaleta e Rodic (2015) ao identificarem a atual situação e o potencial de recuperação de nitrogênio e fósforo em resíduos orgânicos e de jardins gerados em uma cidade espanhola.

A AFM e a AFS podem ser úteis para análise de nitrogênio, carbono e fósforo dentro do sistema de gerenciamento de resíduos de Porto Alegre. O aterro sanitário da Extrema é um

ótimo exemplo de como, mesmo após o seu encerramento, um aterro permanece, por muitos anos, liberando substâncias através do lixiviado e dos gases gerados, que provavelmente são provenientes dos resíduos que não são facilmente degradados e permanecem no aterro por longos períodos.

Neste trabalho propõem-se a aplicação da ferramenta de AFS para determinar os fluxos de nitrogênio, carbono e fósforo no aterro sanitário da Extrema possibilitando verificar o acúmulo destas substâncias e as perdas mais significativas que ocorreram desde o início de sua operação até o ano de 2017 e os potenciais impactos ambientais relacionados. A AFS também é aplicada para a compostagem dos resíduos como alternativa à destinação em aterros sanitários.

1.1 JUSTIFICATIVA

No Brasil a maior parte dos resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados é destinada a aterros sanitários. Neste tipo de destinação final os resíduos são aterrados e sofrem processos de degradação gerando gases e lixiviado.

A análise da composição dos RSU demonstra que em aterros sanitários são depositados materiais com potencial para a reciclagem como, vidros e metais, e grandes quantidades de matéria orgânica. Como constituintes dos resíduos tem-se diferentes substâncias sendo aterradas. Dentre estas substâncias cabe destacar o carbono, o nitrogênio e o fósforo. Estas substâncias são eliminadas do aterro a partir dos processos de degradação que geram gases e lixiviado.

A AFS pode ser aplicada para identificar quais as frações gravimétricas que mais contribuem para a entrada de determinada substância em um aterro sanitário. Com este dado é possível identificar qual a fração cujo envio ao aterro deve ser evitado para possibilitar a recuperação ou reciclagem de uma substância de interesse. A ferramenta de AFS também permite verificar se há acúmulo de substâncias no aterro sanitário e como se dá a variação deste acúmulo ao longo do tempo.

A ferramenta de AFS pode ser aplicada também para o tratamento dos RSU através da compostagem, por exemplo. A compostagem pode ser uma alternativa de recuperação de carbono, nitrogênio e fósforo uma vez que o material acumulado na leira é utilizado como composto orgânico. Além disso, o processo de degradação ocorre em pouco tempo na compostagem e, conseqüentemente, as perdas de substâncias também. Portanto, com a compostagem evita-se o acúmulo de substâncias em aterros sanitários, assim como perdas por longos períodos através dos gases e do lixiviado do aterro.

Conhecer o fluxo de substâncias nos diferentes sistemas de tratamento e disposição final de resíduos pode auxiliar os gestores públicos na tomada de decisão quanto ao gerenciamento de RSU. A escolha de sistemas que possibilitem a recuperação de substâncias contribui para melhoria da qualidade ambiental e da saúde pública, além de reduzir a demanda por recursos naturais.

2 OBJETIVO GERAL

Analisar o fluxo de carbono, nitrogênio e fósforo e os potenciais impactos ambientais em um aterro sanitário encerrado e em um sistema de compostagem simulado.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Obter a caracterização dos resíduos sólidos enviados ao aterro sanitário da Extrema em nível de substâncias;
- estimar as quantidades de nitrogênio e carbono emitidas na forma de gás gerado no aterro;
- determinar as massas de nitrogênio, fósforo e carbono eliminadas no lixiviado gerado;
- obter os fluxos de nitrogênio, carbono e fósforo no ASE;
- determinar a contribuição de cada fração gravimétrica nas massas de carbono, nitrogênio e fósforo que entram no aterro;
- aplicar AFS para a compostagem da fração rapidamente degradável (papel, papelão e matéria orgânica) e, apenas, para a fração matéria orgânica;
- comparar os resultados da AFS da compostagem com a AFS do aterro sanitário;
- estimar a emissão de gases no aterro sanitário e no processo de compostagem dos RSU;
- avaliar os potenciais impactos ambientais do aterro sanitário e da compostagem de RSU.

2.2 ESTRUTURA DA TESE

O presente trabalho é dividido em cinco capítulos os quais são comentados resumidamente a seguir:

O primeiro capítulo apresenta uma breve introdução sobre a geração e a má gestão de resíduos sólidos e as substâncias contidas nos resíduos. Também apresenta uma breve justificativa para a escolha do tema abordado.

No capítulo 2 são delineados os objetivos a serem alcançados no trabalho.

No capítulo 3, apresenta-se uma revisão bibliográfica sobre resíduos sólidos urbanos, aterros sanitários, compostagem, ecologia industrial e ferramentas de análise de fluxo de substâncias,

O capítulo 4 descreve o aterro sanitário e as metodologias utilizadas para o desenvolvimento desta tese.

O capítulo 5 apresenta artigos submetidos ou em processo de submissão para revistas científicas.

Por fim, no capítulo 6, faz-se um resumo dos resultados alcançados, analisam-se e comparam-se tais resultados, apresentam-se algumas aplicações dos resultados e propõem-se ações futuras.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão abordadas a definição, a classificação e a geração de RSU, tratamento por compostagem e destinação final em aterro sanitário. Também descreverá o conceito de Ecologia Industrial, como ele surgiu e quais ferramentas que se aplicam ao conceito. Um destaque maior será dado às ferramentas de AFM e AFS. Após as definições e conceitos aplicados a estas ferramentas, serão apresentados alguns exemplos de suas aplicações. Dentro dos exemplos serão destacados àqueles que aplicam AFM e AFS em sistemas de gerenciamento de resíduos e no potencial de recuperação de nutrientes.

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

3.1.1 Definições

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 2004) define, na NBR 10 004, resíduos sólidos como:

Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004, p.1).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) traz como definição de resíduos sólidos:

material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010, p. 3).

3.1.2 Classificação dos resíduos sólidos

Os resíduos podem ser classificados de diversas maneiras, dependendo das características de interesse no seu gerenciamento. Dentre estas classificações pode-se considerar a periculosidade, o grau de biodegradabilidade, a origem e as frações recicláveis e não recicláveis (ZANTA et al., 2006).

3.1.2.1 Classificação quanto à periculosidade e origem

De acordo com a sua periculosidade, os resíduos sólidos podem ser classificados em resíduos classe I (perigosos) e resíduos classe II (não perigosos). Os resíduos não perigosos são ainda classificados em resíduos classe II A (não inertes) e resíduos classe II B (inertes) (ABNT, 2004).

No que se refere a origem, os resíduos podem ser classificados, segundo a PNRS (BRASIL, 2010), em: resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana, resíduos sólidos urbanos, resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, resíduos de serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos da construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de serviços de transportes e resíduos de mineração.

A classificação no grupo resíduos sólidos urbanos varia muito entre os diferentes países, o que inclui variações nas proporções de resíduos gerados nos diferentes setores e até mesmo na coleta e registro de informações sobre resíduos (WILSON et al., 2012).

Termos como Resíduos Sólidos Municipais (RSM), Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e Resíduos Sólidos Residenciais ou Domésticos (RSR) dão margem a confusões e podem resultar em resultados de estudos mal interpretados (BUENROSTRO; BOCCO; CRAM, 2001).

A definição de RSU tipicamente abrange os resíduos gerados em unidades familiares e até mesmo aqueles gerenciados por órgãos públicos. Nessa perspectiva os RSU incluem resíduos comerciais, industriais não perigosos e eventualmente, resíduos de demolição e lodos de esgoto (CHRISTENSEN, 2011a).

A definição de RSM da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (Environmental Protection Agency – EPA) foi utilizada por Franklin (2002) e inclui resíduos residenciais, comerciais, institucionais e até mesmo alguns resíduos industriais. Já Loureiro, Rovere e Mahler (2013) classificam RSM como uma mistura de resíduos domésticos, gerados em residências e comércio, de varrição de ruas, parques e jardins, e lodos.

No Brasil, a PNRS classifica os RSU como resíduos domiciliares, originários das atividades domésticas em residências urbanas, e resíduos de limpeza urbana, que tem sua origem na varrição e limpeza de logradouros e vias públicas e em outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

Em Porto Alegre, conforme o Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB, RSU são definidos como os resíduos domiciliares e de limpeza urbana cuja responsabilidade de coleta é do órgão público (DORN, 2015).

3.1.2.2 Classificação conforme o grau de biodegradabilidade

Os resíduos são classificados, de maneira geral, de acordo com sua degradabilidade, em rápida e lentamente biodegradáveis. Algumas variações na degradabilidade dos resíduos são encontradas de autor para autor. Lima (2005) descreve a classificação em facilmente, moderadamente, dificilmente e não degradável. A fração orgânica degradável foi dividida por Munawar (2014) em rápida, lenta e dificilmente degradável.

García-Gen et al. (2015) apresentam um estudo no qual consideram que o substrato complexo é constituído de duas frações: a rápida e a lentamente biodegradável.

Outra divisão adotada aos resíduos é feita de acordo com a composição dos resíduos em termos de carboidratos, proteínas, lipídeos, celulose e lignina.

Carboidratos, proteínas e gorduras, além de uma fração inerte, foi a forma de classificação utilizada por Batstone et al. (2002) no modelo *Anaerobic Digestion Model Number 1* (ADM1) e também foi utilizada por Parker (2005).

Vavilin, et al. (2008) considera que a desintegração dos materiais presentes nos resíduos forma carboidratos, proteínas, lipídeos e um material inerte.

A classificação de acordo com o teor de celulose, lignina e derivados também é utilizada para estudos da cinética de degradação. Munawar (2014), utiliza a classificação em termos de degradabilidade e de composição, sendo então adotado que a fração rapidamente degradável é composta de carboidratos simples, proteínas e gorduras, e as frações lenta e dificilmente degradável são constituídas por celulose e lignina.

Assim como para a digestão anaeróbia, estudos cinéticos da compostagem dividem o substrato sólido em diferentes frações. Wang e Witarsa (2016), por exemplo, analisam o processo de hidrólise através das transformações da hemicelulose, celulose e lignina.

Por outro lado, Oudart (2013) classifica o substrato em uma fração com velocidade de degradação maior e outra menor. Além das frações rápida e lentamente degradáveis, Komilis (2006) inclui uma fração de velocidade de degradação moderada.

De acordo com Baptista et al. (2010) um modelo cinético baseado em duas frações, uma de maior velocidade de degradação e outra menor, mostrou melhor desempenho.

Russo (2005) indica que a fração dos RSU com uma velocidade de biodegradação rápida leva de 3 meses a 5 anos para degradar, a moderada de 5 a 10 anos e a fração lenta de 10 a 50 anos ou mais. A Tabela 1 traz a classificação de algumas frações dos RSU, de acordo com as suas velocidades de biodegradação encontradas na literatura.

Tabela 1: Classificação de algumas frações dos RSU de acordo com o seu grau de biodegradabilidade

Fração dos RSU	Velocidade de biodegradação	Referência Bibliográfica
Restos de alimentos	Rápida	Russo (2005) e Borba (2006)
Jornais	Moderada/lenta	Russo (2005)/Libânio (2002)
Cartão	Moderada	Russo (2005)
Papel	Rápida/lenta	Borba (2006)/Libânio (2002)
Papelão	Rápida/lenta	Borba (2006)/Libânio (2002)
Têxteis	Lenta	Borba (2006), Russo (2005) e Libânio (2002)
Borracha	Lenta	Borba (2006) e Russo (2005)
Couro	Lenta	Borba (2006) e Russo (2005)
Madeira	Lenta	Borba (2006), Russo (2005) e Libânio (2002)
Resíduos de jardim	Rápida/lenta	Russo (2005)/Borba (2006)
Embalagem multicamadas	Lenta	Libânio (2002)
Plásticos	Não biodegradável ou pouco biodegradável	Russo (2005), Borba (2006) e Libânio (2002)
Vidro	Não biodegradável ou pouco biodegradável	Borba (2006) e Libânio (2002)
Metais	Não biodegradável ou pouco biodegradável	Borba (2006) e Libânio 2002)

3.1.3 Geração de resíduos sólidos urbanos

A geração de RSU vem crescendo com o passar do tempo. Uma estimativa feita por Zaman (2016) indicou que a cada ano são gerados, a nível mundial, cerca de 1,47 bilhões de toneladas de RSU o equivalente a 436 kg per capita ao ano. Em uma projeção para os anos de 2025 e 2050 o autor estima que a população global irá gerar, respectivamente, 3,52 e 4,16 bilhões de toneladas de RSU.

Apesar do crescente aumento na geração de RSU esta é relacionada com os níveis socioeconômicos e a renda per capita da população, conforme é apresentado por Philippe e Culot (2009). Estes verificaram uma tendência de aumento na geração de resíduos com o aumento do nível socioeconômico da população que, por sua vez, é relacionado com o número de refeições diárias realizadas por esta população.

Segundo Wilson et al. (2012) nos países com renda per capita alta há um consumo maior de produtos embalados, em detrimento do consumo de frutas e vegetais frescos, e conseqüentemente o resíduo gerado nestes locais é composto por uma fração maior de recicláveis.

A diferença na composição dos resíduos, de acordo com o avanço econômico dos países, também foi observada por Souza et al. (2014). Segundo estes autores, no geral, países com um maior avanço econômico geram mais resíduos per capita, porém com uma menor parcela de matéria orgânica. Enquanto as economias mais fracas, como as de Gana, Nigéria, Afeganistão, Vietnã, Nepal e Haiti, apresentam uma geração per capita de RSU menor, porém com uma parcela de matéria orgânica maior (SOUZA et al., 2014).

Para o Brasil encontramos uma distribuição populacional que resulta em diferenças regionais, econômicas e culturais que definem diferentes padrões de vida (CAMPOS, 2014), conseqüentemente a geração de resíduos é afetada por essas diferenças.

Dados da ABRELPE e do IBGE, apresentados no “Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019” demonstram que no ano de 2018 foram geradas, no Brasil, 79 milhões de toneladas de RSU, sendo coletadas apenas 72,7 milhões de toneladas (ABRELPE, 2019).

A região do Brasil com maior geração diária de RSU é a região sudeste com 108.063 t/dia em 2018. Em segunda posição no ranking da geração está a região nordeste com 53.975 t/dia. A região sul, com 22.586 t/dia, aparece em terceiro seguidas pelas regiões norte (16.073 t/dia) e centro-oeste (15.932 t/dia) (ABRELPE, 2019).

Em Porto Alegre são gerados diariamente, aproximadamente 2.200 toneladas de RSU, segundo dados do Departamento Municipal de Limpeza Urbana - DMLU (PORTO ALEGRE, 2013).

3.1.4 Caracterização e composição de resíduos sólidos urbanos

A caracterização, assim como dados da composição química dos resíduos são importantes para: quantificar a contribuição dos resíduos domésticos para o fluxo total de substâncias em uma sociedade, verificar a qualidade dos resíduos domésticos recolhidos,

identificar a origem de substâncias ambientalmente importantes e, por fim, modelar as emissões em unidades de tratamento e/ou disposição final de resíduos (RIBER, PETERSEN e CHRISTENSEN, 2009).

A caracterização dos resíduos sólidos é feita a partir de propriedades físicas, químicas e através de testes de performance. As propriedades físicas e químicas são características inerentes aos resíduos, enquanto a performance resulta de experimentos realizados em condições determinadas (LAGERKVIST, ECKE e CHRISTENSEN, 2011).

Os testes de performance foram desenvolvidos para se obter mais informações do ponto de vista técnico e ambiental. Dentre estes testes podem ser citados ensaios de compressibilidade, ensaios de lixiviação, testes de respirometria e potencial bioquímico de metano.

Rapidamente descrevendo, tem-se que o ensaio de compressibilidade permite obter dados sobre a densidade dos resíduos em função da pressão exercida, informações importantes para as etapas de coleta, armazenamento e aterro de resíduos. Os ensaios de lixiviação permitem avaliar a capacidade de determinada substância ser carregada em uma solução aquosa. Os testes de respirometria avaliam o quão degradável é o resíduo a partir da quantificação do oxigênio requerido em um determinado período de tempo. A produção bioquímica de metano dá uma ideia da quantidade deste gás que pode ser gerada por resíduos orgânicos em determinadas condições.

As características físicas dos resíduos envolvem a caracterização gravimétrica, distribuição dos tamanhos de partículas, umidade e densidade.

O tamanho da partícula nos resíduos é utilizado para avaliar qual a melhor tecnologia de segregação ou método de tratamento a ser aplicado. As análises envolvem a distribuição das porcentagens em peso em diferentes tamanhos médios.

Assim como o tamanho da partícula, a densidade do resíduo é um dado importante para a escolha do tratamento a ser adotado. Além disso, é importante para projetar os sistemas de coleta e disposição final. A densidade do resíduo é dividida em aparente e específica. A densidade aparente é o peso úmido do resíduo acondicionado em um volume conhecido e, portanto, depende da pressão exercida. A densidade específica é aquela determinada sem nenhum espaço vazio e também é conhecida como densidade do material (LAGERKVIST, ECKE e CHRISTENSEN, 2011).

A umidade é determinada pesando-se o resíduo antes e depois de seco em temperatura aproximada de 100-105 °C. Geralmente é expressa em porcentagem do peso úmido. Este, por

sua vez, é o resultado da soma do peso seco com a quantidade de umidade presente na amostra de resíduo. Em alguns casos a umidade pode ser expressa em relação ao peso seco.

A composição gravimétrica é feita para avaliar a composição em termos de materiais. O resíduo coletado é separado manualmente em diferentes frações e sub-frações. Esta análise é importante para avaliar os sistemas de reciclagem existentes e para introduzir novos métodos. Devido aos custos e a demanda de tempo, a análise por segregação é feita em menor frequência e com amostras limitadas.

De acordo com Massukado et al. (2013), os resíduos orgânicos representam aproximadamente 51,4% do total de resíduos coletados no Brasil, enquanto que a fração de recicláveis corresponde a um valor aproximado de 31,9% (Tabela 2). Dentre os recicláveis coletados tem-se papel, papelão, embalagens multicamadas e os plásticos como as categorias de maior proporção, conforme se verifica na Tabela 3.

Tabela 2: Caracterização gravimétrica dos resíduos gerados no Brasil

Material	Quantidade em relação ao total (%)
Materiais Recicláveis	31,9
Matéria orgânica	51,4
Outros	16,7
Total	100

Fonte: Massukado et al. (2013)

Tabela 3: Caracterização gravimétrica dos resíduos recicláveis gerados no Brasil

Material	Quantidade em relação aos materiais recicláveis (%)
Metais	2,9
Aço	2,3
Alumínio	0,6
Papel, papelão e embalagem multicamadas	13,1
Plástico total	13,5
Vidro	2,4

Fonte: Massukado et al. (2013)

Nas últimas décadas tem se notado mudanças na composição gravimétrica dos RSU. Tais mudanças podem ser atribuídas às modificações nos padrões de consumo da população influenciadas pelo processo de urbanização (BUENROSTRO e BOCCO, 2003).

Um estudo de caracterização dos resíduos gerados no Kuwait demonstrou que os resíduos orgânicos predominam dos demais independente da estação do ano, representando 44% do total gerado (AL-JARALLAH e ALEISA, 2014). Comparando os resultados com um

estudo de caracterização realizado em 1995, estes mesmos autores encontraram mudanças na composição dos resíduos, indicando alterações no estilo de vida da população, o que deve ser levado em conta no planejamento de cenários de tratamento de resíduos. Na cidade de Cape Haitian, Philippe e Culot (2009) encontraram que a matéria orgânica corresponde a 65,5% dos resíduos sólidos gerados nas residências.

A composição dos resíduos gerados varia, também, conforme os hábitos alimentares e culturais da população, nível sócio econômico, estação do ano e localização geográfica, por exemplo, (SUTHAR e SINGH, 2015). Al-Jarallah e Aleisa (2014) verificaram que no verão a proporção de orgânicos é maior, sendo atribuída ao fato de que nesse período ocorre a maior frequência de eventos sociais. Philippe e Culot (2009), ao avaliarem os resíduos gerados em residências de uma cidade no Haiti, concluíram que a elevada taxa de matéria orgânica pode ser explicada pelos hábitos alimentares da população que consome muitas bananas verdes e tubérculos.

Gidakos, Havas e Ntzamilis (2006) verificaram uma forte relação entre a composição dos RSU e as atividades sociais desenvolvidas pela população. Em locais que predomina o turismo há maior geração de latas de alumínio e garrafas de vidro não retornáveis enquanto que em regiões agrícolas, que utilizam estufas para os cultivos, o plástico é um dos principais componentes dos resíduos.

Um estudo desenvolvido na ilha de Creta, Grécia, por Gidakos, Havas e Ntzamilis (2006) demonstrou que a composição dos resíduos tem se alterado na última década. Na região de Chania, por exemplo, no ano de 1990, os materiais putrescíveis representavam 55%. Atualmente, o mesmo material representa aproximadamente 39% dos resíduos das regiões de Rethymnon, Heraklion and Lassithi que, segundo os autores, não apresentam diferenças socioeconômicas se comparadas à região de Chania.

Diferenças na composição são observadas, também, quando se comparam estudos feitos em diferentes países. Eisted e Christensen (2011) fizeram a caracterização dos resíduos domésticos gerados na Groenlândia e perceberam que estes são compostos por 8% de papel, 43% de resíduo biológico, 30% de resíduo combustível. Kumar e Goel (2009) ao analisarem a fração orgânica dos resíduos gerados na cidade de Kharapur, Índia, verificaram que materiais recicláveis representavam aproximadamente 19% da mistura de resíduos.

Além da caracterização gravimétrica, análises químicas podem ser utilizadas para caracterizar os resíduos sólidos, as quais compreendem: pH e alcalinidade, matéria orgânica, materiais inorgânicos, poder calorífico, além de poluentes orgânicos específicos.

Em laboratório, o poder calorífico é determinado com um calorímetro de bomba. A energia liberada durante a combustão, em presença de oxigênio, de uma amostra conhecida de resíduo é determinada pelo aumento da temperatura no calorímetro. Durante a combustão acontece a evaporação da água contida nos resíduos, a qual condensa no calorímetro, contribuindo para saídas de energia que é contabilizada no poder calorífico, denominado alto poder calorífico. Subtraindo-se do alto poder calorífico a energia gasta para evaporar a água obtêm-se o baixo poder calorífico (LAGERKVIST; ECKE; CHRISTENSEN, 2011).

O pH é parâmetro importante para a degradação dos resíduos, principalmente em processos biológicos de tratamento. O pH é um fator importante, também, no controle da geração de lixiviado. Alcalinidade e acidez estão relacionadas com a capacidade de neutralizar ácidos e bases, respectivamente, e podem ser úteis na evolução do pH a longo prazo (LAGERKVIST; ECKE; CHRISTENSEN, 2011).

A determinação da matéria orgânica presente em uma amostra de resíduos pode ser feita através dos parâmetros sólidos voláteis (SV), carbono orgânico total (COT) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A análise de SV consiste na combustão da amostra previamente seca em mufla à 550 °C por 2 horas, com a formação de um teor de cinzas que descontado do peso total resulta nos SV. O COT é determinado medindo-se o gás carbônico (CO₂) gerado a partir da destruição térmica da amostra descontando-se o CO₂ de origem inorgânica. No ensaio de DQO a quantidade de matéria orgânica é determinada por oxidação química com dicromato de potássio (K₂CrO₄) (LAGERKVIST, ECKE e CHRISTENSEN, 2011).

De acordo com a necessidade pode-se determinar compostos orgânicos específicos como ácidos graxos voláteis (AGV), proteínas, carboidratos, celulose, hemicelulose e lignina, por exemplo. Dentre os parâmetros inorgânicos, nutrientes, sais e metais pesados são os mais importantes (LAGERKVIST, ECKE e CHRISTENSEN, 2011).

Uma análise elementar permite determinar o teor de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre em uma determinada amostra de resíduos. Para a determinação do teor destes elementos Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993) sugerem utilizar *ultimate analysis*. Segundo estes autores, os resultados da *ultimate analysis* podem ser usados para caracterizar a composição química dos RSU.

Conforme se observa na Tabela 4, muitas diferenças em termos da composição elementar dos RSU podem ser encontradas. Alguns trabalhos analisam os RSU como um todo, enquanto outros se limitam a frações específicas.

Tabela 4: Referências bibliográficas que apresentam a composição química elementar de RSU

Referência	Localização	Frações analisadas
Liu, Paode e Holsen (1996)	Kaohsiung, Taiwan	RSU totais
Wang e Nie (2001)	China	resíduos de alimentos, frutas, papel, têxteis, grama e folhas, madeira e biodegradáveis
SØrum, GrØnli e Hustad (2001)	Noruega	jornal, papelão, papel reciclado, papel revestido, madeira. HDPE, LDPE, PP, PS, PVC e embalagens de suco
SØrum et al. (2001)	Noruega	jornal, papelão, papel revestido, LDPE, PVC,
Koufodimos e Samaras (2002)	Pilea, Grécia	resíduo orgânico, papel, plásticos e uma fração composta de couro, madeira, têxteis e borracha
Themelis, Kim e Brady (2002)	Nova York, EUA	papel, papelão, plástico, têxteis, madeira, vidro, metais e uma fração de borracha e couro e uma fração de outros materiais.
Igoni et al. (2007)	Port Harcourt, Nigéria	resíduo de alimentos, papel, plásticos, uma fração composta de madeira e folhas e outra de têxteis, borracha e couro
Chang e Davila (2008)	Texas, EUA	RSU totais para 5 cidades do sul do Texas
Komilis et al. (2012)	Xanthi, Grécia	papelão branco, papelão, papel de cozinha, papel sanitário, papel de impressão, revistas, Tetrapack, papel ofício, carne crua, carne cozida, massa cozida, vegetais, frutas, gordura de carne crua, grama, folhas, galhos, PET, HDPE, PVC, LDPE, PP, PS e outros plásticos
Sethi et al. (2013)	Jalandhar, Índia	RSU totais
Moreno et al. (2013)	Cidade do México, México	RSU totais
Zhou et al. (2014)	China	madeira, papel, têxteis, PVC, plásticos sem cloro, borracha, resíduos de alimentos e não combustíveis
Braz e Crnkovic (2014)	Brasil	casca de café, amendoim e arroz, sementes de tucumã, bagaço de cana de açúcar e serragem de pinheiro
Luz et al. (2015)	Brasil	RSU totais
Zhou et al. (2015a)	China	resíduo de alimentos (casca de laranja, arroz), resíduo de madeira (madeira de álamo), papel (papel de seda, têxteis (lã e sintético), plásticos (PE e PVC), borracha.
Hla e Roberts (2015)	Greater Brisbane, Austrália	resíduos de alimentos, resíduos de jardim, papel de impressão, papel de embalagens, plásticos de embalagens, outros plásticos, têxteis, resíduos de madeira e outros combustíveis
Chen et al.(2015)	China	casca de laranja, couve chinesa, madeira de álamo, papel, PE, PS, PVC e tecido de poliéster
Zhou et al. (2015b)	China	resíduos de alimentos (arroz, batata, casca de tangerina, banana e laranja, espinafre, couve chinesa, aipo), resíduo de madeira (folhas e madeiras), papel (papel branco para impressão, papel seda e jornal), têxteis (roupas de algodão, tecido sintético e gaze de algodão), plásticos (OS, LDPE, HDPE, PVC, PP e PET), borracha
Ansah, Wang e Shahbazi (2016)	Greensboro, Carolina do Norte, EUA	papel, têxteis (algodão), madeira e plástico (PET)
Ayeleru, Ntuli e Mbohwa (2016)	Florida, África do Sul	resíduos de alimentos
Shi et al. (2016)	Red Deer, Canadá	papel não reciclável, madeira e resíduo de jardim, plástico rígido, plástico filme e isopor, plástico têxtil, tapete e borracha
Lin et al. (2017)	China	papel, madeira, resíduo de alimentos, borracha, PVC, PE e PP
Baawain et al.(2017)	Muscat, Omã	madeira, papelão, têxtil, alimentos, papel, garrafas de plástico, envoltório plástico, outros plásticos, vidro e metal
Boumanchar et al. (2017)	Marrocos	caroço de azeitona, esterco de gado, cana de açúcar, serragem de madeira, papelão, plásticos e borracha sintética

3.1.5 Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos

O aumento na quantidade e complexidade dos resíduos gerados tem exigido maior atenção, principalmente das autoridades públicas, quanto as medidas tomadas para garantir o gerenciamento adequado.

Para Tenório e Espinosa (2004) existe uma diferenciação entre o manejo e o gerenciamento de resíduos. Segundo eles, gerenciamento de resíduos envolve o conjunto de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento, que são desenvolvidas por uma administração municipal com base em critérios econômicos, ambientais e sanitários a fim de coletar, tratar e dispor os resíduos do seu município.

Manejo, por sua vez, são as atividades envolvendo o aspecto operacional dos resíduos sólidos, como coleta, transporte, acondicionamento, tratamento e disposição final.

A PNRS define gerenciamento de resíduos sólidos de uma forma similar a definição de manejo adotada por Tenório e Espinosa (2004). De acordo com a PNRS, gerenciamento de resíduos sólidos é:

conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos, exigidos na forma desta Lei (BRASIL, 2010).

A Lei nº 11445 de 05 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007) que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico traz uma definição de manejo de resíduos sólidos muito similar à de Tenório e Espinosa (2004). A referida lei define limpeza urbana e manejo de resíduos como “constituídos pelas atividades, pela infraestrutura e pelas instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana” (BRASIL, 2007).

Os modelos de gestão de resíduos variam de um local a outro, de acordo com as condições da região. Um modelo pode servir de inspiração para outro, porém, ao final, cada local dentro do seu contexto terá um modelo específico que dependerá de fatores culturais, sociais, demográficos, geográficos e econômicos (FEHR, DE CASTRO e CALÇADO, 2000).

De maneira geral, o gerenciamento de resíduos pode ser dividido em quatro fases, conforme descritas a seguir (TCHOBANOGLIOUS, KREITH e WILLIAMS, 2002); (CHRISTENSEN, 2011b):

- Geração: é o ponto de partida do gerenciamento, e é nesta etapa que os materiais tidos como sem valor ou utilidade são descartados transformando-se em resíduos;
- coleta e transporte: é a etapa que compreende as atividades que tem por objetivo a remoção dos resíduos da fonte geradora e encaminhamento para tratamento ou destinação final;
- tratamento e reciclagem: na reciclagem os resíduos são encaminhados às unidades que promovem a separação de materiais que podem ser recuperados. O tratamento quer seja mecânico, térmico ou biológico objetiva recuperar materiais, extrair energia dos resíduos ou conferir-lhes determinadas características para um novo uso;
- disposição final: é a última etapa adotada no gerenciamento de resíduos e compreende, principalmente o uso de aterros nos quais os resíduos permanecem enterrados.

Uma nova abordagem para a gestão de resíduos tem surgido: a hierarquia de resíduos cujos princípios são a prevenção da geração, a reutilização, a reciclagem de materiais, a recuperação de materiais e energia e a disposição final (CHRISTENSEN, 2011a).

Com o intuito de propagar a meta de minimizar a geração de resíduos introduziu-se o conceito “lixo zero” (CHRISTENSEN, 2011a). Em um sistema “lixo zero” o fluxo de materiais é circular, ou seja, o mesmo material é reutilizado quantas vezes for possível até atingir um nível ótimo de consumo, evitando-se assim a geração de resíduos (ZAMAN e LEHMANN, 2013).

O gerenciamento de resíduos sólidos, no entanto, não é realizado da mesma forma em todos os países. Em países em desenvolvimento, por exemplo, a organização e o planejamento dos serviços públicos de coleta são, de uma maneira geral, muito rudimentares. Isso reflete no desconhecimento de informações como, a quantidade e tipologia dos resíduos coletados, e a quantidade recuperada e reciclada. Além de refletir na escolha inadequada das áreas para disposição final e na ineficiência dos programas de reciclagem (BUENROSTRO e BOCCO, 2003).

O gerenciamento de resíduos deve ser preocupação constante uma vez que a coleta e disposição inadequadas, por exemplo, impactam negativamente os diferentes ambientes urbanos, além de representarem um risco para a saúde da população. A má gestão dos resíduos traz como consequências a proliferação de vetores, como o mosquito *Aedes aegypti*, a

transmissão de doenças, alagamentos resultantes de entupimento de sistemas de drenagem de águas pluviais, além da contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas (UN-HABITAT, 2008).

Na hierarquia do gerenciamento de resíduos sólidos o tratamento e a disposição final de resíduos sólidos aparecem como últimas etapas do sistema de gerenciamento.

O tratamento tem por objetivo recuperar materiais recicláveis, extrair energia dos resíduos ou conferir-lhe alguma característica específica (CHRISTENSEN, 2011b).

A disposição final é a última etapa no gerenciamento e tem como propósito dispor o resíduo em um local de forma segura (CHRISTENSEN, 2011b).

Nos parágrafos seguintes serão apresentados o tratamento por compostagem e as formas de destinação final comuns no Brasil, com destaque aos aterros sanitários.

No Brasil, tem se observado um aumento na quantidade de resíduos encaminhados para destinação final. De 2000 a 2008 a quantidade de resíduos encaminhados para a destinação final aumentou, em média, 35% (MASSUKADO et al., 2013).

Conforme dados apresentados pela ABRELPE, no ano de 2018, 59,5% (aproximadamente 118.631 t/dia) dos resíduos gerados e coletados no Brasil foram dispostos em aterros sanitários, 23% (45.830 t/dia, aproximadamente) em aterros controlados e 17,5% (aproximadamente 34.850 t/dia) em lixões (ABRELPE, 2019).

Lixão é a disposição dos resíduos diretamente no solo, sem medidas de proteção. Essa forma de disposição acarreta em problemas de saúde pública, como a proliferação de vetores de doenças, e impactos ambientais, principalmente devido a contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais (D'ALMEIDA (IPT) e VILHENA (CEMPRE), 2000).

Enquanto os lixões não apresentam qualquer forma de proteção, os aterros controlados utilizam alguns princípios da engenharia para confinar os resíduos. A cobertura com material inerte ao final da jornada de trabalho é o que diferencia o aterro controlado dos lixões. Essa tipo de disposição não conta com impermeabilização de base ou mesmo tratamento de lixiviado ou biogás gerado (D'ALMEIDA (IPT) e VILHENA (CEMPRE), 2000).

Aterro sanitário é o termo usado para descrever a obra de engenharia utilizada para disposição de resíduos sólidos municipais, a qual é projetada e operada de maneira a minimizar impactos ambientais e de saúde pública (O'LEARY e TCHOBANOGLIOUS, 2002). Assim como determina a PNRS (BRASIL, 2010), o aterro sanitário é a forma de disposição final mais adequada do ponto de vista ambiental, e portanto será dado a este maior destaque no item a seguir.

3.2 ATERROS SANITÁRIOS

De 2014 para 2016, observou-se no Brasil um aumento de 52,0% para 60,9% no número de municípios participantes do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), que utilizam aterro sanitário como disposição final. (MCIDADES. 2016,2017). É provável que a PNRS (BRASIL, 2010) tenha contribuído para este aumento, já que a partir desta lei tem se exigido que os municípios eliminem completamente os lixões.

Os aterros sanitários surgiram para proteger o meio ambiente e a sociedade dos impactos negativos advindos das formas de disposição de resíduos até então utilizadas, como a queima e despejo a céu aberto e descartes no oceano. A disposição em aterro, no entanto, trouxe novos problemas, principalmente devido ao gás e lixiviado formados, que além de trazerem riscos à saúde podem provocar odores desagradáveis, poluição atmosférica e hídrica e contribuir para o aquecimento global (EL-FADEL, FINDIKAKIS e LECKIE, 1997).

A degradação dos resíduos em um aterro sanitário ocorre em diferentes etapas. O'Leary e Tchobanoglous (2002) apresentam cinco fases distintas para essa degradação. Na primeira fase, denominada fase de ajuste, os compostos biodegradáveis presentes nos resíduos sólidos começam a ser degradados por bactérias aeróbias, uma vez que durante o aterramento ocorreu aprisionamento de oxigênio.

A fase de transição (segunda fase) é caracterizada pela redução do oxigênio e início de condições anaeróbias. Inicia-se um processo em três estágios no qual a matéria orgânica complexa é convertida em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários.

A atividade bacteriana iniciada na fase de transição é acelerada na fase três (fase ácida) em um processo de três estágios. No primeiro estágio, enzimas intermediam a transformação (hidrólise) de compostos com alto peso molecular em compostos mais apropriados para uso como fonte de energia e carbono celular para os microrganismos. A acidogênese, segundo estágio, envolve a conversão dos compostos gerados na hidrólise em intermediários de menor peso molecular como o ácido acético e, em menores concentrações, ácidos fúlvicos e ácidos orgânicos mais complexos.

Durante a fase de fermentação do metano (fase quatro), predomina um segundo grupo de microrganismos, que converte ácido acético e hidrogênio em metano e gás carbônico. Nesta fase, fermentação ácida e de metano ocorrem simultaneamente, embora a taxa de fermentação ácida seja consideravelmente reduzida.

Como quinta e última fase tem-se a maturação, que ocorre após o material facilmente biodegradável ser convertido em metano (CH₄) e CO₂ na fase anterior. Como ainda há

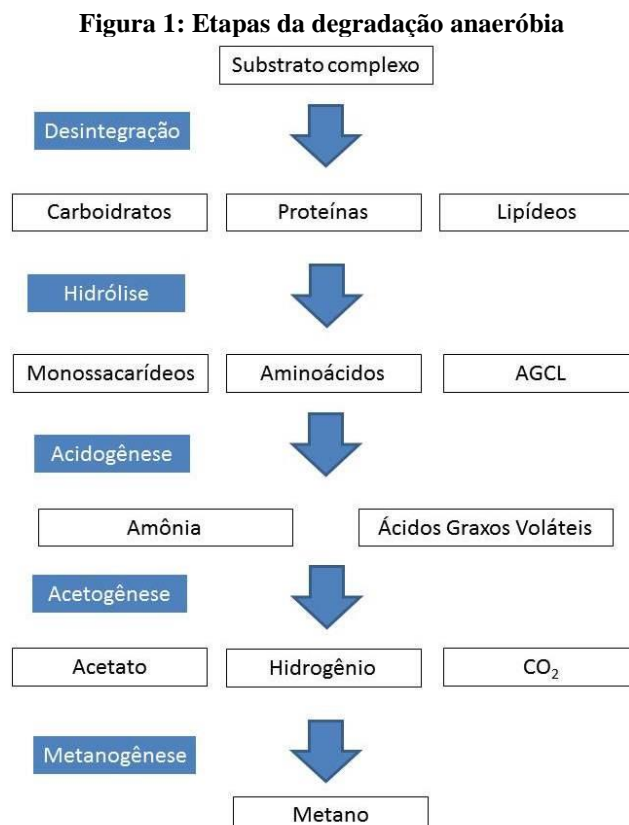
percolação de umidade através dos resíduos, porções de material biodegradável, anteriormente indisponíveis, serão lentamente convertidas.

3.2.1 O processo de biodegradação em aterros sanitários

A biodegradação dos resíduos sólidos depositados em aterros sanitários acontece primeiramente em condições aeróbias, e posteriormente em condições anaeróbias (CHRISTENSEN; MANFREDI, 2011).

A fase aeróbia é rápida, uma vez que o oxigênio que consegue permanecer na massa aterrada é rapidamente consumido pelos microrganismos aeróbios (SNAPE et al., 1995). Para os resíduos compactados em profundidades de dois a três metros essa fase não é importante, se comparada a todo o processo de degradação dos resíduos. A fase de degradação aeróbia pode durar algumas semanas e resulta na desativação de patógenos já que as reações de oxidação podem resultar em temperaturas de 60 a 70 °C (CHRISTENSEN; MANFREDI, 2011).

Munawar (2014) desconsidera a degradação aeróbia ao propor um modelo cinético de degradação, alegando que a maior parte da matéria orgânica biodegradável sólida presente nos resíduos sólidos é decomposta via metabolismo anaeróbio.



Fonte: adaptado de Munawar (2014); García-Gen et al. (2015); Vögeli et al. (2014)

A degradação anaeróbia dos resíduos pode ser dividida, de maneira geral, nas fases de desintegração, hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, sendo que alguns pesquisadores tratam a desintegração e a hidrólise como uma etapa única. A Figura 1 apresenta um organograma das etapas que ocorrem no processo de degradação anaeróbia e os produtos formados em cada etapa.

- Desintegração

Na fase de desintegração ocorre a ruptura física e transformação do substrato orgânico complexo em partículas simples como carboidratos, proteínas e lipídeos.

Batstone et al. (2002) sugerem que os resíduos complexos se desintegram em um substrato particulado composto de carboidratos, proteínas e lipídeos, além de uma fração de material solúvel e particulado inerte.

García-Gen et al. (2015) consideram que a matéria orgânica particulada, proveniente de resíduos de frutas e vegetais, é primeiramente um aglomerado de carboidratos, proteínas e lipídeos. Quando se inicia a desintegração este aglomerado é desintegrado em seus constituintes, para então serem hidrolisados a forma solúveis.

A desintegração pode incluir diferentes processos como quebra, decaimento não enzimático, separação de fases e degradação física (por exemplo, cisalhamento) (BATSTONE et al., 2002). A desintegração dos compostos em material particulado e a subsequente hidrólise enzimática, até a formação de seus monômeros solúveis, são etapas extracelulares; já a degradação dos substratos solúveis é intracelular e resulta em crescimento e, conseqüentemente, decaimento da biomassa (BATSTONE et al., 2002).

- Hidrólise

Na etapa seguinte a desintegração os compostos mais simples são hidrolisados em monossacarídeos, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) (ESPOSITO et al., 2008).

O termo hidrólise é usado para expressar de forma geral os conceitos de desintegração, solubilização e hidrólise enzimática (VAVILIN et al., 2008). Frequentemente a hidrólise pode ser a fase limitante para a produção de gases em aterros sanitários, uma vez que alguns compostos são resistentes à degradação (SNAPE et al., 1995).

A hidrólise, assim como a desintegração, é uma etapa extracelular na qual os compostos particulados são hidrolisados por enzimas até seus monômeros solúveis (BATSTONE et al.,

2002). Comumente, estas etapas extracelulares são denominadas genericamente de hidrólise (PANICO et al., 2014).

Na fase de hidrólise, celulose, hemicelulose e lipídeos são desintegrados, formando compostos como glucose e ácidos graxos de cadeia longa (MUNAWAR, 2014). Nesta fase também ocorre o processo de amonificação, que consiste na hidrólise enzimática de proteínas e a liberação de aminoácidos (BERGE; REINHART; TOWNSEND, 2005).

- Acidogênese, acetogênese e metanogênese

Nestas fases os produtos solubilizados na etapa de hidrólise são degradados à nível intracelular, resultando no crescimento da biomassa microbiana (BATSTONE et al., 2002).

Na acidogênese os produtos da hidrólise, carboidratos, proteínas e aminoácidos são fermentados (MUNAWAR, 2014). Os produtos resultantes do metabolismo das bactérias acidogênicas incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio e amônia, sendo os ácidos graxos voláteis o principal (CHERNICHARO, 1997).

Na acetogênese os produtos resultantes da fase acidogênica são oxidados a acetato, dióxido de carbono e hidrogênio, que servirão como subprodutos para a produção de metano (CHERNICHARO, 1997).

Os produtos da fase anterior (acetogênese) são utilizados por bactérias metanogênicas para formar metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). As bactérias metanogênicas podem ser divididas em dois grupos: as utilizadoras de acetato (acetoclásticas) e as utilizadoras de hidrogênio (hidrogenotróficas) (CHERNICHARO, 1997).

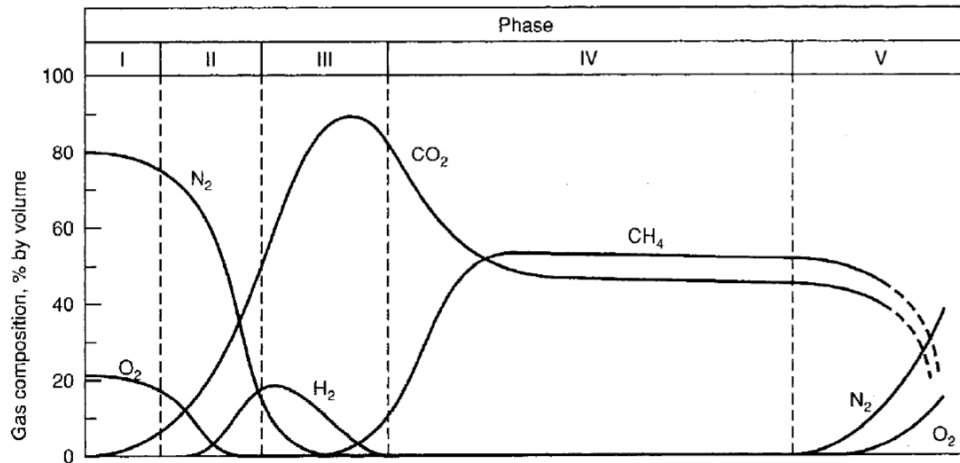
3.2.2 Gases gerados no aterro sanitário

A disposição de resíduos em aterros sanitários é uma prática na qual as condições ótimas para degradação não são possíveis, o que traz consequências de prolongamento da existência de matéria orgânica, e problemas ambientais a partir da geração de lixiviado e gases (HASSAN et al., 2010).

Aproximadamente 90% do total de gás gerado em um aterro sanitário é composto por metano e dióxido de carbono. Em menores quantidades pode-se encontrar nitrogênio e oxigênio que adentram o aterro durante a deposição do resíduo, por difusão de ar atmosférico através da superfície ou por pressão negativa durante a extração do gás do aterro (EL-FADEL, FINDIKAKIS e LECKIE, 1997).

A geração dos principais gases em um aterro sanitário ocorre em, mais ou menos, cinco fases distintas, conforme observa-se na Figura 2 e descrito a seguir (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e SAMUEL, 1993).

Figura 2: Formação de gases em aterros sanitários



Fonte: O'Leary e Tchobanoglous (2002)

Na primeira fase existem condições aeróbias, uma vez que certa quantidade de oxigênio é enclausurada junto com o resíduo aterrado. Nesta fase a concentração de gás carbônico começa a aumentar.

A fase III é caracterizada pela acelerada atividade dos microrganismos produtores de ácidos orgânicos. Com o passar do tempo, os microrganismos acidogênicos dão início a degradação dos ácidos orgânicos em ácidos mais simples, principalmente ácido acético. Na fase III o CO_2 é o principal gás formado e é nela que se inicia formação de metano. Porém, a maior concentração de metano ocorre na fase IV quando o ácido acético e o hidrogênio são convertidos em CH_4 e CO_2 .

Depois que a matéria orgânica rapidamente biodegradável for convertida a CH_4 e CO_2 , inicia-se a fase V. Nesta última fase, conforme a umidade percola pelo aterro, parte do material biodegradável não decomposto inicialmente começa a ser degradado. A taxa de formação de gás é bem reduzida e os principais gases formados são CH_4 e CO_2 .

Os gases nitrogênio e oxigênio que ressurgem na Fase V devem-se ao ingresso de ar da atmosfera para o interior do aterro, principalmente pelas chaminés dos gases, que não mais expõem volumes significativos de metano.

Diversas metodologias foram desenvolvidas para estimar o volume de gases gerados em aterros sanitários, sendo utilizados modelos matemáticos e modelos baseados na estequiometria de geração do gás (CASTILHOS JUNIOR (COORD.), 2003).

3.2.2.1 Modelos matemáticos para estimativa do gás gerado em aterro

Os modelos matemáticos foram desenvolvidos para descrever e calcular a produção de biogás em aterros sanitários. Dentre estes modelos os mais difundidos são: o Modelo *Scholl Canyon* proposto pelo Banco Mundial (BM), o modelo do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC na sigla em inglês) e o modelo da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) (CASTILHOS JUNIOR (COORD.), 2003); (TARAZONA, 2010).

- Modelo EPA

A EPA propôs o modelo conhecido como “Modelo de Estimação de Emissões de Ar em Aterro”, que é baseado em um modelo de cinética de primeira ordem para a produção de CH₄ conforme a Equação (1) (BRITO FILHO, 2005):

$$Q_{CH_4} = L_0 R (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (1)$$

Onde:

Q_{CH_4} = taxa de geração de metano no tempo t (m³/ano);

L_0 = potencial de geração de metano (m³ CH₄/t de resíduo);

R = taxa média anual de disposição de resíduo durante a vida útil do aterro (t/ano);

k = constante da taxa de geração de CH₄ (ano⁻¹);

c = tempo decorrido desde o fechamento do aterro (ano);

t = tempo desde o início da disposição dos resíduos (ano).

Para os parâmetros k e L_0 a EPA propõe alguns valores que podem ser utilizados, caso estes não estejam disponíveis para a área de estudo. No entanto, dados sugeridos na literatura não representam com fidelidade as condições do aterro, pois não levam em consideração as alterações climáticas e operacionais às quais o aterro é submetido (EL-FADEL, FINDIKAKIS e LECKIE, 1997).

- Metodologia do Banco Mundial

A metodologia do modelo *Scholl Canyon*, proposta pelo Banco Mundial, é representada por uma cinética de primeira ordem fundamentada na premissa de que ao longo do tempo há uma fração de matéria biodegradável constante no aterro (TARAZONA, 2010), conforme a Equação (2).

$$Q_{CH_4i} = k \times L_0 \times m_i \times e^{-kt} \quad (2)$$

Onde:

Q_{CH_4i} : quantidade de CH₄ produzido no ano i (m³/ano)

k = constante de geração de CH₄ (ano⁻¹)

L_0 : potencial de geração de CH₄ por tonelada de resíduo (m³ CH₄/t de resíduo)

m_i : massa de resíduos depositados no ano i (t/ano)

t: tempo após o encerramento do aterro (ano)

Dados como a massa de resíduos aterrados e o tempo após encerramento são específicos de cada aterro e podem ser obtidos diretamente com os responsáveis pela operação deste. Já as constantes k e L_0 são pré estabelecidas e sua escolha deve levar em consideração características como umidade, temperatura, teor de carbono biodegradável, temperatura e precipitação anual.

- Metodologia IPCC

O modelo proposto pelo IPCC é baseado em um método de decaimento de primeira ordem. O potencial de geração de metano ao longo dos anos pode ser estimado a partir de informações sobre a composição dos resíduos aterrados e as práticas adotadas no local de disposição. Para o cálculo do potencial de geração de metano utiliza-se a quantidade de carbono orgânico degradável disponível para a decomposição anaeróbia (DDOC_m), conforme Equação (3). A massa de carbono orgânico disponível para decomposição anaeróbia é calculada através da Equação (4) (PIPATTI et al., 2006).

$$L_0 = DDOC_m \cdot F \cdot 16/12 \quad (3)$$

Onde:

L_0 = potencial de geração de metano (t);

DDOC_m = massa de carbono orgânico degradável disponível para decomposição anaeróbia (t);

F = fração de metano no gás gerado no aterro (-);

16/12 = relação de peso molecular CH₄/C (-).

$$DDOC_m = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \quad (4)$$

Onde:

DDOC_m = massa de carbono orgânico degradável disponível para decomposição anaeróbia (t);

W = massa de resíduo aterrada (t);

DOC = fração de carbono orgânico degradável no ano de disposição (t C/t resíduo);

DOC_f = fração de carbono orgânico degradável que pode se decompor (-)

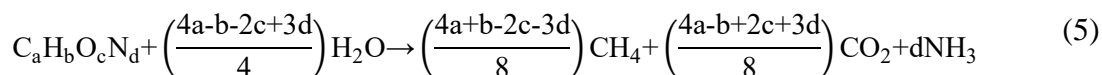
MCF = fator de correção de CH₄ para a decomposição aeróbia no ano de disposição dos resíduos (-).

Observa-se que os modelos matemáticos permitem a determinação do volume de metano gerado, não fazendo referência a determinação de gases como CO₂ e NH₃, por exemplo. Para a determinação de outros gases é necessária a adoção de outras metodologias.

3.2.2.2 Modelo de geração de gás baseado na estequiometria

Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993) propuseram um modelo triangular para calcular a produção de gases em aterros sanitários.

O cálculo parte da estimativa de quanto gás é gerado por massa de resíduo aterrado. Para esta estimativa considera-se que o gás é gerado de acordo com a estequiometria da Equação (5). A fórmula química C_aH_bO_cN_d corresponde a fração de resíduo degradada, a qual pode ser dividida em rápida e lentamente degradável.



Conhecendo-se a fórmula química e a estequiometria da reação de degradação, determina-se o volume total de gás gerado por massa de resíduo degradado através da Equação(6).

$$V_{gás} = \frac{MM_{gás} \cdot m_{resíduo}}{MM_R \cdot \rho_{gás}} \quad (6)$$

Onde:

$V_{\text{gás}}$ = volume de gás gerado por massa de resíduo (m^3/kg)

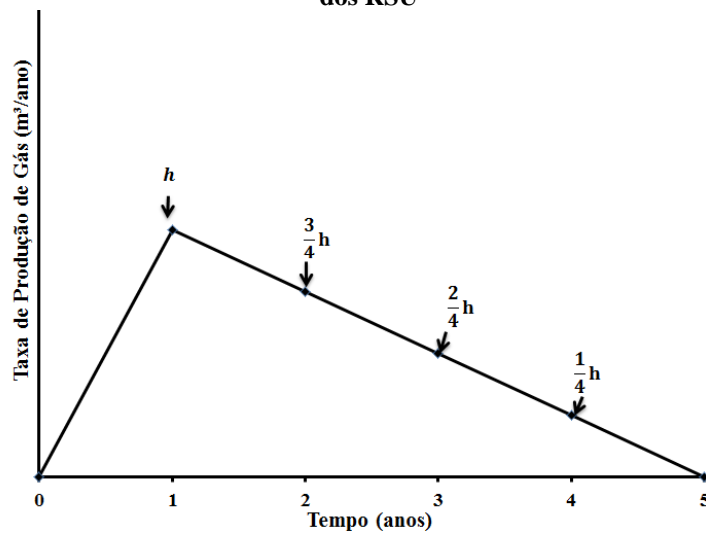
$MM_{\text{gás}}$: massa molar do gás na Equação (5) (g/mol);

$m_{\text{resíduo}}$ = massa de resíduo a ser degradada (kg)

MM_{R} = massa molar do resíduo degradado conforme a Equação (5) (g/mol);

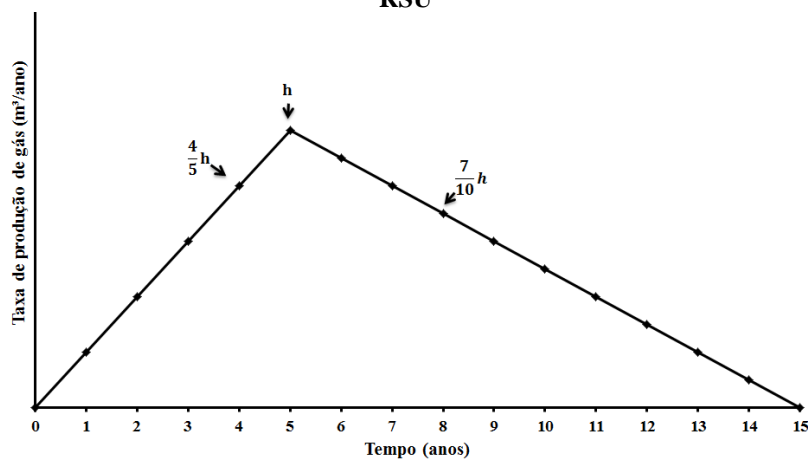
$\rho_{\text{gás}}$ = massa específica do gás (kg/m^3).

Figura 3: Modelo triangular de produção de gás para uma tonelada da fração rapidamente degradável dos RSU



Fonte: adaptado de Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993)

Figura 4: Modelo triangular de produção de gás para uma tonelada da fração lentamente degradável dos RSU



Fonte: adaptado de Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993)

Braz e Silva (2001) também utilizaram a Equação (6) e determinaram o volume teórico de CH_4 e CO_2 produzido por massa seca de resíduo. Porém, o modelo triangular proposto por

Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993) vai além, ao propor que o gás é gerado anualmente a diferentes taxas, sendo que as taxas máximas ocorrem ao final do primeiro e do quinto ano após iniciada a produção de gás para as frações rápida e lentamente degradáveis, respectivamente. As demais taxas de produção de gás são obtidas através de uma relação com as taxas máximas, representadas por “h” nas Figuras 3 e 4.

A área abaixo dos triângulos (Figuras 3 e 4), que corresponde à metade do tempo (base) multiplicado pela altura do triângulo (taxa máxima de produção de gás) (Equação (7)) permite calcular o volume de gás produzido por uma tonelada de resíduo degradado.

$$V_{\text{gás}} = \frac{t}{2} \cdot h \quad (7)$$

Onde:

$V_{\text{gás}}$ = volume de gás produzido (m^3);

t = tempo (ano);

h = taxa máxima de produção de gás (m^3/ano).

Com esta relação de área também é possível determinar a taxa máxima de produção de gás conforme Equação (8).

$$h = V_{\text{gás}} \cdot \frac{2}{t} \quad (8)$$

O volume de gás gerado ao final de um determinado ano é obtido pela Equação (9).

$$V_{\text{gás}, i} = \frac{[(h_{i-1}) + (h_i)] \cdot t}{2} \quad (9)$$

Onde:

$V_{\text{gás}, i}$: volume de gás gerado ao final de um determinado ano i;

h_{i-1} : taxa máxima de produção de gás no ano anterior ao ano i;

h_i : taxa máxima de produção de gás no ano i;

t: tempo (um ano considerando a produção anual).

O modelo triangular considera, ainda, que apenas 75% da fração rapidamente degradável e 50% da lentamente degradável estão disponíveis para degradação. Isto porque

alguns materiais ficam acondicionados em sacolas plásticas ou são muito secos para sofrerem biodegradação (TCHOBANOGLOUS, THEISEN e SAMUEL, 1993).

3.2.3 Geração de lixiviado no aterro sanitário

A água da chuva, que percola os resíduos aterrados, juntamente com a degradação microbiana, são responsáveis pela formação de um líquido de cor escura e de composição variada e complexa.

A composição do lixiviado depende da composição dos resíduos aterrados e dos processos físicos, químicos e biológicos que atuam no sistema. O lixiviado de aterros de RSU apresentam elevadas concentrações de compostos orgânicos e nitrogênio (EHRIG e ROBINSON, 2011)

A variabilidade nas características do lixiviado podem ser observadas através de experimentos e análises. Na Tabela 5 e nos parágrafos a seguir são apresentados alguns dados de caracterização de lixiviados.

Tabela 5: Dados de caracterização de lixiviados

Referência Bibliográfica	Localização do aterro sanitário	DQO	DBO ₅	pH	N-NH ₃
Morais, Sirtori e Peralta-Zamora (2006)	Curitiba - PR	5500	< 20	8,4	840
Lange et al. (2006)	Belo Horizonte - MG	2313	300	7,7	184
Yabroudi et al. (2010)	São Paulo - SP	5829	1511	8,23	1861
Facó e Santanella (2002)	Caucaia-CE	1506	na	8,25	na
Li et al. (2009)	China	3000	650	8,75	1200

na: não apresentou o dado

Morais, Sirtori e Peralta-Zamora (2006) ao caracterizarem o lixiviado gerado na célula mais antiga do Aterro Sanitário da Caximba em Curitiba-PR, obtiveram Demanda Química de Oxigênio (DQO) de 5.500 mg/L, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) inferior a 20 mg/L, pH 8,4, concentração de cloretos em torno de 2.500 mg/L, concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH₃) de 840 mg/L e condutividade de 25,0 mS/cm.

No aterro sanitário de Belo Horizonte, em 2005, a geração de lixiviado na célula estudada era 1,45 L/s e o mesmo apresentou DQO de 2.313 mg/L, DBO₅ de 300 mg/L, carbono

orgânico total (COT) 376 mg/L, pH 7,7, nitrogênio total 102 mg/L, nitrogênio amoniacal 184 mg/L e cloretos 1.999 mg/L (LANGE et al., 2006).

O aterro sanitário São João, localizado na zona leste de São Paulo, apresentava em 2010 uma vazão de lixiviado de 1.800 m³/dia e concentrações médias de 5.829 mg/L de DQO, 1.511 mg/L de DBO, 2.169 mg/L de COT, nitrogênio total kjeldahl (NTK) de 2.086 mg/L e N-NH₃ de 1.861 mg/L (YABROUDI et al., 2010).

O percolato gerado no Aterro Sanitário Oeste, localizado no município de Caucaia, região metropolitana de Fortaleza, apresentou, após 9 anos de operação do aterro, pH 8,25, DQO média de 1.506 mg/L, concentração média de nitrito, nitrato e ortofosfato de 4,52, 4,17 e 2,58 mg/L, respectivamente (FACÓ; SANTANELLA, 2002).

Um aterro sanitário, localizado no sul da China, apresentava, após 10 anos de operação uma vazão de 150-200 m³/dia de lixiviado com uma concentração média de DQO igual a 3.000 mg/L, pH médio 8,75, DBO₅ 650 mg/L, carbono orgânico total 1.600 mg/L, N-NH₃ 1.200 mg/L, fósforo 15 mg/L e sólidos suspensos totais 350 mg/L (LI et al., 2009).

No aterro sanitário da Extrema, em Porto Alegre, a DBO₅ no primeiro ano de operação foi de 8.520 mg/L caindo para 459,25 mg/L dois anos após o fechamento do aterro. A concentração média de fósforo no período operacional foi de 12,8 mg/L e a de NTK variou de 200 a 2.600 mg/L desde o segundo ano de operação até cinco anos após o encerramento do aterro (FLECK et al., 2015).

As concentrações de nitrogênio, fósforo e a elevada DQO demonstram que, se não coletado e tratado adequadamente, o lixiviado pode contaminar recursos hídricos subterrâneos e superficiais e, com isso provocar redução na concentração de oxigênio, efeito tóxico aos peixes devido ao nitrogênio amoniacal e alterações na flora e fauna presentes no ambiente (CHRISTENSEN, MANFREDI e KJELDSSEN, 2011).

O volume de lixiviado que será gerado em um aterro sanitário pode ser estimado através dos dois métodos mais empregados: método do balanço hídrico e o método suíço (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).

O método do balanço hídrico faz uma estimativa da vazão de lixiviado que será gerada com base em informações hidrológicas do aterro sanitário conforme a Equação (10).

$$L=W_p+W_{SR}+W_{IR}+W_D+W_{GW}-R-E-\Delta S_S-\Delta S_R \quad (10)$$

Onde: L = volume de lixiviado

W_p = entrada de água devido a precipitação;

W_{SR} = entrada de água pluvial ou de fora do aterro;

W_{IR} = entrada de irrigação ou recirculação

WD = contribuição de água em decorrência da composição dos resíduos;

W_{GW} = infiltração pela base;

R = escoamento superficial;

E = evapotranspiração;

ΔS_S = variação da umidade armazenada no solo de cobertura;

ΔS_R = variação da umidade armazenada nos resíduos sólidos.

Através do método suíço o volume de lixiviado é estimado com a Equação (11).

$$Q = \frac{1}{t} \cdot P \cdot A \cdot K \quad (11)$$

Onde:

Q = vazão média de lixiviado (L/s);

P = precipitação média anual (mm/ano);

A = área do aterro (m²);

t = número de segundos em um ano (s);

K = coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos cujos valores são tabelados.

Essa é uma metodologia simplificada que pode ser empregada para aterros de menor complexidade e tamanho, ou quando faltam dados para se aplicar o método do balanço hídrico (REICHERT, COTRIM e RODIGHERI, 2002).

A determinação exata do volume gerado pode ser feita no próprio aterro como ocorre, por exemplo, no aterro sanitário da Extrema cujo lixiviado é retirado do aterro por caminhão tanque, tornando possível a medição do volume (REICHERT, COTRIM e RODIGHERI, 2002).

3.3 COMPOSTAGEM

A compostagem pode ser definida como a transformação e estabilização microbiológica de materiais orgânicos heterogêneos em condições aeróbias (STENTIFORD e BERTOLDI, 2011).

Seis grupos de organismos estão envolvidos no processo: bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários, nematoides e algumas larvas. Dentre estes grupos, bactérias, actinomicetos e fungos são os mais abundantes (DIAZ, SAVAGE e GOLUEKE, 2002).

Diferentes tipos de bactérias são capazes de degradar resíduos em condições aeróbias e anaeróbias. As bactérias podem ser classificadas, de acordo com sua temperatura ótima de crescimento, em psicrófilas (5-15 °C), mesófilas (25-35 °C) e termófilas (55-60 °C) (STENTIFORD e BERTOLDI, 2011).

Os actinomicetos, apesar de terem uma taxa de crescimento menor do que as bactérias, apresentam um aparato enzimático mais eficiente e capaz de degradar substâncias complexas. Estes organismos filamentosos são aptos a degradar hemicelulose, celulose e lignina (STENTIFORD e BERTOLDI, 2011)

Assim como os actinomicetos, os fungos também apresentam habilidade em degradar hemicelulose, celulose e lignina, uma vez que são organismos mais complexos

Por se tratar de processo biológico, alguns parâmetros são fundamentais para que a compostagem seja bem sucedida. Conforme apresentado por Stentiford e Bertoldi (2011) temperatura, umidade, disponibilidade de oxigênio e disponibilidade de nutrientes são os principais fatores envolvidos.

O início da compostagem se dá à temperatura ambiente. Com a intensificação da atividade microbiana a temperatura se eleva e pode atingir valores acima de 55-60 °C (D'ALMEIDA (IPT); VILHENA (CEMPRE), 2000).

Os microrganismos necessitam de água para transportar líquidos e gases através de suas membranas celulares. Para garantir a atividade microbiana, a umidade não deve ser inferior a 35-40% (STENTIFORD e BERTOLDI, 2011).

A umidade muito elevada também pode ser prejudicial para a compostagem. A umidade elevada prejudica a aeração e favorece a degradação anaeróbia que, conseqüentemente, forma um lixiviado indesejado. (D'ALMEIDA (IPT); VILHENA (CEMPRE), 2000).

Com o aumento da temperatura ocorre a evaporação da água e redução da umidade, sendo comum iniciar-se o processo com uma umidade de 55-65%, dependendo do material (STENTIFORD e BERTOLDI, 2011)

A taxa de aeração pode afetar significativamente a emissão de gases como NH₃ e óxido nitroso (N₂O) em um processo de compostagem (JIANG et al., 2011)

O processo de compostagem pode ser aplicado tanto para RSU misturados quanto para frações coletadas separadamente, como resíduos de jardins e restos de alimentos, por exemplo (DIAZ, SAVAGE e GOLUEKE, 2002).

Diferentes tipos de resíduos podem ser misturados no processo. Oudart et al. (2015), por exemplo, utilizaram dejetos de suínos e palha de trigo em diferentes proporções para modelar as interações de carbono e nitrogênio em pilhas aeradas naturalmente.

Lin et al. (2008) utilizaram uma mistura de restos de alimentos, folhas, serragens, solo e cinzas de carvão para verificar um modelo de simulação da degradação de substrato e consumo de oxigênio.

Cinzas de madeira foram adicionadas a restos de alimentos, resíduos de jardim e fibras de papel e embalagens compostáveis com o intuito de verificar os efeitos nos parâmetros químicos e na microbiota (JUÁREZ et al., 2015).

Os processos de compostagem são classificados, de acordo com a tecnologia utilizada, em sistemas mecânicos e sistemas abertos ou sem reatores. Este último sub classificado em método *windrow* e das pilhas estáticas (HAUG, 1993).

No processo *windrow* os resíduos são misturados, colocados em linhas e revolvidos periodicamente de forma mecânica ou manual. A altura, largura e forma da pilha dependem do resíduo a ser compostado e do tipo de revolvimento adotado. Uma variante deste método é o que utiliza aeração forçada ou induzida por sopradores para promover a oxigenação da pilha (HAUG, 1993)

Na metodologia das pilhas estáticas não há a necessidade de revolvimento, sendo necessário manter uma porosidade adequada no meio, uma vez que a aeração é forçada ou induzida por um sistema de distribuição (HAUG, 1993); (KROGMANN, KÖRNER e DIAZ, 2011).

Os sistemas mecânicos de compostagem ocorrem em reatores fechados, o que permite maior controle do processo e a coleta e tratamento das emissões gasosas. No entanto, a condensação dos gases no reator pode levar a corrosão de equipamentos (KROGMANN, KÖRNER e DIAZ, 2011).

3.3.1 O processo de biodegradação na compostagem

Os processos envolvidos na compostagem pouco diferem daqueles descritos para os aterros sanitários. Por se tratar de processo aeróbio os principais produtos esperados da compostagem são CO₂, água, amônia e calor (SNAPE et al., 1995), portanto não ocorrem as fases acidogênese, acetogênese e metanogênese que ocorrem em um processo anaeróbio.

De maneira geral, a compostagem é caracterizada pelas fases de hidrólise, crescimento e decaimento da biomassa variando de autor para autor. Wang e Witarsa (2016), por exemplo,

incluíram uma etapa prévia de desintegração. Enquanto que Komilis (2006) não incluí no seu modelo o crescimento e o decaimento da biomassa, pois, segundo ele, o modelo adotado presume que a biomassa será mineralizada a CO_2 e carbono estabilizado.

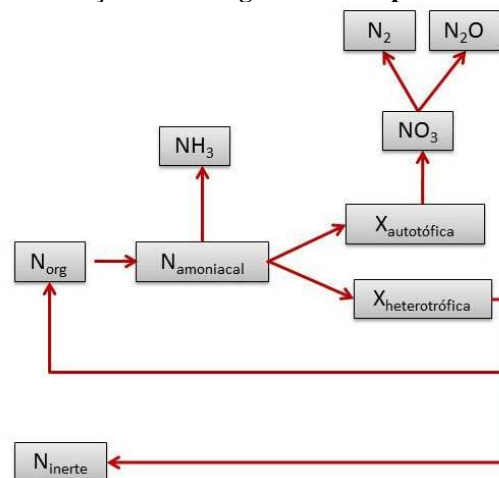
Na modelagem de um processo de compostagem de resíduos, Lin et al. (2008) consideram três reações para descrever a conversão dos resíduos: a solubilização do substrato insolúvel, o crescimento e o decaimento da biomassa aeróbia.

Similarmente, Oudart (2013) descreveu o processo de compostagem através das etapas de hidrólise da fração lentamente biodegradável, crescimento da biomassa a partir do produto rapidamente biodegradável resultante da hidrólise, decaimento da biomassa com liberação de material inerte e de difícil degradação.

Sole-Mauri et al. (2007) descrevem o processo biológico de compostagem com as etapas de hidrólise do substrato particulado, crescimento de microrganismos, decaimento e lise celular.

Komilis (2006) dividiu um processo de compostagem nas fases de hidrólise e consumo de carbono aquoso, o qual corresponde ao carbono solubilizado na etapa de hidrólise.

Figura 5: Transformações do nitrogênio em um processo de compostagem



Fonte: adaptado de Oudart (2013)

Oudart et al. (2015) representaram as transformações do nitrogênio ao longo de um processo de compostagem. Conforme a Figura 5, o nitrogênio orgânico (N_{org}) é hidrolisado a nitrogênio amoniacal ($N_{\text{amoniacal}}$), o qual é consumido para crescimento da biomassa heterotrófica ($X_{\text{heterotrófica}}$) e autotrófica ($X_{\text{autotrófica}}$) e transformado em nitrato (NO_3), nitrogênio gasosos (N_2) e óxido de nitrogênio (N_2O). A partir do decaimento da biomassa há a produção de duas frações de nitrogênio, que são o inerte (N_{inerte}) e o nitrogênio orgânico (N_{org}).

3.3.2 A geração de gases e lixiviados na compostagem

O processo de compostagem pode, dependendo das condições em que ocorre e da tecnologia utilizada, gerar um lixiviado. A umidade presente nos resíduos, a água adicionada para ajustar a umidade, água pluvial que em processos abertos percola a pilha de compostagem e a água gerada pelo processo de degradação são as responsáveis por gerar o lixiviado. Como a maioria das instalações recirculam o lixiviado gerado na pilha de compostagem, a perda de elementos por emissão líquida pode ser desconsiderada (BOLDRIN et al., 2011).

As emissões gasosas na compostagem são constituídas principalmente de CO_2 , NH_3 e N_2O , porém é difícil de quantificá-las e os dados existentes são limitados (BOLDRIN et al., 2011).

Em uma análise de dados obtidos da literatura, Boldrin et al. (2009) encontraram que para a produção de composto maturado as perdas de carbono variaram de 40 a 83% do elemento presente no resíduo a ser compostado. Segundo estes autores, as maiores perdas são emissões de CO_2 e o restante na forma de CH_4 . As emissões de carbono nos processos *windrow* e de pilhas estáticas corresponderam a aproximadamente 50 a 66% do carbono inicial, o qual foi perdido como CO_2 , e 0,8 a 2,5% do mesmo foi transformado em CH_4 , conforme apresentado por Boldrin et al. (2009).

Ressalta-se que a emissão de metano referida por Boldrin et al. (2009) só ocorre nos casos em que o processo de compostagem esteja sendo mal conduzido.

As perdas de nitrogênio na compostagem foram apresentadas por Boldrin et al. (2011a) como sendo de 30%. Para Boldrin et al. (2009) as perdas de nitrogênio podem variar bastante de acordo com as condições de operação do processo de compostagem adotado. Estes autores encontraram informações de perdas de 26 a 51% de nitrogênio na compostagem de resíduos de jardim com restos de alimentos, e de 1,7% durante a compostagem apenas de resíduos de jardim.

3.4 ECOLOGIA INDUSTRIAL

As indústrias têm utilizado diferentes estratégias para melhoria dos aspectos ambientais ao longo da história. Inicialmente os objetivos eram atender a legislação ambiental e prevenir a poluição ambiental. Com o passar do tempo, a responsabilidade sob o produto tornou a eco eficiência, o eco design e a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) os objetivos das estratégias ambientais. Por fim, evoluiu-se para a ecologia industrial, estratégia cujos objetivos são a

sustentabilidade global, ecossistemas industriais fechados e a troca de resíduos (FERRÃO, 2009).

Define-se ecologia industrial como o estudo dos fluxos de materiais e energia nas atividades industriais e de consumo, seus efeitos no meio ambiente e as influências que fatores sociais, econômicos e políticos exercem nos usos, transformações e fluxos dos recursos (WHITE, 1994).

A ecologia industrial já era praticada muito antes da expressão propriamente dita aparecer na literatura em 1970 (ERKMAN, 1997). Segundo Ehrenfeld (2004) um dos pioneiros da ecologia indústria foi Robert Ayres que, juntamente com seus colegas, começou a analisar os fluxos de materiais em sistemas que abrangiam desde bacias hidrográficas até economias inteiras. O autor cita também exemplos de aplicação dos conceitos de ecologia industrial em estudos desenvolvidos no Japão e na Bélgica, porém nenhum destes estudos chamou a atenção dos pesquisadores da área.

O ano de 1989 pode ser considerado o marco inicial da ecologia industrial como conceito utilizado atualmente. O artigo “*Strategies for Manufacturing*” publicado por Robert A. Frosch e Nicholas E. Gallopoulos na revista *Scientific American* comparou a visão industrial para o uso de materiais e energia com a visão da natureza (FROSCH e GALLOPOULOS, 1989); (HARPER e GRAEDEL, 2004). Neste artigo, Frosch e Gallopoulos (1989) defendem que as atividades industriais devem ser transformadas em um modelo integrado no qual o consumo de materiais e energia é otimizado e a geração de resíduos e efluentes é minimizada. O trabalho de Frosch e Gallopoulos foi publicado na época em que, nos Estados Unidos, as preocupações com a sustentabilidade a longo prazo estavam crescendo e a ecologia industrial surgia como uma metáfora para o modo como as sociedades industriais modernas evoluíam (EHRENFELD, 2004).

Erkman (1997) afirma que, oito anos após o artigo de Frosch e Gallopoulos ser publicado, a abordagem de ecologia industrial evoluiu em duas direções. A primeira abordagem é focada na criação de zonas industriais, os eco parques, onde os resíduos e subprodutos de uma indústria seriam usados como matéria-prima para outra. Na outra linha tem-se a otimização dos fluxos de materiais dentro de uma determinada economia de forma a reduzir a demanda por certos recursos naturais.

Sendo assim, a premissa básica é que é possível reorganizar os fluxos de matéria e energia dentro do sistema industrial de maneira que ele se torne um circuito fechado e com baixo impacto ambiental (GIANNETTI e ALMEIDA, 2006). A ideia não é apenas fechar o

ciclo, mas considerar que o sistema industrial interage com o ambiente, faz parte e depende dele (GIANNETTI; ALMEIDA; BONILLA, 2007).

Assim como os princípios de prevenção da poluição e a produção mais limpa, a ecologia industrial objetiva prevenir a poluição, porém o seu enfoque é obter isso através da integração entre processos ou indústrias. A ideia central é que os resíduos ou subprodutos de um processo sirvam de matéria prima para outro (MARINHO e KIPERSTOK, 2001).

As indústrias, geralmente iniciam seu ciclo com a extração de materiais de alta qualidade da natureza e finalizam lançando os materiais degradados como resíduos. Dentro da perspectiva de ecologia industrial o objetivo é tornar o metabolismo de uma indústria parecido com o metabolismo da natureza no qual os ciclos (como da água, do nitrogênio e do enxofre, por exemplo) são fechados (AYRES, 1994).

A ideia de inserir o metabolismo da natureza dentro do contexto industrial foi apresentada por Harper e Graedel (2004) ao comparem as indústrias de reciclagem e sucatas com as espécies decompositoras de um ecossistema. De acordo com estes autores, os decompositores degradam a matéria orgânica, como restos de plantas e animais, transformando-os em nutrientes disponíveis para outros organismos daquele ecossistema. De maneira análoga, as indústrias de reciclagem procuram recuperar e reutilizar materiais não passíveis de utilização por outras indústrias.

Segundo Ferrão (2009) a ecologia industrial propõe uma mudança de paradigma que leva a um desenvolvimento sustentável, sendo um meio pelo qual é possível para a humanidade manter o nível de recursos disponíveis em equilíbrio com os avanços econômicos, culturais e tecnológicos.

Entre os métodos tradicionais da ecologia industrial estão a ACV e a AFM (PAULIUK e HERTWICH, 2016). Segundo a NBR 14040 a ACV é uma ferramenta para avaliar aspectos e impactos ambientais associados a um produto e compreende as etapas de inventário de entradas e saídas, avaliação de impactos ambientais potenciais e interpretação dos resultados das etapas anteriores (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009).

A interpretação dos resultados na fase de inventário do ciclo de vida envolve a análise crítica dos dados secundários utilizados. Esta análise pode ser feita a partir de uma matriz de qualidade dos dados, também conhecida como Matriz Pedigree (WEIDEMA e WESNAES, 1996). Na Matriz Pedigree cada dado é avaliado, individualmente, por cinco indicadores distintos: confiabilidade, completeza e as correlações geográfica, temporal e tecnológica.

A confiabilidade e a completeza refletem a qualidade do dado do ponto de vista dos métodos de coleta e amostragem. Considera-se aqui que dados primários são melhores classificados que dados secundários.

As correlações temporal e geográfica correspondem a diferença de tempo e localização geográfica entre a literatura avaliada e o estudo relatado. De maneira semelhante, a correlação tecnológica faz uma comparação entre as tecnologias adotadas.

Para cada um dos indicadores avaliados atribui-se um valor de 1 a 5 que reflete a qualidade do dado perante esse indicador. A atribuição do valor 1 significa uma melhor qualidade do dado enquanto que 5 significa uma baixa qualidade.

Cada dado do inventário é avaliado com a aplicação da Matriz Pedigree. Os resultados desta aplicação são apresentados por números separados por vírgula e entre parênteses. Cada número, na respectiva ordem, representa a classificação das categorias avaliadas (WEIDEMA, 1998).

A interpretação da matriz dependerá do objetivo para o qual os dados serão utilizados. Além disso, os valores atribuídos a cada indicador não devem ser comparados entre si, pois cada indicador apresenta uma importância dentro do objetivo do estudo (WEIDEMA, 1998).

A Matriz Pedigree foi aplicada por Tsambe (2017) para avaliar a qualidade de dados referentes ao ciclo de vida de óleos lubrificantes usados ou contaminados. Antunes e Ugaya (2013) aplicaram a matriz pedigree de Weidema para avaliar a qualidade de dados obtidos na indústria metal mecânica. A matriz também foi aplicada com dados referentes a produção de biodiesel de soja (ZORTEA, 2015).

Como mostram os exemplos anteriores, a matriz pedigree é utilizada para avaliar a qualidade de dados na fase de inventário. Esta ferramenta pode auxiliar na obtenção de um inventário de dados mais robusto.

Os dados que compõem o inventário de entradas e saídas em uma ACV podem ser obtidos a partir da Análise de Fluxo de Materiais (AFM). A AFM é uma ferramenta que permite determinar os fluxos e estoques de um material dentro de um sistema definido no tempo e no espaço e é detalhada a seguir (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

3.4.1 As ferramentas de análise de fluxo de materiais e substâncias

A AFM consiste em uma avaliação sistemática dos fluxos e estoques de um material dentro de um sistema definido em um determinado tempo e espaço (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

O princípio fundamental da AFM é o balanço de massas, ou seja, a soma de todas as entradas de um sistema deve ser igual à soma de todas as saídas mais as alterações no estoque (ALLESCH e BRUNNER, 2015).

Os cálculos e o balanço de massas em uma AFM permitem visualizar a rota de determinado material dentro de um sistema, além de calcular seu decaimento ou acúmulo. Estas informações são importantes para a tomada de decisão, especialmente no que se refere à medidas mitigadoras ou a recuperação de um recurso, por exemplo (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

O princípio do balanço de massas começou a ser aplicado muito antes da ferramenta de AFM surgir. Filósofos gregos já usavam o princípio da conservação de massas a mais de 2000 anos e o químico francês Lavoisier (1743-1794) conseguiu provar que a massa de determinado material não se altera ao sofrer um processo químico, ela apenas é transformada (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

Uma das primeiras tentativas de desenvolver uma metodologia de AFM foi executada pelo médico italiano Santorio (1737) a partir de um experimento com o metabolismo humano. Segundo Brunner e Ma (2009) o médico mensurou as entradas, saídas e estoques de uma pessoa e tentou associar os resultados com o estado de saúde do paciente. O experimento não foi bem sucedido, já que Santorio desconhecia as massas envolvidas na respiração.

Nos anos 1930, Leontief desenvolveu a metodologia das tabelas insumo-produto que permitiam quantificar sistematicamente as inter-relações entre os vários setores de um sistema econômico complexo. Neste contexto, o sistema de produção era descrito como uma rede de fluxos de mercadorias entre vários setores de produção. Posteriormente o método foi expandido e passou a incluir as emissões e resíduos da produção (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

Abel Wolman, em 1965, estabeleceu fluxos per capita de entrada e saída para uma cidade americana hipotética com 1 milhão de habitantes a partir de dados de consumo e produção de bens (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

No final dos anos 1960 se iniciou o primeiro estudo a nível regional cujo objetivo era avaliar o acúmulo de metais pesados (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

A partir de 1970, a necessidade de se avaliar, além do fluxo de massas, o fluxo de substâncias ficou evidente. Décadas depois de iniciada a destinação de resíduos para incineração, compostagem e aterros, percebeu-se danos à vegetação, carregamento do solo com metais pesados e a emissão contínua de carbono e nitrogênio para o ar e a água. Assim, ficou clara a necessidade de controlar não apenas as massas de resíduos e rejeitos, mas também os fluxos de substâncias individuais (BRUNNER e MA, 2009).

A ferramenta de AFM difundiu-se em áreas como controle de processo, tratamento de resíduos e efluentes, manejo de nutrientes, gestão da qualidade da água, recuperação e conservação de recursos, design de produto e ACV. Com a disseminação da ferramenta, percebeu-se a necessidade de utilizar metodologia e linguagens comuns (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

Para Brunner e Rechberger (2004) o termo materiais, em AFM, é usado tanto para referir-se aos bens quanto a substâncias. Sendo assim, para estes autores, a AFM inclui o balanço de bens e de substâncias. Para esta mesma definição há autores que utilizam o termo Análise de Fluxo de Substâncias (AFS). Há, ainda, estudos que consideram apenas ao balanço de massas de substâncias quando falam de AFS.

Muitos autores não fazem distinção clara entre bens, materiais e substâncias o que acaba resultando na ambiguidade entre AFM e AFS. Logo, antes de iniciar-se uma AFM as definições dos termos materiais, bens e substâncias devem estar evidentes.

Conforme Brunner e Rechberger (2004) a expressão materiais é utilizada tanto para referir-se a bens quanto a substâncias. Consideram-se bens a matéria composta de diferentes substâncias que pode ou não ser dotada de valor econômico. As substâncias podem ser consideradas tanto elementos químicos quanto compostos, desde que constituídos de uma estrutura única e definida, como por exemplo carbono (C) e gás carbônico (CO₂).

Com o conhecimento e esclarecidas as diferenças entre os termos citados anteriormente, a primeira etapa é a definição do problema e dos objetivos adequados. Depois, definem-se as substâncias relevantes, a fronteira adequada ao sistema, os processos e os bens. A seguir selecionam-se os fluxos de massa dos bens e a concentração das substâncias nesses fluxos e, por fim, calculam-se os fluxos desconhecidos. Estas etapas, segundo Brunner e Rechberger (2004) devem ser otimizadas de forma interativa, fazendo com que as etapas não precisem ser executadas exatamente na ordem proposta.

O sistema é o objeto de investigação da AFM. É constituído por um ou mais processos e seus fluxos. O sistema deve ser definido no tempo e no espaço, ou seja, deve ter fronteiras bem definidas.

A fronteira espacial é geralmente fixada pela área geográfica onde se localiza o processo. Este local pode ser as instalações de uma empresa, uma cidade ou país, ou um sistema de gerenciamento de resíduos, por exemplo.

A fronteira temporal é o tempo no qual o sistema é avaliado e depende, portanto, do tipo de sistema e do objetivo da AFM. Na prática aplicam-se períodos de uma hora, um dia ou um ano, mas teoricamente este pode variar de um segundo a 1000 anos.

O processo é o que acontece com o material dentro do sistema, podendo ser suas transformações, o seu transporte ou o seu acúmulo.

O fluxo corresponde à massa que atravessa o sistema por unidade de tempo. Fluxo de importação representa as entradas no sistema e fluxos de exportação o que deixa o sistema. O fluxo de uma AFM é identificado por setas entrando e saindo do sistema.

A divisão de uma substância em um processo e sua transferência em um fluxo de saída específico é determinado com o coeficiente de transferência. A soma de todos os coeficientes em um processo deve ser um, considerando que os coeficientes de transferência para os estoques são contados como saídas (CENCIC, 2012). Por fim, estoque é a quantidade de materiais acumulados em um processo.

Os resultados de uma AFM devem ser apresentados de maneira clara e de fácil compreensão. Para facilitar a interpretação e identificação de um fluxo importante, as larguras dos fluxos devem ser desenhadas proporcionalmente ao seu valor numérico. Esse tipo de ilustração é conhecido como diagrama Sankey (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

A AFM é desenvolvida com auxílio de um programa de computador. De acordo com Brunner e Rechberger (2004), para a escolha do programa deve-se levar em conta: a fácil utilização e acesso, bom suporte técnico, estabilidade, compatibilidade com outros programas, velocidade de cálculo e precisão, flexibilidade e automatização, terminologia e metodologia compatíveis com AFM.

O programa *Microsoft Excel* pode ser usado para uma AFM, embora não tenha sido desenvolvido para tal finalidade. É mais indicado para sistemas com poucos processos (menos de 20). O manual do programa não faz referências de como desenvolver uma AFM, por isso, desenvolver esta tarefa depende da capacidade do usuário em manipular o *Microsoft Excel* (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

Os programas GaBi e Umberto foram desenvolvidos para a ACV, mas podem ser aplicados na AFM. Eles têm boa assistência técnica e manutenção e estão disponíveis em versões de avaliação e teste. Assim, como o *Microsoft Excel*, estes programas não foram desenvolvidos especificamente para AFM, não sendo a melhor escolha para esse tipo de estudo.

O programa Simbox® foi especificamente desenvolvido para a AFM, porém não apresenta uma versão para teste o que dificulta a sua utilização devido aos custos para adquiri-lo.

Percebendo a necessidade de um programa livre e específico para a AFM, o *Institute for Water Quality, Resources and Waste Management* da *Vienna University of Technology*

desenvolveu o programa STAN cujo nome deriva da abreviatura de subSTance flow ANalysis (CENCIC; RECHBERGER, 2008); (CENCIC, 2012).

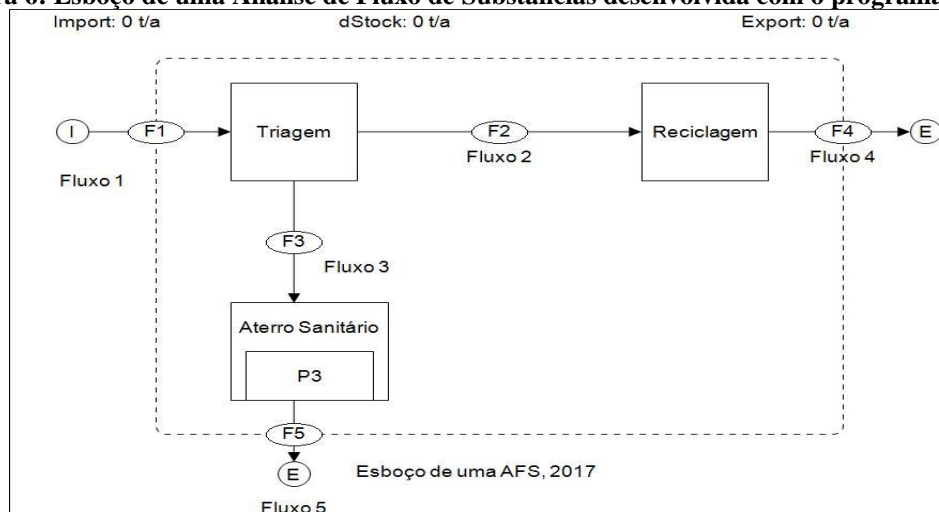
3.4.1.1 O programa STAN

Segundo Brunner e Ma (2009), em 1999, iniciou-se na Áustria um processo de certificação para companhias de gerenciamento de resíduos, as quais deveriam demonstrar as suas movimentações de materiais.

Em 2005 a norma austríaca ÖNORM S 2096 “*Material Flow Analysis – Application in Waste Management*” estabeleceu termos e metodologias para estas movimentações a partir da ferramenta de AFM. Nessa fase, eram necessários dois programas, sendo um para gerenciamento dos dados e cálculos e outro para converter os resultados em forma de gráfico, embutindo erros nos resultados. Não se sabia como lidar com erros e incertezas e não existiam programas livres desenvolvidos especificamente para a AFM (CENCIC e RECHBERGER, 2008). Foi para suprir essas deficiências que o *Institute for Water Quality, Resources and Waste Management* da *Vienna University of Technology* desenvolveu o programa STAN (CENCIC, 2012).

O programa permite criar um modelo gráfico contendo um sistema e suas fronteiras, os processos e fluxos envolvidos. No modelo gráfico é possível inserir dados, como fluxos de massa, concentrações, coeficientes de transferência e acúmulos. O STAN é capaz de calcular fluxos desconhecidos de bens, substâncias e energia e permite a exportar e importar dados do *Microsoft Excel* (CENCIC, 2012).

Figura 6: Esboço de uma Análise de Fluxo de Substâncias desenvolvida com o programa STAN



A Figura 6 é um esboço de uma AFS desenvolvida com o programa STAN. O fluxo 1 representa uma entrada de substância no processo “Triagem”. Fluxos entre processos são indicados nas setas de símbolos F2 e F3 enquanto fluxos de saída são indicados nos fluxos 4 e 5. O processo “Aterro Sanitário” é o único que apresenta acúmulo de substância, representado pelo retângulo P3 inserido no referido processo. A linha tracejada representa a fronteira do sistema e traz a indicação do período (ano 2017) a que se refere a AFS.

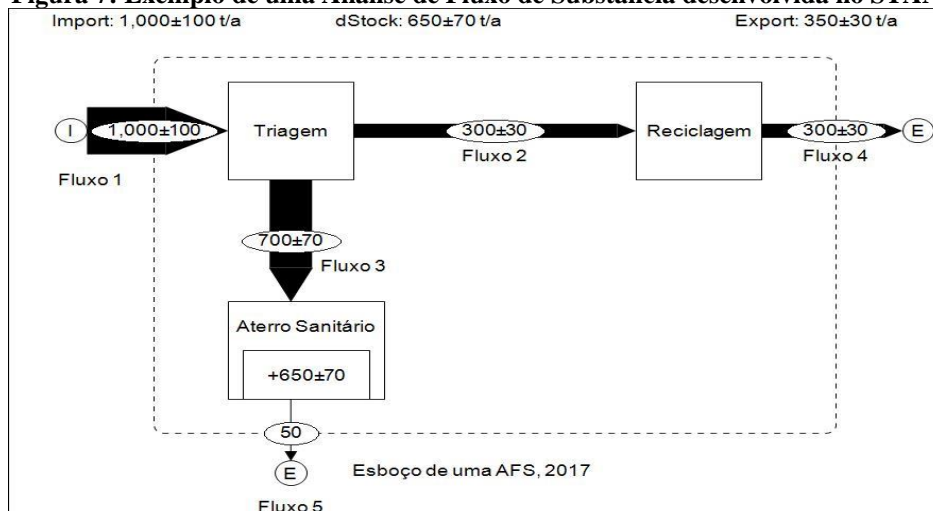
A quantidade de bens ou substâncias em cada fluxo podem ser inseridas ou calculadas a partir de um coeficiente de transferência ou por balanço de massas.

Para demonstrar a inserção e cálculo destes dados no programa STAN tem-se um exemplo de uma central de triagem e um aterro sanitário hipotéticos. Considerando que estes apresentaram, para o ano de 2017 os dados fictícios da Tabela 6 referente ao carbono contido nos resíduos encaminhados para as unidades.

Tabela 6: Dados a serem inseridos no esboço da Análise de Fluxo de Substâncias

	Quantidade
Massa de carbono nos resíduos recebidos (t)	1000±100
Massa de carbono nos resíduos enviados para reciclagem (%)	30
Massa de carbono nos resíduos enviados para aterro sanitário (%)	70
Massa de carbono perdida no aterro (t)	50

Figura 7: Exemplo de uma Análise de Fluxo de Substância desenvolvida no STAN



Ao serem inseridas as informações no modelo desenvolvido no STAN verifica-se que não há informações de quanto carbono é acumulado no aterro sanitário e qual a massa do fluxo 5. E para os fluxos 3 e 4 apenas tem-se as porcentagens em relação ao Fluxo 1, ou seja,

coeficientes de transferência. As quantidades desconhecidas podem ser calculadas com auxílio do programa, como demonstrado na Figura 7.

O programa permite, além da determinação de quantidades desconhecidas, o cálculo de incertezas e a reconciliação de dados (CENCIC, 2012). Devido a estes cálculos embutidos no STAN é que se obtêm resultados mais precisos mesmo com a incerteza associada ao fluxo 1.

Além dos cálculos desenvolvidos o programa apresenta os resultados na forma de um diagrama de Sankey, permitindo uma fácil interpretação dos resultados conforme indicado por Brunner e Rechberger (2004).

Na literatura é possível encontrar aplicações do programa STAN em inúmeras áreas. Um exemplo foi sua utilização para determinar os fluxos de nitrogênio e fósforo em diferentes setores econômicos na região de Flandres na Bélgica (COPPENS et al., 2016)

Álvarez et al. (2018), com auxílio do STAN, analisaram o fluxo de fósforo no sistema espanhol de produção e consumo de alimentos.

O STAN também foi aplicado para modelagem de um sistema de gerenciamento de resíduos em uma região italiana (MASTELLONE; BRUNNER; ARENA, 2009) e em Malta (CAMILLERI-FENECH et al., 2018).

Firmansyah et al. (2017) aplicaram o programa STAN em sistemas agrícolas e urbanos em uma ilha do Caribe, com intuito de encontrar possíveis estoques de nitrogênio e fósforo para a produção agrícola.

Os exemplos anteriores fazem referência especificamente ao uso do programa STAN. Mas, os usos das ferramentas de AFM e AFS vão além, como descrito no item a seguir.

3.4.1.2 Aplicações da Análise de Fluxo de Materiais e Substâncias

A ferramenta de AFM também se difundiu em inúmeras áreas como controle de processos, tratamento de efluentes e resíduos, manejo de nutrientes, gestão da qualidade da água, recuperação e conservação de recursos e ACV (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

Dentro da gestão de resíduos a AFM é fundamental durante uma tomada de decisão. A ferramenta supre dados fundamentais para o planejamento, operação e o controle de sistemas de gerenciamento de resíduos (BRUNNER e MA, 2009). A seguir são apresentados alguns exemplos de aplicação desta ferramenta, especialmente na área de gestão de resíduos.

Wu et al. (2012) analisaram o fluxo de fósforo em um município chinês a partir de dados do ano de 2008. O balanço de massas para cada sistema foi determinado a partir da multiplicação entre consumo per capita, quantidade de fósforo no produto consumido e o

número de habitantes. Segundo os autores, a análise de fluxo de substâncias pode ser usada para fornecer estratégias específicas e efetivas para o manejo do fósforo.

Yuan et al. (2011) estabeleceram um modelo analítico estatístico para definir os fluxos de fósforo no sistema sócio econômico de uma cidade na China. Os autores concluíram que 171,8 toneladas de fósforo contidas em resíduos sólidos e lodo foram encaminhadas para aterros resultando em desperdício de uma importante fonte desse nutriente. Os autores sugerem utilizar uma série temporal de informações que permitam analisar as mudanças temporais nos fluxos de fósforo e que a obtenção de dados mais precisos, como o monitoramento local e análise experimental, contribuiriam para melhorar a precisão da análise.

Stanisavljevic e Brunner (2014) apresentam um estudo de caso para o gerenciamento de resíduos sólidos municipais numa região urbana da Sérvia. Com uma combinação de AFM e AFS utilizaram o programa STAN para avaliar diferentes cenários para o gerenciamento de resíduos. Concluíram que o aterro, da maneira como é operado, emite considerável quantidade de metano (CH_4), carbono orgânico dissolvido e compostos nitrogenados no ar e na água. O fluxo de carbono mostra que aproximadamente metade do carbono contido nos RSU são eliminados nos gases do aterro contribuindo para as mudanças climáticas. Quanto ao nitrogênio, este é parcialmente retido no aterro, sendo lançado por um longo período, impondo um risco maior para o ambiente.

Chowdhury et al. (2014) analisaram trabalhos científicos que realizaram análises de fluxo de fósforo e avaliaram em escala geográfica quais são as áreas chave de entradas, saídas, estoques, fluxos internos e de reciclagem de fósforo. A nível de cidade concluíram que o maior estoque de fósforo é referente ao aterro sanitário.

Zabaleta e Rodic (2015) utilizaram AFM para identificar a situação atual e o potencial de recuperação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em uma mistura de resíduos orgânicos e de jardins gerados na cidade espanhola de Vitoria-Gasteiz. Os resíduos gerados em um ano, aproximadamente 27.157 toneladas, continham 240,2 toneladas de nitrogênio e 23,5 toneladas de fósforo, sendo que 12,8 toneladas de nitrogênio e 1,2 toneladas de fósforo são diretamente encaminhadas para aterros. Apesar da recuperação de nutrientes ser baixa, o AFM mostrou que 49% do nitrogênio e 83% do fósforo podem ser potencialmente recuperados.

Lederer, Karungi e Ogwang (2015) utilizaram o programa STAN para criar um modelo de AFS para nitrogênio, fósforo e potássio (K) tendo como fronteira espacial o Distrito Busia, Uganda. Resultados demonstraram que os resíduos sólidos orgânicos totais, cerca de 41.055 t/ano, contêm: 214 t/ano de nitrogênio, 43 t/ano de fósforo e 389 t/ano de potássio. Concluíram que os RSU têm menor potencial quantitativo do que a reciclagem de dejetos humanos para

reduzir os déficits de nutrientes no solo. Porém, o que deve ser levado em conta para a escolha da fonte é que a sua utilização não deve entrar em contradição com outros objetivos sociais, como a proteção da saúde humana.

Coppens et al. (2016) aplicaram a metodologia da AFS com o programa STAN 2.5 para determinar os fluxos de nitrogênio e fósforo na região de Flanders. Verificou-se no referido estudo que apenas 17% do nitrogênio e 12% do fósforo que compõem o fluxo de resíduos são totalmente reciclados. Os autores sugerem que os resíduos podem ser reciclados através da aplicação direta em áreas agrícolas como fertilizantes, reduzindo a dependência por fertilizantes inorgânicos.

No Reino Unido, Cooper e Carliell-Marquet (2013) desenvolveram uma AFS do fósforo. Concluíram que uma das maiores perdas do nutriente se dá nos aterros, em que se estima reter 16 kt por ano. Para reduzir esta perda eles sugerem a necessidade de reduzir o desperdício e aumentar as taxas de reciclagem no sistema. Estes mesmos autores concluem ainda que, se as perdas e acúmulos fossem reduzidos e se os resíduos fossem efetivamente reciclados, seria possível reduzir a dependência por importações, como a de fertilizantes inorgânicos.

Conforme exemplificado anteriormente e declarado por Allesch e Bruner (2015), a utilização da ferramenta de AFM varia de acordo com o objetivo proposto, podendo ser aplicada para prever ou analisar cenários, avaliar potenciais impactos ambientais e o potencial de recuperação de recursos. Trabalhos como os citados acima, demonstram um grande potencial do uso da AFM e AFS para a recuperação de nutrientes.

Moriguchi e Hashimoto (2016) afirmam que a ferramenta de AFM tem sido cada vez mais usada para analisar e planejar sistemas de gerenciamento de resíduos. Uma pesquisa realizada por estes autores na base de dados *Web of Science* resultou em mais de 300 artigos que utilizaram a abordagem de AFM aplicada à área de resíduos e reciclagem.

AFM e AFS podem ser aplicadas como uma ferramenta para avaliar o potencial de recuperação de recursos na área de resíduos sólidos. No Brasil cerca de 51% dos RSU gerados são resíduos orgânicos com potencial para recuperação de nutrientes, como o nitrogênio (MASSUKADO et al., 2013). Através da utilização da ferramenta de AFM é possível verificar o fluxo de materiais e nutrientes desde a geração até o tratamento ou destinação final do resíduo.

Morello et al. (2018) avaliaram a perda de massas de carbono, nitrogênio, enxofre e metais pesados em experimentos com aterros sanitários de bancada. O experimento foi realizado durante 10 anos em duas etapas. A primeira etapa exclusivamente anaeróbia na qual por 180 dias foram injetados 10 L de água por semana. Após uma longa fase semi aeróbia de

pós operação sem adição de água. Ao analisarem a fração de resíduos estabilizada perceberam que mais de 55% do carbono, 53% do nitrogênio, 33% do enxofre e 90% dos metais inicialmente presentes no resíduo fresco permaneceram estocados no aterro.

3.4.1.3 Avaliação de impactos ambientais na análise de fluxo de materiais

A AFM encontra aplicação, também, na avaliação de impacto ambiental e na ACV (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

Em um estudo do balanço de massas do chumbo emitido por automóveis em Los Angeles, Huntzicker et al. (1972) apud Brunner e Rechberger (2004) já apontavam o balanço de materiais como uma ferramenta poderosa para avaliar o impacto ambiental de um poluente. Camilleri-Fenech et al. (2018) a partir de dados da AFM, investigaram a pegada de carbono de um sistema de gerenciamento de resíduos em Malta.

Andersen et al. (2011) aplicaram fatores de caracterização de impacto em dados de emissões gasosas obtidos da AFS e AFM de unidades domésticas de compostagem de resíduos orgânicos.

A avaliação de impacto ambiental é parte de uma ACV. E, de acordo com a NBR 14040, é a fase em que, de maneira geral, associam-se os dados de inventário com impactos ambientais específicos e tenta-se compreender estes impactos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009).

A análise de impactos envolve a escolha e classificação em categorias de impactos, definição da metodologia e cálculo dos impactos potenciais (caracterização) (EC, 2010); (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009).

As categorias de impacto são classes que representam questões ambientais de interesse (ISO, 2006). Os dados de entradas e saídas obtidos no inventário são associados a diferentes categorias de impacto, de acordo com a sua capacidade em contribuir para este. (EC, 2010).

As categorias de impactos podem ser classificadas nas abordagens *midpoint* e *endpoint*. A categoria *midpoint* classifica os fluxos de substâncias do inventário com impactos intermediários, localizados entre o resultado do inventário e o dano propriamente dito (JOLLIET et al., 2004). Dentre as categorias de impacto *midpoint* mais tradicionais podem ser citadas o aquecimento global, a acidificação, a eutrofização, a formação de foto-oxidantes e depleção da camada de ozônio (MENDES et al., 2016).

Na abordagem *endpoint* os dados do inventário são associados diretamente aos danos que causam, como por exemplo, danos à saúde humana, ao meio ambiente e aos recursos naturais (JOLLIET et al., 2004).

O passo seguinte é a escolha do modelo cuja metodologia é utilizada para calcular os potenciais impactos ambientais. Existem diversas metodologias, assim como, diferentes categorias de impactos. Em alguns casos o método de aplicação é global, e em outros é regional ou local. No Brasil ainda há uma lacuna quanto a modelos que avaliem os impactos a nível local. A recomendação é utilizar modelos cuja abrangência de aplicação é global (MENDES, 2013).

Na última etapa, de caracterização, os resultados do inventário são convertidos em unidades comuns e agregados em uma mesma categoria de impacto. Para esta conversão são utilizados os fatores de caracterização estabelecidos no método adotado. O resultado do cálculo e da agregação em uma mesma categoria é um indicador numérico do potencial impacto ambiental do produto e/ou serviço avaliado (ISO, 2006).

O CML-IA *database* versão 4.5 é uma metodologia para a avaliação de impactos ambientais. Este é um método indicado para o Brasil e que abrange diversas categorias de impactos (MENDES, 2013). O método pode ser baixado gratuitamente na forma de planilha o que facilita a sua aplicação sem a necessidade de um programa específico. (OERS, 2015).

A metodologia CML-IA é utilizada em diferentes áreas e avaliações de ciclo de vida. Arafat, Jijakli e Ahsan (2015) utilizaram o método para avaliar os impactos ambientais de cinco processos de tratamento de resíduos com potencial para recuperação de energia. No Brasil, Almeida, Maciel e Cybis (2017) avaliaram o potencial de aquecimento global na operação de uma usina termelétrica de Manaus com o uso do método CLM-IA.

4 METODOLOGIA

Esse capítulo é dedicado à metodologia adotada no presente trabalho. Primeiramente será apresentada a área deste estudo. Após serão detalhadas as metodologias para obtenção dos fluxos necessários à aplicação da AFS, o programa a ser utilizado e a elaboração da AFS para o ASE e para a compostagem dos RSU.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A gestão de resíduos dentro do conceito de gerenciamento integrado de resíduos sólidos iniciou-se em Porto Alegre no ano de 1990. Nesse ano, o lixão para onde eram destinados os resíduos foi transformado em aterro controlado com a drenagem superficial, compactação dos resíduos e cobertura, e passa a ser denominado de Aterro Zona Norte. As pessoas que habitavam e trabalhavam irregularmente na área do Aterro Zona Norte foram transferidas para galpões de triagem onde se iniciava a coleta seletiva (PORTO ALEGRE, 2013).

A evolução do gerenciamento de resíduos levou à instalação do Aterro Sanitário da Extrema, concebido dentro de padrões internacionais de engenharia. Sendo o primeiro aterro licenciado no Estado do Rio Grande do Sul, este foi construído com dupla camada de impermeabilização de base, compactação e cobertura diária dos resíduos, drenagem de gases e lixiviado (PORTO ALEGRE, 2013).

A área onde foi implantado o aterro era uma antiga saibreira, que se mostrou adequada para a destinação dos resíduos sólidos, o que possibilitou também a recuperação topográfica do local (REICHERT e DOS ANJOS, 1997).

O Aterro Sanitário da Extrema, localizado na zona sul do município de Porto Alegre, iniciou sua operação em junho de 1997 e encerrou-a em 31 de dezembro de 2002. Desde o início da sua operação até os dias de hoje o aterro conta com o monitoramento dos lixiviados gerados (RIO GRANDE DO SUL, 2019).

As Figuras 8 e 9 apresentam fotografias no ASE em 1998, período próximo ao início de sua operação. Na Figura 10 tem-se imagens do ASE em 2011, 09 anos após o seu encerramento.

Considerando a disponibilidade de informações para o local, o sistema que foi pesquisado corresponde ao aterro sanitário da Extrema. Como o objetivo foi avaliar os fluxos de carbono, nitrogênio e fósforo no referido aterro, a nomenclatura adotada para a ferramenta aplicada é Análise de Fluxo de Substâncias (AFS).

Figura 8: Recebimento de RSU no ASE em 1998



Fonte: imagem cedida pelo DMLU

Figura 9: Espalhamento dos RSU no ASE em 1998



Fonte: imagem cedida pelo DMLU

Figura 10: ASE nove anos após seu encerramento



Fonte: imagem cedida pelo DMLU

A AFS foi aplicada no período de 1997 a 2017 com auxílio do programa STAN (CENCIC, 2012). Este programa foi desenvolvido especificamente para a AFS, é gratuito, de fácil utilização e apresenta os resultados de forma clara e objetiva.

4.2 FLUXOS CONSIDERADOS NO ATERRO SANITÁRIO DA EXTREMA

O ASE pode ser representado por três fluxos, um fluxo de entrada e dois fluxos de saída.

O fluxo de entrada representa os resíduos que foram aterrados durante o seu período de operação de 1997 a 2002.

Os fluxos de saída correspondem às emissões na forma de gases e lixiviado que ocorreram no aterro no período de 1997 a 2017.

A seguir serão detalhados cada um destes fluxos e a metodologia usada para quantificação dos mesmos.

4.2.1 Fluxo de entrada no aterro sanitário da Extrema

O fluxo de entrada é representado pelos resíduos gerados, coletados e encaminhados ao aterro sanitário para destinação final. Para caracterização do fluxo de entrada são necessárias informações quanto à quantidade de resíduos aterrada, sua composição gravimétrica, quantificação das frações rápida e lentamente degradáveis, composição química elementar e a fórmula química.

A quantificação dos resíduos destinados ao aterro sanitário da Extrema foi obtida junto ao DMLU que, por meio da pesagem, tem a informação do total de resíduos aterrados mensalmente desde o início da operação em junho de 1997 até o último dia de operação em dezembro de 2002.

A composição gravimétrica, a quantificação das frações rápida e lentamente degradáveis, a composição química elementar e a fórmula química dos resíduos foram obtidas a partir de dados da literatura e metodologias descritas a seguir.

4.2.1.1 Composição gravimétrica dos resíduos e quantificação das frações rápida e lentamente degradáveis

Os dados da composição gravimétrica, em porcentagens, para os anos de 1997 e 2010 foram obtidos de Reis et al. (2003) e do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) de Porto Alegre (PORTO ALEGRE, 2013).

Antes de determinar a massa de cada fração gravimétrica, determinou-se a massa seca de resíduos (APÊNDICE A). A quantidade de resíduos, em massa seca, foi obtida através da

Equação (12). Nesta, a $m_{R, \text{seca}}$ representa a massa seca de resíduos em toneladas, U é a umidade e $m_{R, \text{total}}$ a massa total de resíduos em toneladas.

$$m_{R, \text{seca}} = (1-U) * m_{R, \text{total}} \quad (12)$$

A quantificação, em massa, de cada fração gravimétrica foi determinada a partir da Equação (13) para a massa total e com a Equação (14) para a massa seca.

$$m_{F_i, \text{total}} = F_i * m_{R, \text{total}} \quad (13)$$

$$m_{F_i, \text{seca}} = F_i * m_{R, \text{seca}} \quad (14)$$

Onde:

$m_{F_i, \text{total}}$: massa total da fração gravimétrica i (t);

F_i : porcentagem da fração gravimétrica i (%);

$m_{R, \text{total}}$: massa total de resíduos (t);

$m_{F_i, \text{seca}}$: massa seca da fração gravimétrica i (t);

$m_{R, \text{seca}}$: massa seca do resíduo (t).

As frações gravimétricas determinadas anteriormente foram classificadas em rápida e lentamente degradáveis de acordo com informações de biodegradabilidade encontradas na literatura (APÊNDICES B e C). A quantificação foi obtida a partir do somatório das frações gravimétricas classificadas em rápida ou lentamente degradável.

4.2.1.2 Determinação da umidade e do teor de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S) nos RSU aterrados

Em países em desenvolvimento como o Brasil, é difícil encontrar dados da composição química de resíduos obtidos através de análises de laboratório. O preparo e análise de amostras requer mão de obra, conhecimento técnico e instalações sofisticadas (YANG et al., 2018). Estas dificuldades tornam necessária a utilização de informações apresentadas em outros trabalhos. Um destes foi o manual desenvolvido por Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993) e suas modificações. Tais trabalhos foram muito utilizados como referência para a determinação de características químicas de resíduos. Porém, estes autores tratam de resíduos gerados em países

desenvolvidos, cuja composição gravimétrica difere dos países em desenvolvimento (YANG et al., 2018).

A ausência de dados primários da composição química elementar dos RSU de Porto Alegre levou à busca por esta informação na literatura. Dados obtidos de outros trabalhos são chamados de secundários e sua escolha deverá ser baseada em alguns critérios que garantam sua robustez. A avaliação da robustez de dados é muito comum na ACV e tem como ferramenta uma matriz de qualidade dos dados conhecida como Matriz Pedigree de Weidema (WEIDEMA; WESNAES, 1996).

Para garantir maior robustez dos dados para este trabalho utilizou-se uma metodologia inspirada na Matriz Pedigree de Weidema (WEIDEMA; WESNAES, 1996).

Na Matriz Pedigree os dados são avaliados a partir de cinco indicadores: confiabilidade e completeza, correlações temporal, geográfica e tecnológica (WEIDEMA; WESNAES, 1996). A cada um destes indicadores é atribuído um valor de 1 a 5. A atribuição do valor “1” indica uma melhor qualidade do dado para o indicador avaliado, enquanto um valor “5” significa baixa qualidade. Os resultados da aplicação da Matriz Pedigree são representados por números separados por vírgula e entre parênteses. Cada número, na respectiva ordem, representa a classificação das categorias avaliadas (WEIDEMA, 1998).

A aplicação da Matriz Pedigree para escolha de dados da composição química de resíduos encontra algumas limitações tornando necessárias algumas modificações.

A primeira modificação foi a retirada das correlações temporal, tecnológica e geográfica. A correlação temporal não é aplicável neste caso, pois os dados de caracterização química das frações individuais dos resíduos são escassos e de difícil obtenção (YANG 2018). Esta dificuldade exige que se utilizem os dados disponíveis sem levar em consideração o período em que foram obtidos.

Considerando que todos os trabalhos avaliados utilizaram a mesma metodologia de determinação da composição elementar, eliminou-se a correlação tecnológica da matriz proposta.

A correlação geográfica foi desconsiderada, pois conforme Souza et al. (2014) diferentes cidades em um mesmo país podem ter diferentes taxas e composição de resíduos. Estes autores resumiram valores de geração e composição dos principais RSU em diversos países. Observaram que economias mais avançadas, no geral, geram resíduos com menor parcela de matéria orgânica e que os resíduos das cidades Tulsipur e Catmandu, no Nepal continham, respectivamente, 46% e 71% de matéria orgânica.

Estas diferenças na composição dos resíduos entre cidades de uma mesma região, e o fato de não existirem muitos dados da composição química elementar de RSU levaram a segunda alteração na matriz pedigree, em que se propôs a inclusão do indicador correlação gravimétrica.

Da matriz pedigree original foram mantidas a confiabilidade e a completeza. A confiabilidade avaliou a qualidade do dado considerando que dados primários receberam melhor pontuação do que dados secundários. Dados obtidos de amostras de RSU analisadas foram considerados primários e tem, portanto, maior confiabilidade. Se a amostra analisada correspondeu a materiais que compõem os resíduos, ou seja, um material nobre que virá a se tornar RSU algum dia, estes dados tiveram menor confiabilidade que uma amostra de RSU realmente gerado. Na completeza avaliou-se a utilização ou não de uma metodologia de amostragem e se esta permitiu obter uma amostra representativa.

Considerando as alterações adotadas, a matriz de qualidade de dados proposta contém os indicadores correlação gravimétrica, confiabilidade e completeza. A seguir são detalhados estes indicadores.

Cada uma das referências que apresentam dados da composição química elementar de RSU foi avaliada com a nova matriz, seguindo a ordem de indicadores demonstrada na Tabela 7: confiabilidade, correlação gravimétrica e completeza.

No indicador confiabilidade a melhor classificação (valor 1) foi dada para trabalhos cujos dados da composição elementar tenham sido obtidos da análise de amostras de RSU. E a pior classificação (valor 5) foi atribuída aos trabalhos em que não se tem informações sobre a origem dos dados. Os demais valores atribuídos ao indicador confiabilidade estão demonstrados na Tabela 7.

Para avaliar o indicador correlação gravimétrica os resíduos listados nos trabalhos avaliados foram classificados, de acordo com sua velocidade de degradação, em rapidamente degradável (RD), lentamente degradável (LD) e não degradável (ND).

A porcentagem de resíduos RD em cada trabalho foi comparada com os dados desta fração nos resíduos de Porto Alegre a partir do cálculo da diferença percentual conforme Equação (15).

$$D_{RD} = \frac{F_{RD, i} - F_{RD, PA}}{F_{RD, PA}} \cdot 100 \quad (15)$$

Onde:

D_{RD} : diferença percentual entre as frações rapidamente degradáveis do trabalho avaliado e dos resíduos de Porto Alegre no ano de 1997 (%);

$F_{RD,r}$: fração rapidamente degradável dos resíduos descritos na referência bibliográfica avaliada (%);

$F_{RD,PA}$: fração rapidamente degradável dos resíduos de Porto Alegre em 1997 (%).

Para aplicação do indicador, os artigos cuja fração RD tenham uma diferença de 0 a 15% em relação aos resíduos de Porto Alegre tiveram melhor classificação (valor 1). A pior classificação (valor 5) foi atribuída aos trabalhos em que a fração RD tenha uma diferença superior a 45%, quando comparados aos resíduos de Porto Alegre. Os demais valores atribuídos ao indicador correlação gravimétrica são apresentados na Tabela 7.

A completeza dos dados vem como último item avaliado na modificação proposta para a Matriz Pedigree. Aos trabalhos em que a amostra de RSU analisada for representativa, ou seja, resultou de uma rigorosa metodologia de coleta, é atribuído o valor 1 para a completeza. Se a amostra não é especificamente RSU, mas materiais que compõem suas frações, o valor atribuído é 4, conforme Tabela 7.

Todos os artigos contendo a composição de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio foram avaliados com a matriz pedigree proposta (Tabela 7).

Tabela 7: Proposta de modificação da matriz pedigree de Weidema para aplicação em resíduos sólidos urbanos

Indicador	Pontuação				
	1	2	3	4	5
Confiabilidade	Composição elementar de RSU obtidos de medições primárias	Composição elementar de materiais que compõem os RSU obtidos de medições primárias	Composição elementar de RSU obtidos de outras fontes	Composição elementar de materiais que compõem os RSU obtidos de outras fontes	Origem dos dados desconhecida ou não informada
Correlação gravimétrica	0 a 15% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	16 a 30% de diferença da fração RD	31 a 45% de diferença da fração RD	Mais de 45% de diferença da fração RD	Composição gravimétrica incompleta ou inexistente
Completeza	Metodologia de coleta torna a amostra representativa	Metodologia de coleta torna a amostra pouco representativa	Não indica o método de coleta	Amostra não se refere a RSU destinado para coleta	Sem informação da origem da amostra

Nos casos em que mais de um material é considerado em uma única fração gravimétrica, a composição química elementar desta fração gravimétrica foi determinada de acordo com a Equação (16) (YANG et al., 2018).

$$PE_{j,m} = \frac{\sum_i [PE_{j,i} * (1-U_i) * D_{i,m}]}{\sum_i [(1-U_i) * D_{i,m}]} \quad (16)$$

Onde:

$PE_{j,m}$: porcentagem do elemento j na fração gravimétrica resultante da mistura dos materiais i;

$PE_{j,i}$: porcentagem do elemento j na fração gravimétrica i;

U_i : umidade da fração gravimétrica i;

$D_{i,m}$: distribuição da fração i na mistura das frações gravimétricas.

A umidade para a fração resultante da mistura de duas ou mais frações foi determinada através da Equação (17).

$$U_m = \sum_i (U_i * D_{i,m}) \quad (17)$$

Onde:

U_m : Umidade da fração gravimétrica resultante da mistura das frações gravimétricas i;

U_i : umidade da fração gravimétrica i;

$D_{i,m}$: distribuição da fração gravimétrica i na mistura das frações.

Após definida a composição elementar de cada fração gravimétrica, foi possível determinar a massa dos elementos carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio.

4.2.1.3 Determinação do teor de fósforo nos RSU aterrados

O teor de fósforo nos resíduos foi obtido a partir de dados apresentados por Riber, Petersen e Christensen (2009), sendo este o único trabalho que apresentou informações do teor de fósforo em diferentes frações de RSU. Além disso, estes autores apresentam dados primários obtidos por análises químicas diretas. Os resíduos foram coletados em lixeiras de 2.200 famílias de diferentes cidades da Dinamarca totalizando aproximadamente 20 toneladas. Estes resíduos

foram separados manualmente em 48 frações as quais foram tratadas e analisadas separadamente.

O teor de fósforo foi apresentado por estes autores, em mg P/kg material, para as 48 frações gravimétricas. No presente trabalho o número de frações utilizadas foi menor, por isso as frações utilizadas por Riber, Petersen e Christensen (2009) foram consideradas sub-frações e reagrupadas nas frações papel, papelão, plásticos, metais, vidros, têxteis e couros, borracha, embalagem multicamadas, madeira, matéria orgânica, rejeitos e inertes. O teor de fósforo de uma fração gravimétrica correspondeu ao valor médio das respectivas sub-frações conforme o Apêndice D.

4.2.1.4 Cálculo das massas dos elementos nos RSU aterrados

As massas dos elementos carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e fósforo, nas diferentes frações gravimétricas, foram obtidas a partir da multiplicação da composição elementar pela massa da fração gravimétrica avaliada conforme a Equação (18) (APÊNDICE E).

$$m_{e,i} = m_{Fi,seca} \cdot T_{e,i} \quad (18)$$

Onde:

$m_{e,i}$: massa do elemento (C, H, O, N ou P) na fração gravimétrica i (mg);

$m_{Fi,seca}$: massa seca da fração gravimétrica i (mg);

$T_{e,i}$: teor de fósforo (em mg P/ kg material) ou porcentagem de hidrogênio, oxigênio e nitrogênio na fração gravimétrica i.

As massas totais de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e fósforo nos RSU foi obtida do somatório das massas dos mesmos em cada uma das frações gravimétrica (Equação(19)).

$$m_{e,total} = \sum_i m_{e,i} \quad (19)$$

Sendo:

$m_{e,total}$: massa total do elemento (hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e fósforo) no resíduo aterrado (mg);

$m_{e,i}$: massa do elemento na fração gravimétrica i (mg);

4.2.1.5 Fórmula química dos RSU aterrados

A composição em termos de massa de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio, presentes nos RSU, permitiu determinar a fórmula química dos resíduos encaminhados ao aterro sanitário da Extrema.

A massa total de cada um dos elementos nos resíduos foi dividida pela massa atômica do elemento, resultando no número de mols.

Desconsiderando o enxofre (S), que segundo Russo (2005) é insignificante na constituição dos principais componentes dos RSU, e considerando o índice do nitrogênio na fórmula química dos RSU de Porto Alegre como 1, os índices para os demais elementos foram obtidos através da Equação (20) (RUSSO, 2005).

$$I_e = \frac{n_e}{n_N} \quad (20)$$

Em que:

I_e : índice do elemento químico (C, H ou O) na fórmula química do RSU;

n_e : o número de mols deste mesmo elemento (mol);

n_N : número de mols do elemento N (mol).

De forma análoga, foi determinada a fórmula química das frações rápida e lentamente degradáveis considerando apenas as frações gravimétricas correspondentes a cada velocidade de degradação.

Em 2010 foi analisada uma amostra da fração matéria orgânica dos RSU de Porto Alegre, resultando na determinação de uma fórmula química para esta fração. Por isso, com a metodologia proposta neste trabalho foram determinadas, também, as fórmulas químicas da fração matéria orgânica considerando as composições gravimétricas dos anos de 1997 e 2010. Isso permitiu a comparação dos resultados deste trabalho com aquele apresentado pelo DMLU (PORTO ALEGRE, 2013).

4.2.2 Fluxos de saída no aterro sanitário da Extrema

Os fluxos de saída para o aterro sanitário da Extrema correspondem às emissões gasosas e ao lixiviado gerado.

O DMLU forneceu dados do volume de lixiviado gerado e dos resultados das análises químicas realizadas neste. Como estes dados foram referentes ao volume e a concentração, contemplando diversos parâmetros e com frequência de monitoramento variável, será necessário trabalhá-los matematicamente.

Não existem medições adequadas das emissões atmosféricas no referido aterro, portanto foi proposta uma metodologia de cálculo para as mesmas.

A seguir serão descritos os cálculos e as informações utilizadas para determinar os fluxos de saída no ASE.

4.2.2.1 Volume e análises do lixiviado gerado no aterro sanitário da Extrema

O volume de lixiviado gerado foi fornecido pelo DMLU, que tem um controle mensal desta informação. Os dados relativos às análises físico-químicas do lixiviado foram fornecidos por este mesmo órgão.

A frequência de análises do lixiviado não é a mesma no período de 1997 a 2017. De 1997 a 2004 as análises químicas do lixiviado eram realizadas pelo menos uma vez ao mês. A partir de 2005 estas análises passaram a ser realizadas com intervalos maiores. Portanto os dados foram trabalhados em dois blocos: o primeiro considerando os dados de 1997 a 2004 e o segundo com os dados de 2005 a 2017.

Para os dados de 1997 a 2004, a concentração mensal correspondeu à média das concentrações determinadas em cada mês, e o volume é aquele determinado mensalmente pelo DMLU.

A partir de 2005 até 2017 foi calculada a média das concentrações determinadas ao longo de um ano, resultando na concentração anual. O volume a ser considerado neste caso é o volume total gerado no respectivo ano.

A seguir são descritas as metodologias que foram usadas para determinar as massas de carbono, nitrogênio e fósforo no lixiviado. Lembrando que de 1997 a 2004 foram obtidos dados mensais, que somados resultam em dados anuais, e de 2004 a 2017 foram obtidos diretamente os dados anuais.

4.2.2.1.1 *Cálculo da massa de nitrogênio (N) no lixiviado do aterro sanitário da Extrema*

A quantificação da massa de nitrogênio no lixiviado foi obtida a partir dos dados de concentração de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico e do volume de lixiviado gerado em cada período avaliado conforme a Equação (21).

$$m_{N,L} = \sum_n (C_{N_n,L} \cdot V) \quad (21)$$

Em que:

$m_{N,L}$: massa de nitrogênio no lixiviado (mg);

$C_{N_n,L}$: concentração das “n” espécies de nitrogênio (nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico) no lixiviado (mg N/L);

V: volume de lixiviado gerado no período avaliado (L).

4.2.2.1.2 Cálculo da massa de fósforo (P) no lixiviado do aterro sanitário da Extrema

A massa de fósforo emitida no lixiviado foi obtida com os dados da concentração de fósforo total e do volume de lixiviado gerado em cada período avaliado através da Equação (22).

$$m_{P,L} = C_{P,L} \cdot V \quad (22)$$

Onde:

$m_{P,L}$: massa de fósforo no lixiviado (mg);

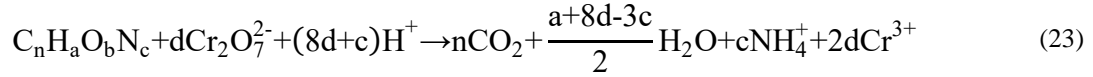
$C_{P,L}$: concentração de fósforo total no lixiviado (mg P/L);

V: volume de lixiviado gerado no período avaliado (L).

4.2.2.1.3 Cálculo da massa de carbono (C) no lixiviado do aterro sanitário da Extrema

Para determinar a massa de carbono, foi utilizada a concentração da Demanda Química de Oxigênio (DQO) presente no lixiviado. A análise de DQO pode sofrer interferência de compostos inorgânicos que podem ser oxidados nas condições do ensaio provocando resultados mais elevados (SAWYER; MCCARTY; PARKIN, 2003). O ideal seria utilizar a análise de carbono orgânico total que é uma medida mais precisa e que não sofre interferência de compostos inorgânicos (ARNESEN et al., 2018). Porém, como este parâmetro não foi analisado no lixiviado do ASE, optou-se por utilizar a DQO para estimativa da massa de carbono.

A DQO no lixiviado representa a fração de resíduos que foi degradada no aterro sanitário. A Equação (23) representa a reação química que ocorre em uma análise de DQO.



A fórmula $C_nH_aO_bN_c$ pode representar todo o resíduo depositado no aterro sanitário se todo ele fosse degradado e eliminado no lixiviado.

O resultado de uma análise de DQO é apresentado em mg O_2/L e é obtido da relação apresentada na Equação (24).

$$DQO = d \text{ mols } Cr_2O_7^{2-} \cdot \frac{6 \text{ eq} \cdot Cr_2O_7^{2-}}{\text{mol } Cr_2O_7^{2-}} \cdot \frac{1 \text{ eq } O_2}{\text{eq } Cr_2O_7^{2-}} \cdot \frac{1 \text{ mol } O_2}{4 \text{ eq } O_2} \cdot \frac{32000 \text{ mg } O_2}{\text{mol } O_2} \quad (24)$$

Conhecendo a DQO do lixiviado foi possível, com a Equação (24), determinar o número de mols de dicromato ($d_{\text{lixiviado}}$) consumido na análise.

Uma simulação da degradação completa dos RSU aterrados permitiu determinar, a partir da Equação (23) o número de mols de dicromato ($d_{\text{resíduo}}$) que seriam consumidos caso todo o RSU tivesse sido eliminado no lixiviado.

Relacionando a simulação da degradação total dos resíduos e os dados da análise de DQO do lixiviado é possível estabelecer a relação da Equação (25).

$$n_{C,\text{lixiviado}} = \frac{n_{C,\text{resíduo}} \cdot d_{\text{lixiviado}}}{d_{\text{resíduo}}} \quad (25)$$

Onde:

$n_{C,\text{lixiviado}}$: número de mols de carbono presente no lixiviado (mol);

$n_{C,\text{resíduo}}$: número de mols de carbono presente no resíduo (o “n” da fórmula $C_nH_aO_bN_c$) (mol);

$d_{\text{lixiviado}}$: número de mols de dicromato consumidos na análise de DQO do lixiviado (mol);

$d_{\text{resíduo}}$: número de mols de dicromato que seriam consumidos em uma análise de DQO considerando o resíduo todo (mol).

Os “n” mols de carbono do resíduo ($C_nH_aO_bN_c$) consomem “d” mols de dicromato (Equação (23)) ($d_{\text{resíduo}}$) e os “d” mols de dicromato consumidos na análise do lixiviado (Equação

(24)) ($d_{\text{lixiviado}}$) resultam na quantidade de carbono (em mols) que realmente foi degradada, ou seja, na quantidade de carbono presente no lixiviado ($n_{\text{C, lixiviado}}$).

Multiplicando-se o número de mols de carbono no lixiviado pela sua massa molar se obteve a massa de carbono no lixiviado (Equação (26)).

$$m_{\text{C, lixiviado}} = n_{\text{C, lixiviado}} \cdot MM_{\text{C}} \quad (26)$$

Em que:

$m_{\text{C, lixiviado}}$: massa de carbono no lixiviado (g);

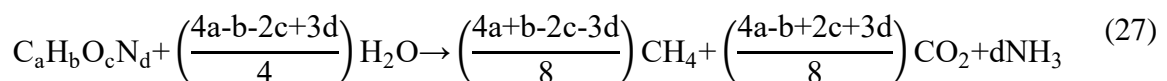
$n_{\text{C, lixiviado}}$: número de mols de carbono no lixiviado (mol);

MM_{C} : massa molar do carbono (g/mol).

4.2.2.2 Cálculo da geração de gases no aterro sanitário da Extrema

Para determinar o volume de gases gerados anualmente no aterro, foi utilizado o modelo triangular proposto por Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993). Este modelo foi escolhido porque permite determinar o volume de gases gerados mês a mês por cada tonelada de resíduo aterrado. Além disso, o modelo considera diferentes tempos para a degradação das frações rápida e lentamente degradáveis, o que permite determinar a geração de gás até o fim destes períodos.

A degradação anaeróbia dos resíduos no aterro sanitário segue a estequiometria da Equação (27), proposta por Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993), na qual $C_aH_bO_cN_d$ representa as frações rápida ou lentamente degradáveis dos resíduos.



A reação estequiométrica representada na Equação (27) permite calcular a quantidade de gases gerados a partir de uma determinada quantidade de resíduos. A aplicação da fórmula química das frações rápida e lentamente degradáveis dos RSU na reação química da Equação (27) permitiu obter a massa total de cada um dos gases gerados. As Equações (28), (29), (30), (31) descrevem os cálculos estequiométricos que foram desenvolvidos para cálculo das respectivas massas.

$$m_{\text{fração } i} = (a \cdot MM_C) + (b \cdot MM_H) + (c \cdot MM_O) + (d \cdot MM_N) \quad (28)$$

$$m_{\text{CH}_4} = \left(\frac{4a + b - 2c - 3d}{8} \right) \cdot [(1 \cdot MM_C) + (4 \cdot MM_H)] \quad (29)$$

$$m_{\text{CO}_2} = \left(\frac{4a - b + 2c + 3d}{8} \right) \cdot [(1 \cdot MM_C) + (2 \cdot MM_O)] \quad (30)$$

$$m_{\text{NH}_3} = (d) \cdot [(1 \cdot MM_N) + (3 \cdot MM_H)] \quad (31)$$

Onde:

i: fração rápida ou lentamente degradável dos resíduos aterrados;

$m_{\text{fração } i}$: massa da fração i (g);

a, b, c, d: índices da fórmula química do resíduo (Equação (27)).

MM_C : massa molar do carbono (g/mol);

MM_H : massa molar do hidrogênio (g/mol);

MM_O : massa molar do oxigênio (g/mol);

MM_N : massa molar do nitrogênio (g/mol).

m_{CH_4} : massa de CH_4 gerado (g);

m_{CO_2} : massa de CO_2 gerado (g);

m_{NH_3} : massa de NH_3 gerado (g);

A partir da reação estequiométrica, o modelo proposto permitiu estimar a quantidade de cada um dos gases emitidos no aterro sanitário considerando o volume total de gás produzido por tonelada de resíduos. Para chegar neste valor a massa de cada gás produzido (Equações (29), (30) ou (31)) foi dividida pela massa específica do respectivo gás e pela massa do resíduo degradado que deu origem aos gases (Equação (28)) conforme a Equação (32). Esta equação foi aplicada individualmente para cada um dos gases avaliados e para as frações rápida e lentamente degradável.

$$V_{\text{gás total}} = \frac{m_{\text{gás}}}{m_{\text{fração } i} \cdot \rho_{\text{gás}}} \quad (32)$$

Onde:

$V_{\text{gás total}}$: volume total de gás gerado (CO_2 , CH_4 ou NH_3) por tonelada de resíduo [m^3/t];

$m_{\text{gás}}$: massa de gás (CO_2 , CH_4 ou NH_3) gerado (kg) de acordo com a reação estequiométrica;

i = fração rapidamente degradável ou fração lentamente degradável;

$m_{\text{fração } i}$: massa da fração i que degradada deu origem ao gás de acordo com a reação estequiométrica (kg);

$\rho_{\text{gás}}$: massa específica do gás à 20°C e 0,996 atm (kg/m³).

Com a Equação (32) foi calculada a produção total de gás por tonelada de resíduo degradado. O modelo, no entanto, prevê que a degradação ocorre em diferentes velocidades em cada ano que o resíduo permanece aterrado. As taxas máximas de produção de gás das frações RD e LD, ocorrem 1 ano (12 meses) e 5 anos (60 meses), respectivamente, após iniciada a produção de gás. Considerou-se que a produção dos gases de CO₂ e NH₃ inicia-se logo após a disposição do resíduo no aterro, enquanto que a produção de CH₄ inicia-se no quarto mês após a disposição do resíduo, período de transição para a fase ácida (BIDONE e POVINELLI, 1999).

As taxas máximas de produção de gases foram determinadas a partir da Equação (33) que tem origem nas áreas e nas alturas dos triângulos propostos pelo modelo apresentado Item 3.2.2.2.

$$Tx_{\text{máx}, i} = \frac{V_{\text{gás total}}}{\frac{t}{2}} \quad (33)$$

Onde:

$Tx_{\text{máx}, i}$: taxa máxima de produção de gás para a fração i (m³/t.mês);

i = fração rapidamente degradável ou fração lentamente degradável;

$V_{\text{gás total}}$: volume total de gás gerado por tonelada de material degradado (m³/t);

t = tempo total de geração de gás (60 meses (5 anos) para a fração RD e 180 meses (15 anos) para a LD).

De acordo com o modelo triangular de Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993), as taxas de produção de gases para os demais meses serão proporcionais às taxas máximas, conforme as relações apresentadas nas Figuras 11 e 12.

Determinadas as taxas de produção de gás a cada mês é possível determinar o volume de gases gerados mensalmente por tonelada de resíduo depositado como demonstrado na Equação (34).

$$V_{\text{gás mensal}} = (Tx_{\text{prod}, t-1} + Tx_{\text{prod}, t}) \cdot \frac{1}{2} t \quad (34)$$

Onde:

$V_{\text{gás mensal}}$: volume de gás gerado no mês avaliado por tonelada de resíduo aterrado (m^3/t)

$T_{x_{\text{prod}, t-1}}$: taxa de produção de gás no mês anterior ($\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{mês}^{-1}$);

$T_{x_{\text{prod}, t}}$: taxa de produção de gás no mês avaliado ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{mês}^{-1}$);

$t = 1$ mês para a produção mensal;

Figura 11: Taxas mensais de produção de gás para a fração rapidamente degradável

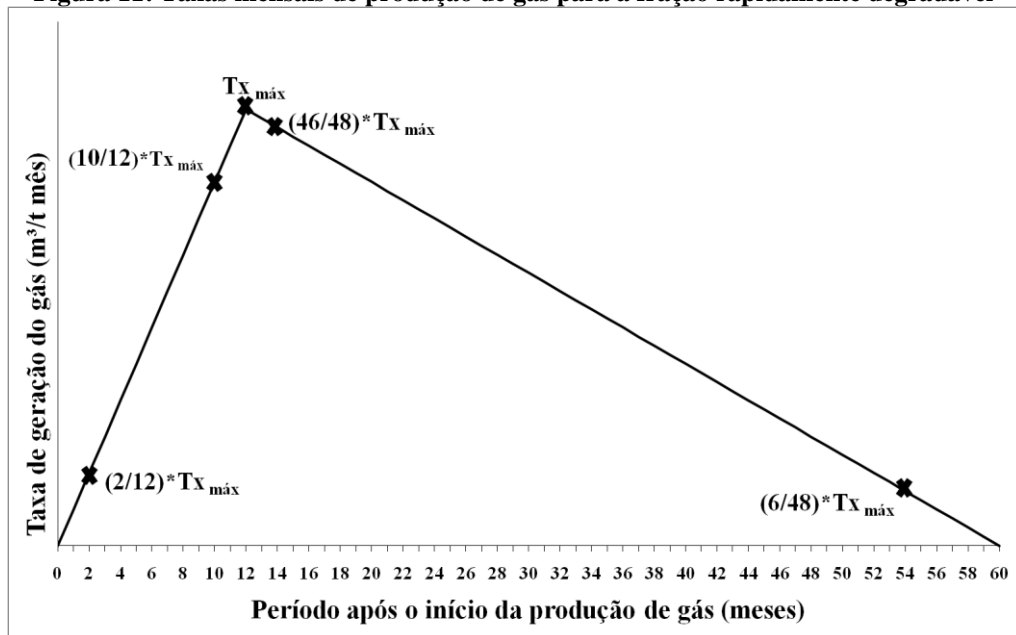
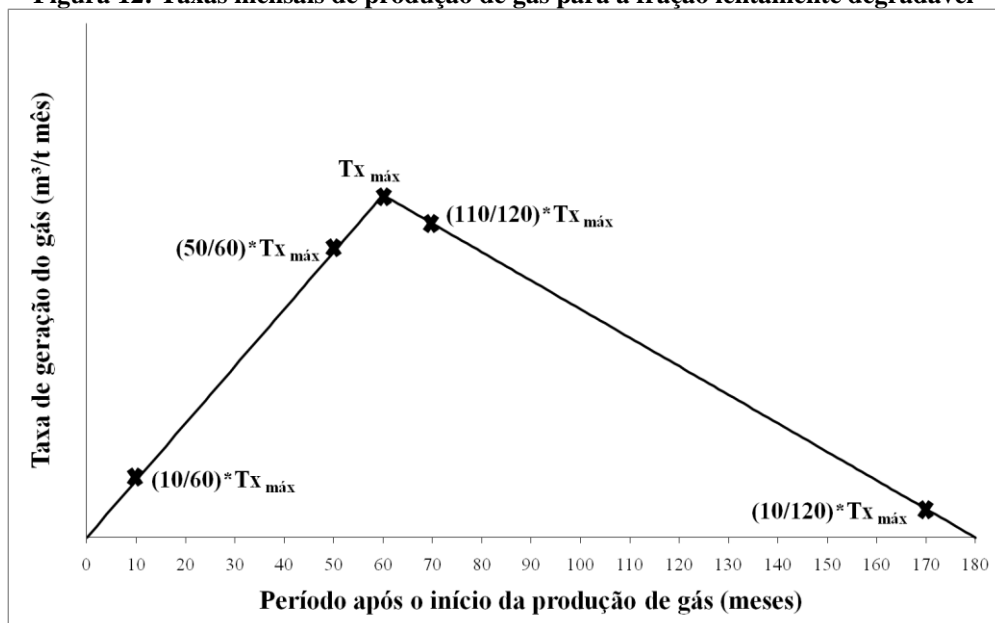


Figura 12: Taxas mensais de produção de gás para a fração lentamente degradável



A Equação (34) permite calcular o volume de gases gerado mensalmente por tonelada de resíduo depositado. Para saber o total gerado pela quantidade de resíduos aterrada

mensalmente, basta multiplicar o volume de gás gerado pela quantidade de resíduo aterrado no mês. Porém, considera-se que em um aterro sanitário apenas 75% da fração rapidamente degradável e 50% da lentamente estejam disponíveis para degradação e produção de gás (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e SAMUEL, 1993). Portanto, o volume de gás gerado mensalmente pelas frações rápida e lentamente degradáveis é calculado com as Equações (35) e (36).

$$V_{\text{gás total mensal, RD}} = m_{\text{fração RD}} \cdot 0,75 \cdot V_{\text{gás mensal, RD}} \quad (35)$$

$$V_{\text{gás total mensal, LD}} = m_{\text{fração LD}} \cdot 0,50 \cdot V_{\text{gás mensal, LD}} \quad (36)$$

Em que:

$V_{\text{gás total mensal, RD}}$: volume total de gás gerado mensalmente a partir da degradação da fração RD (m³);

$V_{\text{gás total mensal, LD}}$: volume total de gás gerado mensalmente a partir da degradação da fração LD (m³);

$m_{\text{fração RD}}$: massa da fração rapidamente degradável aterrada (t);

$m_{\text{fração LD}}$: massa da fração lentamente degradável aterrada (t);

$V_{\text{gás mensal, RD}}$: volume de gás gerado no respectivo mês por tonelada da fração rapidamente degradável aterrada (m³/t);

$V_{\text{gás mensal, LD}}$: volume de gás gerado no respectivo mês por tonelada da fração lentamente degradável aterrada (m³/t);

O total de gás gerado por ano no aterro foi obtido da soma dos volumes gerados em cada mês de acordo com o modelo triangular aplicado. A multiplicação deste volume pela massa específica do gás resultou na massa de gás emitido.

Considerando que os gases emitidos contêm diversos elementos, foi preciso calcular a massa de carbono e nitrogênio que são de interesse neste trabalho. Para calcular suas massas nos gases foi utilizada a Equação (37).

$$m_e = \frac{m_{\text{gás}} \cdot MM_e}{MM_{\text{gás}}} \quad (37)$$

Onde:

m_e = massa do elemento emitida no gás (C ou N) (kg);

$m_{\text{gás}}$ = massa do gás emitido no aterro sanitário (CH₄, CO₂ ou NH₃) (kg);

MM_e = massa molar do elemento (C ou N) (g/mol);

$MM_{gás}$ = massa molar do gás emitido no aterro sanitário (CH_4 , CO_2 ou NH_3) (g/mol).

O total de carbono emitido nos gases foi o resultado da soma do carbono emitido no CO_2 e no CH_4 .

4.3 ANÁLISE DE FLUXOS DE SUBSTÂNCIAS NO ATERRO SANITÁRIO DA EXTREMA

As massas de carbono, nitrogênio e fósforo calculadas, conforme descrito no Item 4.2, foram inseridas no programa STAN para análise do fluxo de substâncias no ASE. Para cada um dos elementos foi desenvolvida uma análise.

O processo que foi considerado nessa AFS é a disposição final de RSU de Porto Alegre. A fronteira espacial é o Aterro Sanitário da Extrema e a fronteira temporal é o período de 1997 a 2017.

As massas dos elementos calculadas para o resíduo corresponderam ao fluxo de entrada no aterro. As massas presentes nos gases e no lixiviado foram inseridas como saídas do aterro sanitário. Após inseridos os fluxos de entrada e saída, o programa fez o cálculo do acúmulo destes elementos ao longo do período avaliado.

4.4 COMPOSTAGEM DOS RSU E FLUXOS CONSIDERADOS

Considerando os mesmos resíduos destinados ao Aterro Sanitário da Extrema, foi proposta a simulação de uma AFS da compostagem destes. Tal simulação teve por objetivo verificar a possibilidade de recuperação de carbono, nitrogênio e fósforo presente nos resíduos.

Para a AFS foi considerado um sistema de compostagem aberto, do tipo *windrow* ou pilha estática, devido à disponibilidade de informações. O processo de compostagem adotado considerou que eventual lixiviado gerado é recirculado e degradado, promovendo a recuperação dos elementos perdidos no líquido (BOLDRIN et al., 2011). A compostagem, portanto, teve um fluxo de entrada representado pelas frações de resíduos a serem degradadas e um fluxo de saída que correspondeu às emissões de gases.

Em cada cenário de compostagem proposto, foram realizadas as AFS com o objetivo de verificar a recuperação dos nutrientes e a redução do seu estoque em aterro sanitário.

4.4.1 Fluxo de entrada na compostagem

Como os materiais que constituem os RSU apresentam diferentes velocidades de degradação, a simulação da compostagem restringiu-se a duas situações: compostagem da fração rapidamente degradável (papel, papelão e matéria orgânica) e compostagem apenas da fração gravimétrica matéria orgânica. Sendo assim, para uma simulação, o fluxo de entrada correspondeu à fração rapidamente degradável, e em outra exclusivamente a fração matéria orgânica. As quantificações de carbono, nitrogênio e fósforo nestas frações são calculadas da maneira descrita no Item 4.2.1.

4.4.2 Fluxo de saída na compostagem

O fluxo de saída foi representado pelos gases emitidos no processo de compostagem. Como se considerou um processo com recirculação de lixiviado, este não representou um fluxo de saída e assim, não há perdas de fósforo no processo de compostagem.

As massas de carbono e nitrogênio emitidas na forma de gases foram calculadas com a aplicação das Equações (38) e (39) propostas por (BOLDRIN et al., 2009).

$$m_{C-CO_2} = m_{C \text{ resíduo}} \cdot P_{C-CO_2} \quad (38)$$

$$m_{N \text{ gás}} = m_{N \text{ resíduo}} \cdot P_{N \text{ gás}} \quad (39)$$

Onde:

m_{C-CO_2} : massa de C emitida na forma de CO_2 (kg);

$m_{C \text{ resíduo}}$: massa de C no resíduo a ser compostado (kg);

P_{C-CO_2} : porcentagem de C emitido na forma de CO_2 ;

$m_{N \text{ gás}}$: massa de N emitido na forma de gases (kg);

$m_{N \text{ resíduo}}$: massa de N no resíduo a ser compostado (kg);

$P_{N \text{ gás}}$: porcentagem de N emitido na forma de gases.

Tendo em vista que as porcentagens de perdas variam muito e, muitas vezes são difíceis de mensurar, foram utilizados dados apresentados por Boldrin et al. (2009), considerando três situações distintas: uma situação ideal em que as perdas são mínimas, a pior situação na qual as perdas são máximas, e uma situação intermediária, em que as perdas são um valor médio resumidos na Tabela 8.

Tabela 8: Índice de perdas de C e N adotados para um processo de compostagem do tipo *windrow* ou pilha estática

	Perdas (%)	
	P_{C-CO_2}	$P_{N\text{ gás}}$
Emissão mínima	50	26
Emissão intermediária	55	38,5
Emissão máxima	66	51

Fonte: Boldrin et al. (2009)

Do total de nitrogênio emitido nos gases a maior parte é emitida como nitrogênio gasoso (N_2) e o restante na forma de óxido nitroso (N_2O) e amônia (NH_3). Para calcular estas emissões foram considerados 6,3% do nitrogênio emitido como N_2O , 0,004% como NH_3 e o restante do nitrogênio emitido na forma do gás N_2 (ANDERSEN et al., 2011).

Embora alguns autores relatem a emissão de quantidades traço de metano, neste trabalho sua emissão não foi contabilizada. Por tratar-se de processo aeróbio a compostagem não deve gerar este gás. Mesmo que o processo seja mal conduzido e forme zonas de anaerobiose, o período de duração da compostagem não é suficiente para que se forme o gás metano.

Até aqui foram determinadas as massas de carbono e nitrogênio emitidas na forma de diferentes gases. A massa de cada um dos gases emitidos é calculada com a Equação (40).

$$m_g = \frac{m_{e,gás} \cdot MM_g}{MM_e} \quad (40)$$

Onde:

m_g : massa do gás (kg);

$m_{e,gás}$: massa do elemento (C ou N) emitido na forma de gás (kg);

MM_g : massa molar do gás (g/mol)

MM_e : massa molar do elemento (C ou N) (g/mol)

4.5 ANÁLISE DE FLUXO DE SUBSTÂNCIAS NA COMPOSTAGEM

As massas de carbono e nitrogênio calculadas, conforme descrito no Item 4.4, foram inseridas no programa STAN para análise do fluxo de substâncias na compostagem dos RSU. Para cada um dos elementos foi desenvolvida uma análise.

O processo que foi considerado nessa AFS é o tratamento dos RSU de Porto Alegre em um processo de compostagem do tipo *windrow* ou pilha estática. A fronteira espacial é a pilha

de compostagem. A AFS tem uma fronteira temporal muito menor do que a AFS do aterro sanitário. Isso ocorre porque um processo de compostagem convencional leva aproximadamente 120 dias para ocorrer (D'ALMEIDA (IPT); VILHENA (CEMPRE), 2000).

Na prática, para a compostagem dos resíduos gerados a cada mês a fronteira espacial da AFS seria de 120 dias. Porém, para a avaliação da AFS da compostagem no presente trabalho se considerou que todos os RSU gerados de 1997 a 2002 entraram ao mesmo tempo no sistema de compostagem e, portanto, a fronteira espacial foi de 120 dias. Considerou-se um único período de 120 dias e a degradação de todos os RSU ao mesmo tempo em uma mesma leira, pois esta é uma simulação do processo de compostagem em que se consideraram porcentagens de perdas (Tabela 8) que foram aplicados a totalidade dos resíduos.

As massas dos elementos calculadas para o resíduo corresponderam ao fluxo de entrada, e as massas presentes nos gases foram inseridas como saídas do sistema de compostagem. Após inseridos os fluxos de entrada e saída, o programa fez o cálculo do acúmulo destes elementos ao longo do período avaliado.

4.6 AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS

Nos itens anteriores descreveu-se os cálculos para obter os fluxos de entrada e saída do aterro sanitário da Extrema e na compostagem dos RSU. Também foi apresentada a metodologia da AFS que foi aplicada.

Os fluxos de saída representam emissões gasosas e líquidas resultantes da decomposição do resíduo no processo. Estas emissões podem estar relacionadas aos impactos ambientais: aquecimento global, eutrofização e acidificação.

Para a avaliação destes impactos ambientais foi utilizada a metodologia CML-IA *database* versão 4.5. Este método abrange as categorias de impactos aplicáveis às emissões determinadas, e é um método indicado para o Brasil (MENDES, 2013). Outra vantagem do método é o *download* sem custo na forma de planilha, o que facilita sua aplicação sem a necessidade de um programa específico para ACV (OERS, 2015).

O cálculo do impacto ambiental potencial é decorrente do somatório da multiplicação das massas emitidas por seus respectivos fatores de caracterização, obtidos do método CML-IA, e apresentados na Tabela 9.

A Equação (41) exemplifica o cálculo do potencial de aquecimento global. Os demais impactos foram calculados de maneira análoga.

$$PAG = \sum_i FC_i \cdot m_i \quad (41)$$

Onde:

PAG: potencial de aquecimento global (kg CO₂ eq.);

FC_i = fator de caracterização para a emissão i (kg CO₂ eq./kg emissão);

m_i = massa da emissão i (kg).

Tabela 9: Fatores de caracterização dos impactos ambientais avaliados

Emissões (kg)		Fatores de caracterização		
		Aquecimento Global (GWP 100) (kg CO ₂ eq./ kg emissão)	Acidificação (SO ₂ eq./ kg emissão)	Eutrofização (kg PO ₄ eq./ kg emissão)
Gás	CO ₂	1	0	0
	CH ₄	28	0	0
	NH ₃	0	1,6	0,35
	NO ₂	0	0	0,1
	NO ₃	0	0	0,1
Lixiviado	NH ₃	0	0	0,35
	N _{org}	0	0	0,42
	P total	0	0	3,06
	DQO	0	0	0,0022

Fonte: (OERS, 2015)

As massas de CO₂, CH₄ e NH₃ foram determinadas conforme já descrito no Item 4.2.2.2.

A massa de DQO é determinada a partir da multiplicação da DQO (em mg O₂/L) pelo volume de lixiviado gerado.

No lixiviado as massas de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal tiveram que ser calculadas, pois os dados fornecidos pelo DMLU para o lixiviado são em mg N/L. Isto é, referem-se à concentração de nitrogênio, e não a concentração dos compostos. Sendo assim, as massas de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal no lixiviado foram determinadas com a Equação (42).

$$m_j = \frac{MM_j \cdot m_{N,j}}{MM_N} \quad (42)$$

Onde:

m_j: massa do composto j (t)

MM_j : massa molar do composto j (g/mol);

$m_{N,j}$ = massa de nitrogênio no lixiviado na forma do composto j (t)

MM_N : massa molar do nitrogênio (g/mol).

5 ARTIGOS

Os seguintes artigos fazem parte do escopo deste trabalho:

- Uso de matriz pedigree modificada na escolha de dados de composição elementar de resíduos sólidos urbanos. (Aceito para publicação na Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica).
- Análise de fluxo e pegada carbono em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS, Brasil.
- Análise de fluxo de nitrogênio em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS.
- Análise de fluxo de fósforo em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS.
- Análise de fluxo de substâncias na compostagem de resíduos sólidos urbanos e potenciais impactos ambientais associados.
- Estimativa da Geração de Gases e Potenciais Impactos Ambientais em um Aterro Sanitário no Município de Porto Alegre-RS.

5.1 USO DE MATRIZ PEDIGREE MODIFICADA NA ESCOLHA DE DADOS DE COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.

USO DE MATRIZ PEDIGREE MODIFICADA NA ESCOLHA DE DADOS DE COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Gabriele Lohmann

Gino Roberto Gehling

Luiz Fernando de Abreu Cybis

ABSTRACT

The Municipal Solid Waste (MSW) elemental composition is important to determine its empirical chemical formula and so predict landfill gas generation. However, the determination of composition involves much work and high costs. This is a problem when resources are limited, as in the case of developing countries. In addition, data generation at later times makes direct analysis impossible because of the lack of a sample. Due to these difficulties, it is necessary to use secondary data which are carefully chosen to ensure greater robustness. This work aimed to propose a methodology for the choice of elementary composition data of MSW. The methodology originates from a tool used in life cycle assessment, the Pedigree Matrix. The Pedigree Matrix is used to evaluate data quality under the aspects of reliability, completeness and the temporal, geographic and technological correlations. Some modifications in the original Matrix were proposed in order to choose more robust secondary data of the elemental composition for MSW generated in Porto Alegre, RS. Temporal, geographic and technological correlations were removed from the original matrix. The qualitative correlation was added, while reliability and completeness were maintained. The modification of the Pedigree Matrix made it possible to choose more appropriate data. Using the composition of carbon, hydrogen, oxygen, and nitrogen the empirical chemical formulas were determined for the wastes generated in 1997 and 2010. The formula determined for organic matter in 2010, $C_{28.27}H_{43.44}O_{15.93}N$, was similar to that obtained analytically $C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$ demonstrating the viability of the proposed methodology.

Keywords: chemical composition of waste, chemical formula of waste, municipal solid waste; pedigree matrix, qualitative correlation

RESUMO

A composição elementar de resíduos sólidos urbanos (RSU) permite determinar a sua fórmula química empírica e, assim, prever a geração de gases em aterros sanitários. Porém, essa determinação é trabalhosa, envolve custos elevados representando uma dificuldade quando existe limitação de recursos, como é o caso de países em desenvolvimento. Além disso, a geração de dados em épocas posteriores torna impossível uma análise direta devido a inexistência da amostra. Diante destas dificuldades, faz-se necessária a utilização de dados secundários cuja escolha criteriosa garante maior robustez. Este trabalho teve por objetivo propor uma metodologia para a escolha de dados da composição elementar de RSU. A metodologia tem origem em uma ferramenta utilizada em avaliação de ciclo de vida, a matriz pedigree que é usada para avaliar a qualidade de dados sob os aspectos confiabilidade, completeza e correlações temporal, geográfica e tecnológica. Algumas alterações na matriz original foram propostas com o intuito de escolher com maior robustez dados secundários da composição elementar para RSU gerados em Porto Alegre, RS. Da matriz original retiraram-se as correlações temporal, geográfica e tecnológica. Acrescentou-se a correlação qualitativa, mantendo a confiabilidade e completeza dos dados. As alterações propostas permitiram a escolha de dados adequados. Com a composição de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio determinaram-se as fórmulas químicas empíricas para os resíduos gerados em 1997 e 2010. A fórmula determinada para a matéria orgânica em 2010, $C_{28,27}H_{43,44}O_{15,93}N$, assemelhou-se aquela obtida analiticamente $C_{33,3}H_{57,6}O_{17}N$ demonstrando a viabilidade da metodologia proposta.

Palavras chave: composição química de resíduos, correlação qualitativa, fórmula química de resíduos, matriz pedigree, resíduos sólidos urbanos.

INTRODUÇÃO

Resíduos sólidos urbanos (RSU) são definidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) como resíduos domiciliares, originários das atividades domésticas em residências urbanas, e resíduos de limpeza urbana, que tem sua origem na varrição e limpeza de logradouros e vias públicas e em outros serviços de limpeza urbana (Brasil, 2010).

A caracterização dos resíduos é feita a partir de propriedades físicas, químicas e de testes de performance (Lagerkvist *et al.*; 2011).

A caracterização química elementar é importante, pois permite quantificar a contribuição dos resíduos domésticos para o fluxo total de substâncias em uma sociedade, verificar a qualidade dos resíduos domésticos recolhidos, identificar a origem de substâncias ambientalmente importantes e, por fim, modelar as emissões em unidades de tratamento ou disposição final de resíduos (Riber *et al.*, 2009).

Com os dados da composição química elementar, determina-se a fórmula química empírica dos RSU e a partir desta, é possível estimar a geração de gases em aterros sanitários.

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, é difícil encontrar dados da composição química de resíduos obtidos através de análises de laboratório. O preparo e análise de amostras

é trabalhoso e requer conhecimento técnico e laboratórios com instalações sofisticadas (Yang *et al.*, 2018). Para estudos estimativos ou com resíduos que não são mais possíveis de serem amostrados estas dificuldades podem resultar na necessidade de se utilizar informações obtidas de outras publicações. Quando os dados utilizados em um estudo são provenientes de outro autor diz-se que estes são dados secundários.

O trabalho com dados secundários é comum na Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e requer uma avaliação da qualidade dos dados utilizados. Para isso, utiliza-se a Matriz Pedigree, a qual indica a robustez dos dados coletados (Weidema e Wesnaes, 1996).

A Matriz Pedigree tradicional permite avaliar os dados a partir de cinco indicadores: confiabilidade, completude, correlações temporal, geográfica e tecnológica. A cada indicador é atribuído um valor de 1 a 5. A atribuição do valor “1” significa uma melhor qualidade do dado para o indicador avaliado, enquanto um valor “5” significa baixa qualidade.

Os resultados aplicados com a matriz pedigree são apresentados por números separados por vírgula e entre parênteses. Cada número, na respectiva ordem, representa a classificação das categorias avaliadas (Weidema, 1998).

A interpretação da matriz dependerá do objetivo para o qual os dados serão utilizados. Além disso, os valores atribuídos a cada indicador não devem ser comparados entre si, pois cada indicador apresenta uma importância dentro do objetivo do estudo (Weidema, 1998). A matriz pedigree da forma como proposta por Weidema e Wesnaes (1996) não é aplicável para dados da composição química elementar de resíduos, pois a composição dos resíduos varia conforme dados socioeconômicos (Philippe e Culot, 2009) e a referida matriz não faz referência a este indicador ou algum indicador que permita avaliar a variabilidade na composição de resíduos.

Devido às dificuldades para obtenção de dados primários da composição química de RSU e às limitações para aplicação da Matriz Pedigree de Weidema este trabalho teve por objetivo propor uma modificação na matriz pedigree para obter, com maior robustez, dados da composição química elementar e a fórmula química empírica para os RSU de Porto Alegre considerando a sua composição qualitativa (ou composição gravimétrica) nos anos de 1997 e 2010.

METODOLOGIA

Os dados da composição qualitativa dos RSU de Porto Alegre nos anos de 1997 e 2010 foram obtidos, respectivamente, de Reis *et al.* (2003) e Fleck e Reis (2011).

A primeira modificação proposta na Matriz Pedigree de Weidema foi a eliminação das correlações temporal, geográfica e tecnológica.

Considerando que os dados de Porto Alegre utilizados no presente trabalho são de 1997 e 2010 e que dados mais robustos sobre a composição de RSU são obtidos na literatura em períodos mais recentes, optou-se por retirar a correlação temporal da Matriz Pedigree proposta.

Todos os trabalhos avaliados utilizaram a mesma metodologia de determinação da composição elementar, portanto, eliminou-se a correlação tecnológica da matriz proposta.

A correlação geográfica foi desconsiderada, pois conforme Souza *et al.* (2014) diferentes cidades em um mesmo país podem ter diferentes taxas e composição de resíduos. Estes autores resumiram valores de geração e composição dos principais RSU em diversos países. Observaram que economias mais avançadas, no geral, geram resíduos com menor parcela de matéria orgânica e que os resíduos das cidades Tulsipur e Catmandu, no Nepal continham, respectivamente, 46% e 71% de matéria orgânica.

Estas diferenças na composição dos resíduos entre cidades de uma mesma região e o fato de não existirem muitos dados da composição química elementar das diferentes frações qualitativas dos RSU e os disponíveis são de diferentes regiões do mundo levaram a segunda alteração na matriz pedigree, em que se propôs a inclusão do indicador correlação qualitativa (ou correlação gravimétrica). O indicador permite comparar as composições dos RSU de diferentes locais e identificar aqueles cuja composição qualitativa é mais similar. Para isso, a composição dos RSU dos artigos foi comparada aos dados de Porto Alegre para os anos de 1997 (Reis *et al.*, 2003) e 2010 (Fleck e Reis, 2011). A comparação se deu a partir da soma das frações papel, papelão e matéria orgânica que representam os materiais rapidamente degradáveis (RD) (Russo, 2005). Quanto mais semelhante a quantidade da fração RD no artigo analisado com os resíduos de Porto Alegre, maior a correlação qualitativa.

Da matriz pedigree original foram mantidas a confiabilidade e a completeza. A confiabilidade avaliou a qualidade do dado considerando que dados primários receberam melhor pontuação do que dados secundários. Dados obtidos de amostras de RSU analisadas foram considerados primários e tem, portanto, maior confiabilidade. Se amostra analisada correspondeu a materiais que compõem os resíduos, ou seja, um material nobre que virá a se tornar RSU algum dia, estes dados tiveram menor confiabilidade que uma amostra de RSU realmente gerado. Na completeza avaliou-se a utilização ou não de uma metodologia de amostragem e se esta permitiu obter uma amostra representativa.

A nova matriz, apresentada na Tabela 1, foi aplicada para diferentes trabalhos que continham os teores de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O) e nitrogênio (N) para

diferentes frações qualitativas (ou frações gravimétricas) de RSU. Os artigos selecionados para representar a composição de cada fração qualitativa, foram aqueles com melhor classificação na matriz. Desta seleção foram obtidos dados da composição química elementar para os resíduos de Porto Alegre.

Ressalta-se que os indicadores foram avaliados na ordem apresentada na Tabela 1: confiabilidade, correlação qualitativa e completeza. Esta ordem de avaliação foi adotada para garantir a melhor análise dos dados, considerando que dados obtidos por análises de amostra de RSU são mais representativos e a correlação qualitativa permite identificar as composições mais próximas dos RSU de Porto Alegre.

Tabela 1: Proposta de modificação da matriz pedigree de Weidema para aplicação em RSU

Pontuação	Confiabilidade	Indicador	
		Correlação qualitativa	Completeza
1	Composição elementar de RSU obtidos de medições primárias	0 a 15% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Metodologia de coleta torna a amostra representativa
2	Composição elementar de materiais que compõem os RSU obtidos de medições primárias	16 a 30% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Metodologia de coleta torna a amostra pouco representativa
3	Composição elementar de RSU obtidos de outras fontes	31 a 45% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Não indica o método de coleta
4	Composição elementar de materiais que compõem os RSU obtidos de outras fontes	mais de 45% de diferença da fração RD com relação a fração RD de Porto Alegre	Amostra não se refere a RSU destinado para coleta
5	Origem dos dados desconhecida ou não informada	Composição qualitativa incompleta ou inexistente	Sem informação da origem da amostra

Fonte: autoria própria

Algumas frações qualitativas correspondem a mistura de diferentes materiais ou a junção de duas frações. Nestes casos a composição química elementar e a umidade destas frações foram calculadas com as Equações (1) e (2), respectivamente (Yang *et al.*, 2018).

$$PE_{j, m} = \frac{\sum_i [PE_{j,i} * (1-U_i) * D_{i,m}]}{\sum_i [(1-U_i) * D_{i,m}]} \quad (1)$$

Onde:

PE_{j,m}: porcentagem do elemento j na fração misturada (% em massa seca);

PE_{j,i}: porcentagem do elemento j na fração i (% em massa seca);

U_i: umidade da fração i (% em peso úmido);

D_{i,m}: distribuição da fração i na mistura das frações (%) (0,5 para cada fração quando duas frações distintas dão origem a fração misturada).

$$U_m = \sum_i (U_i \cdot D_{i,m}) \quad (2)$$

Onde:

U_m: Umidade da fração resultante da mistura das frações i (% em massa úmida);

U_i: umidade da fração i (% em massa úmida);

D_{i,m}: distribuição da fração i na mistura das frações (%).

Em cada trabalho avaliado identificou-se para quais frações qualitativas havia a composição química elementar. Elencou-se, então, quais trabalhos contemplavam cada uma das frações qualitativas consideradas nos RSU de Porto Alegre. A escolha do trabalho que forneceu a composição química elementar da fração qualitativa se deu a partir da matriz pedigree modificada. Aquele com melhor classificação na matriz foi a fonte para o dado da composição elementar da fração qualitativa.

Com a composição química elementar determinaram-se a massa dos elementos e a fórmula química empírica do resíduo de Porto Alegre nos anos de 1997 e 2010.

Para cada fração qualitativa, as massas foram obtidas a partir da Equação (3).

$$ME_{j,i} = MR \cdot PF_i \cdot (1 - U_i) \cdot PE_{j,i} \quad (3)$$

Onde:

ME_{j,i}: massa do elemento j na fração i (kg);

MR: massa total de resíduo aterrado (kg);

PF_i: porcentagem da fração qualitativa i no resíduo aterrado (% em massa úmida);

U_i: umidade da fração qualitativa i (% em massa úmida);

PE_{j,i}: porcentagem do elemento j na fração qualitativa i (% em massa seca).

A massa total de cada elemento, no resíduo, foi obtida do somatório de suas massas em cada uma das frações qualitativas de acordo com a Equação 4.

$$ME_j = \sum_i ME_{j,i} \quad (4)$$

Onde:

ME_j : massa total do elemento j no resíduo aterrado (kg);

$ME_{j,i}$: massa do elemento j na fração qualitativa i (kg).

A massa total de cada elemento no resíduo (em kg) foi dividida pela sua massa molar (em $\text{kg}\cdot\text{mol}^{-1}$) resultando no número de moles. Desconsiderando o enxofre (S), que segundo Russo (2005) é insignificante na constituição dos principais componentes dos RSU, a fórmula química empírica foi obtida dividindo-se o número de mols de cada elemento pelo menor número de mols obtido de acordo com a Equação (5).

$$I_E = \frac{n_E}{n_{\text{menor}}} \quad (5)$$

Onde:

I_E : índice do elemento químico na fórmula química empírica(-);

n_E : o número de moles deste mesmo elemento (mol);

n_{menor} : menor número de mol obtido (mol).

De forma análoga, foram determinadas as fórmulas químicas empíricas das frações rápida e lentamente degradáveis considerando que papel, papelão e matéria orgânica são rapidamente degradáveis, e que embalagens multicamadas, madeira, têxteis, couros e borracha são lentamente degradáveis. Também, foi determinada, separadamente, a fórmula química da fração matéria orgânica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

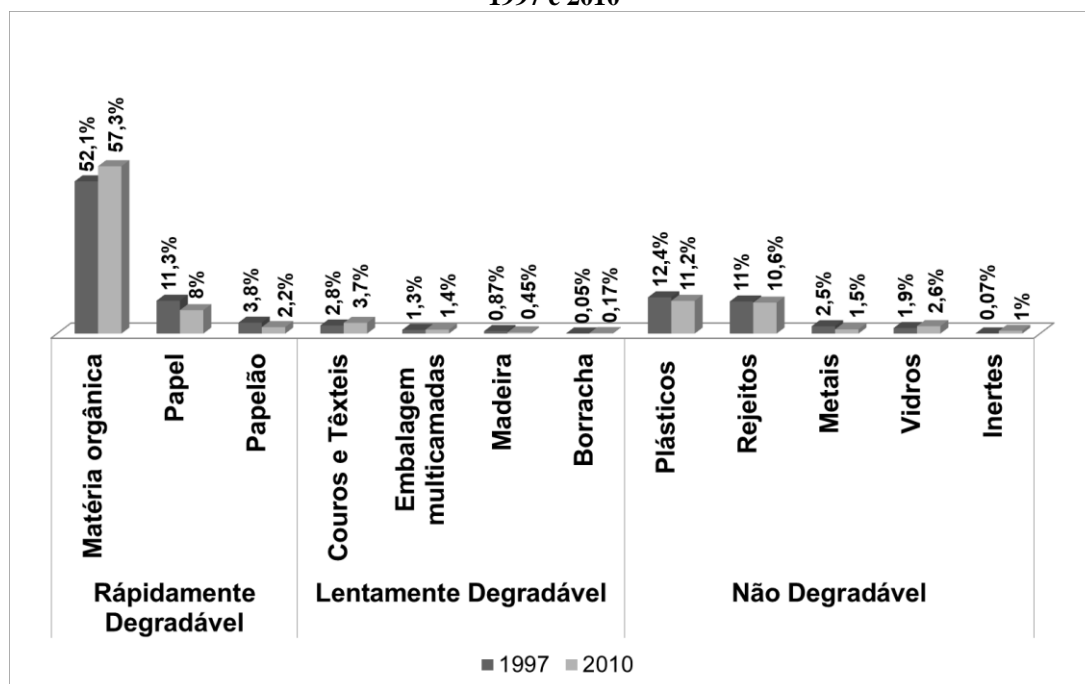
As composições qualitativas dos resíduos de Porto Alegre, em 1997 e 2010, e cuja destinação foi aterros sanitários são apresentadas na Figura 1.

Tanto em 1997 quanto em 2010 a fração com maior composição foi a matéria orgânica com 52.10 e 57.57%, respectivamente. Plásticos, papel e rejeitos com uma variação de 8 a 12% representaram as frações com maiores composições depois da matéria orgânica.

A fração rapidamente degradável, composta por papel, papelão e matéria orgânica, correspondeu a 67% da composição qualitativa total.

O resultado da aplicação da matriz pedigree de Weidema (1998) modificada nas referências contendo a composição elementar de diferentes frações de resíduos sólidos é apresentado na Tabela 2.

Figura 1: composição qualitativa dos RSU de Porto Alegre destinados a aterros sanitários nos anos de 1997 e 2010



Fonte: Reis *et al.* (2003); Fleck e Reis (2011).

Para justificar as categorias que constam na Tabela 2 serão detalhadas as referências 1 e 7 da Tabela 2. A matriz pedigree para o primeiro artigo apresentado na referida tabela foi (1,1,3). Os dados de composição elementar apresentados por Ansah *et al.* (2016) são primários e referem-se a RSU e, portanto, justificam a atribuição 1 para a categoria confiabilidade. Na próxima categoria, correlação qualitativa, comparou-se as frações rapidamente degradáveis do trabalho avaliado e dos resíduos de Porto Alegre em 1997 (Reis *et al.*, 2003) e 2010 (Fleck e Reis, 2011). A diferença entre ambas foi menor que 15%, portanto foi atribuído o valor 1 para a correlação qualitativa. Por fim, à categoria completude o valor conferido foi 3, pois não há indicação do método de coleta de amostra, não sendo possível garantir a representatividade da amostra analisada.

A referência 7 da Tabela 2, Tchobanoglous *et al.* (1993), obteve (5,2,5) na matriz pedigree modificada. Por apresentar dados de composição elementar secundários recebeu o primeiro “5”. A diferença com relação à fração rapidamente degradável de Porto Alegre foi cerca de 26%, resultando em um valor 2 para a correlação qualitativa. À completude atribuiu-se um valor 5, pois não há informações da origem e do método de coleta das amostras.

Da mesma forma como descrito para os trabalhos 1 e 7 da Tabela 2, os demais foram avaliados e classificados de acordo com a matriz pedigree modificada.

Apesar da melhor classificação na matriz, os artigos 12 e 15 não foram utilizados, pois não apresentaram a informação do teor de oxigênio. Da verificação das frações qualitativas contempladas nas referências bibliográficas avaliadas na Tabela 2, elaborou-se a Tabela 3. É necessário destacar da Tabela 3 que para a fração couros, apenas em Tchobanoglous *et al.* (1993) foi possível obter a composição química exclusivamente de couros. As demais referências, quando trazem a informação, consideram a fração couros misturada com têxteis e borracha como apresentado, por exemplo, por Hla e Roberts, (2015) e Themelis *et al.* (2002).

Tabela 2: Aplicação da matriz pedigree modificada em referências contendo a composição química elementar para diferentes frações de RSU

Ordem	Referências	Indicadores da matriz pedigree modificada		
		Confiabilidade	Correlação Qualitativa	Completeza
1	Ansah <i>et al.</i> (2016)	1	1	3
2	SØrum <i>et al.</i> (2001)	2	5	4
3	Komilis <i>et al.</i> (2012)	2	5	4
4	Shi <i>et al.</i> (2016)	1	3	2
5	Hla e Roberts (2015)	1	3	2
6	Baawain <i>et al.</i> (2017)	1	4	1
7	Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993)	5	2	5
8	Igoni <i>et al.</i> (2007)	1	3	2
9	SØrum <i>et al.</i> (2001)	2	5	4
10	Themelis <i>et al.</i> (2002)	3	2	5
11	Zhou <i>et al.</i> (2014)	5	1	5
12	Gidakos <i>et al.</i> (2006)	1	1	1
13	Wang e Nie (2001)	5	5	5
14	Arafat <i>et al.</i> (2015)	5	5	5
15	Koufodimos e Samaras (2002)	1	1	1
16	Lin <i>et al.</i> (2017)	2	5	4

Fonte: autoria própria

A fração rejeito foi considerada como papéis de uso sanitário, devido a disponibilidade de dados para estes materiais.

Para as frações embalagem multicamadas, rejeitos, isopor e inertes apenas uma referência disponibilizou a informação de composição química elementar conforme Tabela 3.

Tabela 3: Disponibilidade de dados da composição química elementar por fração qualitativa

Fração Qualitativa	Referências (ordenadas de acordo com a Tabela 2)
Papel	1, 6, 7, 8, 10, 11, 13, 14 e 16
Papelão	6, 7 e 10
Embalagem Multicamadas	3
Metais	6, 7 e 10
Plásticos	7, 8, 10, 11 e 14
PVC	2, 9 e 11
Madeira	1, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 13, 14 e 16
Têxteis	6, 7, 10, 11, 13 e 14
Couros	7
Borracha	4, 7, 11 e 16
Vidros	6, 7 e 10
Isopor	4
Rejeito	3
Matéria Orgânica	5, 6, 7, 8, 11, 13, 14 e 16
Inertes	7

Fonte: autoria própria

Tabela 4: Composição química elementar dos RSU enviados a aterro sanitário no ano de 1997

Fração Qualitativa	Umidade (%)	Composição elementar (% em peso - base seca)					Referência (1)
		Carbono	Hidrogênio	Oxigênio	Nitrogênio	Enxofre	
Papel	5.95	41.43	6.87	49.83	1.01	0.86	1
Papelão	5.2	38.36	5.66	38.79	0.43	0.57	6
Embalagem multicamadas	8	43.1	6.8	34.7	0.13	0	3
Metais	3	4.25	0.27	0	0.44	0	6
Plásticos	0.3	56	6	26	0	0	8
Madeira	9.31	45.69	7.57	56.16	1.89	1.01	1
Têxteis e Couro	10	53.16	6.7	25.78	5.34	0.48	6,7
Borracha	9.3	43.94	5.13	49.64	0.18	0.01	4
Vidro	2	0.4	0.1	0	0.13	0	6
Rejeito	5	41.8	6.31	47.8	0.083	0	3
Matéria orgânica	65.25	48	6.12	35.64	1.96	0.21	5
Inertes	8	26.3	3	2	0.5	0.2	7

Fonte: Ansah et al. (2016); Baawain et al. (2017); Hla e Roberts (2015); Igoni et al. (2007); Komilis et al. (2012); Shi et al. (2016); Tchobanoglous et al. (1993).

(1) Os números indicativos das referências correspondem à ordem de sua apresentação na Tabela 2.

Tabela 5: Composição química elementar dos RSU enviados a aterro sanitário no ano de 2010

Fração Qualitativa	Umidade (%)	Composição elementar (% em peso-base seca)					Referência (1)
		Carbono	Hidrogênio	Oxigênio	Nitrogênio	Enxofre	
Papel	5.95	41.43	6.87	49.83	1.01	0.86	1
Papelão	5.2	38.36	5.66	38.79	0.43	0.57	6
Embalagem multicamadas	8	43.1	6.8	34.7	0.13	0	3
Metais	3	4.25	0.27	0	0.44	0	6
Plásticos	0.3	56	6	26	0	0	8
PVC	0	41.4	5.3	5.83	0.04	0.03	2
Madeira	9.31	45.69	7.57	56.16	1.89	1.01	1
Têxteis	10	46.32	5.45	39.97	0.69	0.57	6
Couros	10	60	8	11.6	10	0.4	7
Borracha	9.3	43.94	5.13	49.64	0.18	0.01	4
Vidro	2	0.4	0.1	0	0.13	0	6
Rejeito	5	41.8	6.31	47.8	0.083	0	3
Isopor	0.45	85.4	9.67	0.58	3.02	0.4	4
Matéria orgânica	65.25	48	6.12	35.64	1.96	0,21	5
Inertes	8	26.3	3	2	0.5	0.2	7

Fonte: Ansah et al. (2016); Baawain et al. (2017); Hla e Roberts (2015); Igoni et al. (2007); Komilis et al. (2012); Shi et al. (2016); Sørnum et al. (2001); Tchobanoglous et al. (1993).

(1) Os números indicativos das referências correspondem à ordem de sua apresentação na Tabela 2

As referências 1 a 8 da Tabela 2 foram utilizadas para determinar a composição química elementar dos RSU de Porto Alegre e a umidade deles. Considerando que para cada fração qualitativa apenas o trabalho mais bem avaliado na matriz pedigree modificada foi utilizado como fonte do dado conforme apresentado na Tabela 4. O trabalho número 5 não apresentou dados referente a umidade das frações papelão, metais, têxteis e vidros. Neste caso, a referência 7 forneceu a umidade das frações tendo em vista que Baawain *et al.* (2017) determinaram a umidade total dos RSU analisados e encontraram valores dentro da faixa proposta por Tchobanoglous *et al.* (1993).

As composições químicas elementares determinadas, para os anos de 1997 e 2010, são apresentadas nas Tabelas 4 e 5. Nestas tabelas a composição da fração matéria orgânica resulta da mistura de restos de alimentos e de jardim considerando-se 50% de cada material. O mesmo ocorre para as frações têxteis e couros da Tabela 4 que foram unidas em uma fração única a qual considerou-se contendo 50% de cada fração.

A partir dos dados da Tabela 4, a fórmula química empírica determinada para os resíduos de Porto Alegre, no ano de 1997, foi $C_{50.43}H_{80.45}O_{30.79}N$, enquanto as fórmulas empíricas para as frações rápida e lentamente degradáveis foram, respectivamente $C_{35.31}H_{59.36}O_{24.06}N$ e $C_{17.18}H_{28.65}O_{8.38}N$.

Quando determinada com a composição qualitativa de 2010 (Tabela 5) a fórmula química empírica do resíduo total obtida foi $C_{54.98}H_{86.33}O_{32.92}N$, para a fração rapidamente degradável foi $C_{33.10}H_{54.30}O_{21.50}N$ e para a lentamente degradável $C_{48.09}H_{75.43}O_{30.35}N$.

A composição química elementar da fração matéria orgânica dos resíduos gerados em Porto Alegre foi determinada analiticamente pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) do município no ano de 2010 e resultou na fórmula química empírica $C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$ (Porto Alegre, 2013; Fleck *et al.*, 2015). Com os dados da Tabela 5 a fórmula química empírica determinada, em 2010, para a fração matéria orgânica foi $C_{28.27}H_{43.44}O_{15.93}N$. Comparando a fórmula obtida analiticamente para a fração matéria orgânica ($C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$) com aquela determinada neste trabalho a partir de dados secundários ($C_{28.27}H_{43.44}O_{15.93}N$), observa-se que as fórmulas químicas são muito semelhantes.

As massas molares para a fração matéria orgânica considerando as fórmulas químicas $C_{28.27}H_{43.44}O_{15.93}N$ e $C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$ são, respectivamente 652,21 e 744,02 g/mol. A massa molar resultante da determinação analítica da fração matéria orgânica têm aproximadamente 92 g/mol, ou 12,3%, a mais que a obtida a partir dos dados da matriz pedigree modificada.

A correlação qualitativa foi decisiva para a escolha da melhor referência a ser usada. Com a inclusão deste indicador foi possível coletar dados mais condizentes com a realidade de Porto Alegre.

Os resultados indicam que a utilização de dados da literatura para determinar a composição elementar de RSU é uma alternativa viável para estudos com resíduos gerados em períodos anteriores o que torna impossível a amostragem destes.

A diferença nas fórmulas químicas empíricas para os dois anos avaliados deve-se à diferença na composição qualitativa. É possível observar o efeito da composição qualitativa na fórmula química empírica em outros trabalhos como, por exemplo, em Baawain *et al.* (2017), que obtiveram para os resíduos de Muscat, a fórmula $C_{125}H_{230}O_{70}N$. A composição elementar média utilizada por estes autores não difere muito daquela obtida para Porto Alegre, porém as fórmulas químicas apresentam diferenças, provavelmente devido às diferenças na composição qualitativa dos resíduos. Em Porto Alegre, no ano de 2010, aproximadamente 57% dos resíduos eram representados pela fração matéria orgânica, enquanto que em Muscat, no ano de 2015 esta fração representava, apenas cerca de 14%. Ao olharmos para os plásticos, Porto Alegre

apresentava 11.23% desta fração e Muscat 29%. Os plásticos representam uma das frações qualitativas com o maior teor de carbono (Komilis *et al.*, 2012). Este fato aliado com a sua maior proporção na composição qualitativa pode resultar em uma fórmula química com um maior número de átomos do elemento.

A fórmula química do resíduo permitirá estimar as emissões atmosféricas em aterros sanitários e sistemas de degradação anaeróbia e o requerimento de oxigênio em processos de compostagem. Para estas estimativas Tchobanoglous *et al.* (1993) apresentam metodologias baseadas na fórmula química de RSU.

Russo (2005) utilizou a metodologia de Tchobanoglous *et al.* (1993) para estimar a geração de metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂) em um aterro sanitário em Matosinhos, Portugal. Na cidade paulista de Rio Claro, Braz e Silva (2001) também aplicaram este modelo de geração de gases aos resíduos depositados no aterro sanitário da cidade.

Arafat e Jijakli (2013) avaliaram, a partir da fórmula química dos resíduos, o potencial da gaseificação para produção de energia e tratamento de RSU.

É necessário destacar que para cálculos mais confiáveis de geração de gases em aterros sanitários ou mesmo para avaliação de processos de tratamento de resíduos seria indispensável uma análise dos RSU gerados em Porto Alegre. Apenas, assim, pode-se garantir que os dados refletem a realidade e trazem resultados coerentes.

CONCLUSÕES

A utilização de dados secundários mostrou-se viável para estudos com resíduos gerados em períodos anteriores e cuja amostragem não é mais possível.

A matriz pedigree modificada mostrou-se uma metodologia adequada para a escolha de dados secundários de composição química de RSU. A substituição das correlações temporal, geográfica e tecnológica pela correlação qualitativa foi essencial para obtenção de dados mais adequados.

A aplicação dos dados de composição química elementar secundários, resultou na fórmula química da fração matéria orgânica C_{28,27}H_{43,44}O_{15,93}N, condizente com aquela determinada analiticamente C_{33,3}H_{57,6}O₁₇N. As massas molares para estas duas situações apresentaram 92 g/mol de diferença. Isto indica que a proposta de modificação na matriz pedigree possibilitou a escolha de dados que resultou em uma composição elementar coerente.

As fórmulas químicas dos RSU são afetadas pelas composições qualitativa e química elementar dos mesmos. A semelhança das composições qualitativas e elementares resultam em fórmulas químicas similares para diferentes resíduos. A predominância de frações qualitativas

ricas em determinado elemento resulta em uma fórmula química do resíduo com elevado teor deste elemento.

As fórmulas químicas dos resíduos têm aplicação na estimativa da emissão de gases em aterros sanitários e sistemas de digestão anaeróbia, no cálculo do requerimento de oxigênio em processo de compostagem e, ainda, na determinação do potencial de produção de energia a partir da gaseificação de RSU.

Para cálculos mais confiáveis de geração de gases em aterros sanitários, ou mesmo para avaliação de processos de tratamento de resíduos, seria indispensável uma análise dos RSU gerados em Porto Alegre de maneira a garantir que os dados refletem a realidade e são coerentes.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ansah, E.; Wang, L.; Shahbazi, A. (2016). Thermogravimetric and calorimetric characteristics during co-pyrolysis of municipal solid waste components. *Waste Management*, 56(2016), 196–206.

Arafat, H. A.; Jjijakli, K. (2013). Modeling and comparative assessment of municipal solid waste gasification for energy production. *Waste Management*, 33 (2013), 1704–1713.

Arafat, H. A.; Jjijakli, K.; Ahsan, A. (2015). Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, 105 (2015), 233–240.

Baawain, M., Al-Mamun, A., Omidvarborna, H., Al-Amri, W. (2017). Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat. *Journal of Cleaner Production*, 148 (2017), 355–362.

Brasil, Presidência da República, Casas Civil (2010). Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília-DF, 02 de agosto de 2010.

Braz, J. A.; da Silva, C. L.(2001). Avaliação Do Potencial Energético Do Biogás De Aterro Sanitário Gerado Pelos Resíduos Sólidos Domésticos Do Município De Rio Claro. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, 2001.

Fleck, E., Reichert, G. A., Rodrigues, A. B. Fernandes, I. D. (2015). Estimativa Da Composição Elementar Do Resíduo Sólido Domiciliar De Porto Alegre , RS. 28o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: 2015.

Fleck, E.; Reis, M. F. P. (2011). Caracterização Gravimétrica Dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Porto Alegre. 26o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS, 2011.

Gidakos, E.; Havas, G.; Ntzamilis, P. (2006). Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management*, 26 (2006), 668–679.

Hla, S. S.; Roberts, D. Characterisation of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia.(2015). *Waste Management*, 41 (2015), 12–19.

Igoni, A. H. Ayotamuno, M. J., Ogaji, S. O. T., Probert, S. D. (2007) . Municipal solid-waste in Port Harcourt, Nigeria. *Applied Energy*, 84 (2007), 664–670.

Komilis, D. Evangelou, A., Giannakis, G., Lymperis, C. (2012) . Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. *Waste Management*, 32 (2012), 372–381.

Koufodimos, G.; Samaras, Z. (2002). Waste management options in southern Europe using field and experimental data. *Waste Management*, 22 (2012), 47–59.

Lagerkvist, A.; Ecke, H.; Christensen, T. H. (2011). Waste Characterization: Approaches and Methods. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). *Solid Waste Technology and Management - V.I.* [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 63–84.

Lin, Y. Ma, X., Peng, X., Yu, Z. (2017). Hydrothermal carbonization of typical components of municipal solid waste for deriving hydrochars and their combustion behavior. *Bioresource Technology*, 243 (2017), 539–547, 2017.

Philippe, F.; Culot, M. (2009). Household solid waste generation and characteristics in Cape Haitian city, Republic of Haiti. *Resources, Conservation and Recycling*, 54 (2), 73–78.

Porto Alegre. Prefeitura Municipal de Porto Alegre. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. 2013, 393 p.

Reis, M. F. P., Ellwanger, R. M., Gonçalves Junior, N. E., Onofrio, E. T. (2003). Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS – ano 2002. Em: I Congresso Brasileiro de Agroecologia. Porto Alegre-RS: EMATER/RS, 2003

Riber, C.; Petersen, C.; Christensen, T. H. (2009). Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management*, 29 (4), 1251–1257.

Russo, M. A. T. (2005). Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. Doutorado em Engenharia Civil. Escola de Engenharia. Universidade do Minho, Minho, 298 p.

Shi, H. Mahinpey, N., Aqsha, A., Silbermann, R. (2016). Characterization, thermochemical conversion studies, and heating value modeling of municipal solid waste. *Waste Management*, 48 (2016), 34–47.

Sørum, L. Skreiberg, Ø., Glarborg, P., Jensen, A., Dam-Johansen. (2001). Formation of NO From Combustion of Volatiles From Municipal Solid Wastes. *Combustion and flame*, 123 (2001), 195–212.

Sørum, L.; Grønli, M. G.; Hustad, J. E. (2001). Pyrolysis characteristics and kinetics of municipal solid wastes. *Fuel*, 80 (2001), 1217–1227.

Souza, R. C. C. de, Baettker, E. C., Nagalli, A., Izzo, R. L. dos S. (2014) . Métodos estimativos da geração e composição de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. *Revista Engenharia e Construção Civil*, 1(2), 24–39.

Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Samuel, V. (1993) Physical, Chemical, And Biological Properties of Municipal Solid Waste. In: *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw Hill, Boston, 1993.

Themelis, N. J.; Kim, Y. H.; Brady, M. H. (2002). Energy recovery from New York City municipal solid wastes. *Waste Management & Research*, 20 (2002), 223–233.

Wang, H.; Nie, Y. (2001). Municipal Solid Waste Characteristics and Management in China. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51, 250–263.

Weidema, B. P. (1998). Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory Data. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), 259–265.

Weidema, B. P.; Wesnaes, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators*. *Journal of Cleaner Production*, 4 (3–4), 167–174.

Wilson, D. C., Rodic, L., Scheinberg, A., Velis, C. A., Alabaster, G. (2012) . Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. *Waste Management & Research*, 30 (3), 237–254.

Yang, N.; Damgaard, A.; Scheutz, C.; Shao, L.; He, P. (2018). A comparison of chemical MSW compositional data between China and Denmark. *Journal of Environmental Sciences*, 74 (dec. 2018), 1–10.

Zhou, H., Meng, A., Long, Y., Li, Q., Zhang, Y. (2014). An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: Physical, chemical composition and heating value. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36 (2014), 107–122.

5.2 ANÁLISE DE FLUXO E PEGADA CARBONO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS, BRASIL

ANÁLISE DE FLUXO E PEGADA CARBONO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS, BRASIL

Gabriele Lohmann*, Gino Roberto Gehling*, Luiz Fernando Cybis*

*Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil
gabi.lohmann@gmail.com

RESUMO

Em um aterro sanitário as condições de degradação não são ótimas e acarretam prolongamento da existência de matéria orgânica além da geração de lixiviado e gases. O lixiviado apresenta elevadas concentrações de compostos orgânicos e nitrogênio enquanto os gases são compostos principalmente de dióxido de carbono e metano que representam perdas de carbono e outros elementos. Estas perdas podem ser determinadas com a Análise de Fluxo de Substâncias (AFS). O resultado da AFS pode ser usado para determinar a pegada de carbono do aterro. O objetivo deste trabalho foi aplicar a AFS para estimar as emissões e acúmulos de carbono em um aterro sanitário e, a partir destas informações, determinar a pegada de carbono. Ao longo de 20 anos o Aterro Sanitário da Extrema (ASE) perdeu 43% e acumulou 57% do total de carbono aterrado. A pegada de carbono total para o ASE foi de $2,1 \times 10^6$ toneladas de CO_2 eq. Desconsiderando as emissões de gás carbônico biogênico, a pegada de carbono do aterro foi $2,3 \times 10^5$ toneladas de CO_2 eq. Ações de redução da geração de resíduos, separação no local de geração, compostagem e digestão dos resíduos orgânicos podem contribuir para reduzir a pegada de carbono dos aterros sanitários.

Palavras-chave: análise de fluxo de substâncias, aterro sanitário; pegada de carbono, resíduos sólidos urbanos.

INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários apesar de ser uma das formas de disposição de resíduos mais ambientalmente adequadas e de possuírem tecnologias de operação e controle, apresentam desvantagens [1]. As condições de degradação não são ótimas e acarretam prolongamento da existência de matéria orgânica além da geração de lixiviado e gases [2].

A composição do lixiviado e dos gases do aterro sanitário dependem da composição dos resíduos aterrados e dos processos físicos, químicos e biológicos que atuam no sistema. Os lixiviados de aterros sanitários de RSU apresentam elevadas concentrações de compostos orgânicos e nitrogênio [3]. Já nos gases predominam metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) e, em menores quantidades pode-se encontrar nitrogênio [4].

Os gases CO_2 e CH_4 são as principais formas em que o carbono é perdido em um aterro sanitário. Além disso, carbono também é perdido junto com outros nutrientes no lixiviado [5].

Para Christensen et al. [6] as emissões de gases do efeito estufa são um aspecto ambiental chave na avaliação de tecnologias e estratégias de gerenciamento de resíduos.

As emissões de carbono na forma de CO₂ e CH₄ permitem determinar a pegada de carbono de um determinado sistema, como fizeram Ramachandra et al. [7] para resíduos sólidos gerados em diferentes residências em Bangalore na Índia.

Tanto as perdas de carbono quanto o acúmulo em um aterro sanitário podem ser determinadas através de uma análise de fluxo de substâncias (AFS). A AFS é uma ferramenta utilizada para avaliar os fluxos e estoques de uma substância dentro de um sistema definido em um determinado tempo e espaço [8]. O princípio fundamental da AFM é o balanço de massas, ou seja, a soma de todas as entradas de um sistema deve ser igual a todas as saídas mais alterações no estoque [9]. Com as massas determinadas, a partir de uma AFS é possível estimar os potenciais impactos ambientais de um aterro sanitário e sua pegada de carbono.

O objetivo deste trabalho foi aplicar a AFS para estimar as emissões e acúmulos de carbono em um aterro sanitário e, a partir destas informações, determinar a pegada de carbono considerando as emissões de CO₂ e CH₄.

METODOLOGIA

A AFS para o carbono foi aplicada no Aterro Sanitário da Extrema (ASE) cuja operação foi iniciada em junho de 1997 no município de Porto Alegre-RS. Localizado na zona sul do município, o aterro foi encerrado em 31 de dezembro de 2002. O monitoramento do lixiviado gerado vem sendo feito pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) de Porto Alegre desde o início da operação do aterro.

A quantificação dos resíduos aterrados foi fornecida pelo DMLU e sua composição gravimétrica foi obtida de Reis et al. [10]. Considerou-se para os RSU de Porto Alegre a fórmula química empírica C_{50,43}H_{80,45}O_{30,79}N obtida de Lohmann et al. [11]. Para a fração rapidamente degradável dos resíduos, composta de papel, papelão e matéria orgânica a fórmula empírica adotada foi C_{35,31}H_{59,36}O_{24,06}N enquanto para a fração lentamente degradável (embalagens multicamadas, madeira, borracha, têxteis e couros) considerou-se a fórmula empírica C_{17,18}H_{28,65}O_{8,38}N [11]. O teor de carbono em cada fração gravimétrica foi obtido a partir de dados da literatura.

A estimativa de geração dos gases CO₂ e CH₄ foi feita através do modelo triangular de Tchobanoglous et al. [5] considerando as fórmulas C_{35,31}H_{59,36}O_{24,06}N e C_{17,18}H_{28,65}O_{8,38}N para as frações rápida e lentamente degradáveis dos resíduos. A partir destes gases determinou-se a massa de carbono perdida através das emissões gasosas do aterro.

A quantificação de carbono no lixiviado foi feita a partir de dados de volume de lixiviado gerado e da demanda química de oxigênio (DQO) fornecidos pelo DMLU.

Os dados de entrada e saída do ASE alimentaram a AFS para a qual se utilizou o programa STAN 2.6 desenvolvido pelo *Institute for Water Quality, Resources and Waste Management* da *Vienna University of Technology* [12].

A pegada de carbono, no caso do ASE, foi calculada a partir da soma das massas de CO₂ e CH₄ multiplicadas por seus respectivos fatores de caracterização para o impacto aquecimento global resultando em toneladas de CO₂ equivalente (t CO₂ eq.). Os fatores de caracterização de impacto foram obtidos da metodologia CML-IA *database* versão 4.5 já que este é um método indicado para o Brasil e que abrange categorias de impactos aplicáveis às emissões determinadas [13]. Considerou-se como fator de impacto para o CO₂ e o CH₄, respectivamente 1 e 28 kg CO₂ eq./kg.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição gravimétrica, a umidade e o teor de carbono para os RSU de Porto Alegre no ano de 1997 são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Composição gravimétrica, teor de carbono e umidade dos RSU de Porto Alegre em 1997

	Composição gravimétrica (%)	Teor de carbono (% em peso seco)	Umidade (%)
Papel	11,26	41,43	5,95
Papelão	3,75	38,36	5,2
Embalagem multicamadas	1,27	43,1	8
Metais	2,53	4,25	3
Plásticos	12,41	56	0,3
Madeira	0,87	45,69	9,31
Têxteis e couros	2,78	53,16	10
Borracha	0,05	43,94	9,3
Vidro	1,91	0,4	2
Rejeito	11,00	41,8	5
Matéria orgânica	52,10	48	65,25
Inertes	0,07	26,3	8

Fonte: [5], [10], [14], [15], [16], [17], [18], [19]

Os RSU de Porto Alegre continham principalmente matéria orgânica em sua composição em 1997. Plásticos, papel e rejeito eram as frações com maior porcentagem depois da matéria orgânica. As frações matéria orgânica, plásticos, papel e rejeito representam 86,7% da composição dos RSU destinados ao ASE.

Figura 1: Fluxo de carbono no ASE nos anos de 1997 e 1998

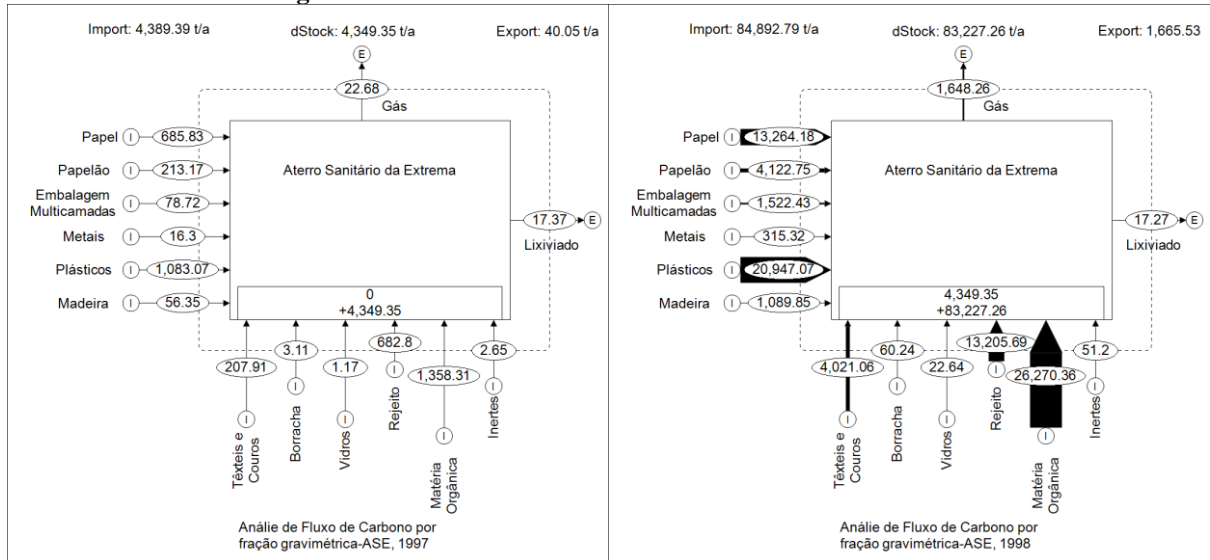


Figura 2: Fluxo de carbono no ASE nos anos de 1999 e 2000

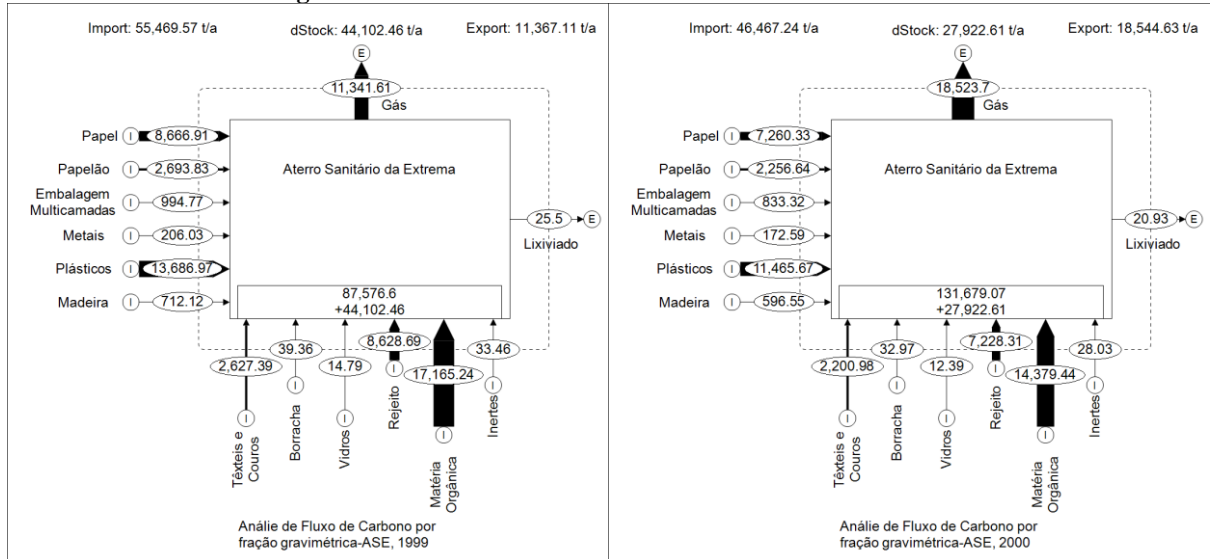
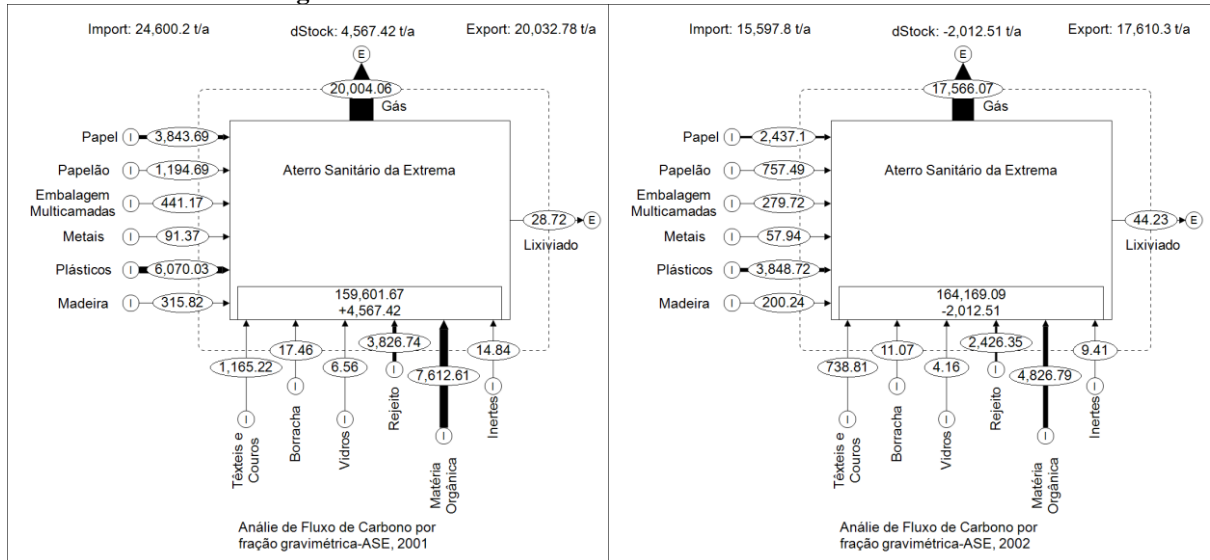


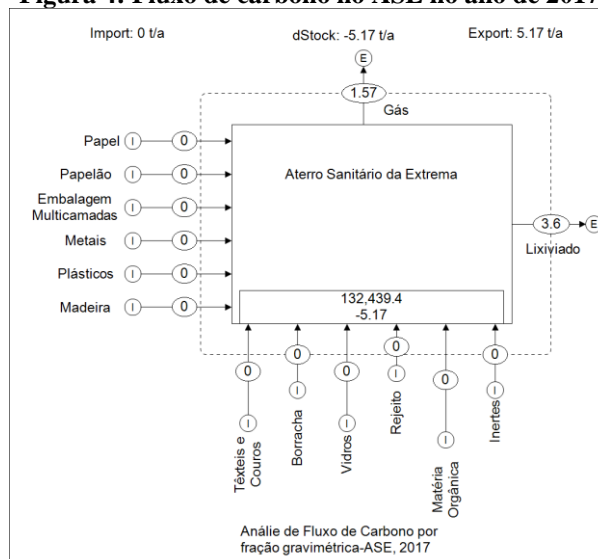
Figura 3: Fluxo de carbono no ASE nos anos de 2001 e 2002



Os fluxos de carbono para o ASE nos anos de 1997 a 2002 são apresentados nas Figuras 1 a 3. De 1997 a 2002 foram depositadas 231.417 toneladas de carbono no ASE.

Pode-se observar no fluxo de carbono que as maiores perdas deste elemento ocorrem pela emissão de gases, principalmente CO₂ e CH₄.

Figura 4: Fluxo de carbono no ASE no ano de 2017



A Figura 4 apresenta o fluxo de carbono no ano de 2017, vinte anos após o início da operação do ASE.

A AFS para o carbono mostra que quase 43% do C depositado no aterro é perdido na forma de emissões atmosféricas. Este valor é próximo ao encontrado por Stanisavljevic e Brunner [20] em um aterro sanitário na Sérvia. De acordo com estes autores quase 50% de C contido em RSU é eliminado na forma de emissões gasosas no aterro.

O ASE acumulou, ao longo de 20 anos, 57% do total de carbono aterrado. As perdas mais significativas ocorreram nos primeiros 10 anos do ASE. Neste período 41,4% do carbono aterrado havia sido perdido e o aterro acumulava 58,6% deste. Morello et al. [21], em um experimento de simulação de aterro sanitário, observaram que após 10 anos mais de 55% do carbono inicialmente presente no resíduo fresco aterrado permanecia acumulado.

As frações gravimétricas que mais contribuíram para a entrada de carbono no aterro sanitário foram matéria orgânica, plástico, papel e rejeito totalizando, respectivamente, 31, 24, 15,6 e 15,5% do total conforme pode se observar nas Figuras 1 a 3.

Considerando o total de emissões de CO₂ e CH₄ a pegada de carbono do ASE, no período de 1997 a 2017 foi de $2,1 \times 10^6$ t CO₂ eq.

Desconsiderando as emissões de CO₂ biogênico proveniente das frações matéria orgânica, papel e papelão, que segundo Cifrian et al. [22] não geram impacto líquido no aquecimento global, a pegada de carbono para o ASE foi de $2,3 \times 10^5$ t CO₂ eq. no mesmo período.

A pegada de carbono para o ASE é resultante da análise de dados de emissões de CO₂ e CH₄ não considerando a coleta, o tratamento ou queima dos gases. Em comparação com um estudo feito em Malta por Camilleri-Fenech et al. [23] a pegada de carbono do ASE é maior devido, possivelmente, ao fato do estudo de Camilleri-Fenech et al. [23] considerar a coleta e o tratamento dos gases. Estes autores obtiveram uma pegada de carbono de 268.463 t CO₂ eq. considerando a destinação aproximada de 210.156 toneladas de resíduos para um aterro sanitário.

Oliveira e Pires [24] obtiveram, para um aterro sanitário recebendo 829.229 toneladas de resíduos, aproximadamente 6.000.000 t CO₂ eq. para o potencial de aquecimento global, o que significa que a pegada de carbono para este aterro foi de 6.000.000 t CO₂ eq. O valor obtido por Oliveira e Pires [24] é maior do que a pegada de carbono do ASE provavelmente pelo fato destes autores considerarem emissões diretas das operações e indiretas da aquisição de materiais como, combustível e eletricidade, utilizarem dados de emissão próprios do programa computacional adotado e trabalharem com resíduos com uma composição diferente.

Percebe-se que é difícil comparar os resultados da pegada de carbono, representada pelos gases do efeito estufa, uma vez que os modelos utilizados trazem diferenças no resultado final. Alguns modelos utilizam fatores de emissão agregados para todo o sistema de gerenciamento de resíduos enquanto outros usam um fator específico para as etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final. Os materiais que compõem os resíduos e os diferentes gases considerados também interferem nos resultados. O mesmo vale para escolha de contabilizar ou não o carbono biogênico [22].

Apesar das dificuldades de comparação é visível que a destinação de resíduos para aterros sanitários traz impactos ambientais negativos. Programas de redução e/ou reciclagem de plástico e papel poderiam reduzir a quantidade de carbono depositada em aterros sanitários e a sua pegada de carbono. Assim como, a destinação da matéria orgânica para sistemas alternativos aos aterros como compostagem e digestão anaeróbia. Cifrian et al. [22] indicam que diminuir a geração de resíduos e desviar os resíduos de aterro podem ajudar a reduzir a pegada de carbono de um aterro sanitário.

Zhou et al. [25] sugerem que minimização da geração de resíduos, separação dos RSU nos locais de geração, reciclagem, inovação tecnológica da incineração, compostagem e

digestão dos resíduos orgânicos e mineração do aterro podem reduzir a emissão de carbono e, assim, impactar positivamente seu ciclo urbano.

A efetiva aplicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) [26] também contribuiria para a redução do carbono destinado a aterros sanitários no Brasil. A referida lei determina que apenas rejeitos podem ser dispostos nos aterros sanitários brasileiros. Isso significa que as quantidades de resíduos e carbono nestes locais reduziriam consideravelmente assim como a pegada de carbono.

CONCLUSÕES

Ao longo de 20 anos o ASE perdeu 43% e acumulou 57% do total de carbono aterrado.

As frações gravimétricas que mais contribuíram para a entrada de carbono no aterro sanitário foram matéria orgânica, plástico, papel e rejeito.

A AFS para o carbono mostra que quase 43% do carbono depositado no aterro é perdido na forma de emissões atmosféricas valor este próximo ao indicado em outros estudos. Após 20 anos, o ASE ainda acumulava 57% do carbono aterrado sendo que as perdas mais significativas ocorreram nos primeiros 10 anos quando 41,4% do carbono já havia sido perdido.

A pegada de carbono total para o ASE foi de $2,1 \times 10^6$ t CO₂ eq. Desconsiderando as emissões de gás carbônico biogênico, a pegada de carbono do aterro foi $2,3 \times 10^5$ t de CO₂ eq. A comparação da pegada de carbono do ASE com outros estudos não é simples, devido aos modelos utilizados para determinar as emissões, a composição dos resíduos, aos gases considerados e a contabilização ou não do carbono biogênico.

Apesar das dificuldades de comparação é visível que a destinação de resíduos para aterros sanitários traz impactos ambientais negativos. A redução da geração de resíduos, separação no local de geração, compostagem e digestão dos resíduos orgânicos podem contribuir para reduzir a quantidade de carbono destinadas a aterros sanitários, e consequentemente reduzir sua pegada de carbono.

A destinação apenas de rejeitos para aterros sanitários, conforme determina a PNRS, contribuiria para a redução do carbono aterrado bem como redução das emissões e da pegada de carbono dos aterros.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores

agradecem ao DMLU-PMPA, Departamento Municipal de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, e ao Eng. Químico Eduardo Fleck.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] O’leary PR, Tchobanoglous G. Landfilling. In: Kreith F; Tchobanoglous G., editors. Handbook of Solid Waste Management. Second New York: The McGraw-Hill Companies, 2002. p. 950.
- [2] Hassan MA, Yacob S, Chung C et al. Kitchen Refuse Fermentation. In: Wang LK, Tay J, Tay STL, Hung Y, editors. Handbook of Environmental Engineering Vol 11- Environmental Bioengineering. New York: Human Press c/o Springer Science+Business Media; 2010. p. 193–210.
- [3] Ehrig HJ, Robinson, H. Landfilling: Leachate Treatment. In: Christensen TH, editor. Solid Waste Technology and Management - V.II. Denmark: John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 858–897.
- [4] El-fadel M; Findikakis AN; Leckie JO. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. J Environ Manage. 1997, 50(1): 1–25.
- [5] Tchobanoglous G, Theisen H, Samuel V. Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues. Boston: McGraw Hill, 1993.
- [6] Christensen TH, Gentil, E, Boldrin A, et al. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. Waste Manage Res. 2009, 27(8): 707–715.
- [7] Ramachandra TV, Bharath, HA, Kulkarni G, et al. Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. Renew Sust Energ Rev. 2018, 82(-): 1122–1136.
- [8] Brunner PH, Rechberger H. Practical Handbook of Material Flow Analysis. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, 2004.
- [9] Allesch A, Brunner PH. Material flow analysis as a decision support tool for waste management: A literature review. J Ind Ecol. 2015, 19(5): 753–764.
- [10] Reis MFP, Ellwanger, RM, Gonçalves N Jr, Onofrio ET. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS – ano 2002. In: Anais do I Congresso Brasileiro de Agroecologia, 2003, Porto Alegre-RS: EMATER/RS, 2003.
- [11] Lohmann G, Gehrling, GR, Cybis LFA. Uso de matriz pedigree modificada na escolha de dados de composição elementar de resíduos sólidos urbanos. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica. No prelo.
- [12] Cencic O. STAN User Manual. ViennaVienna University of Technology - Institute for Water Quality, Resources and Waste Management: 2012.

- [13] Mendes NC. Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil [master's thesis]. São Paulo: Universidade de São Paulo; 2013.
- [14] Ansah E, Wang L, Shahbazi A. Thermogravimetric and calorimetric characteristics during co-pyrolysis of municipal solid waste components. *Waste Manage.* 2016 56(-): 196–206.
- [15] Baawain M, Al-Mamum A, Omidvarborna H, Al-Amri W. Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat. *J Clean Prod.* 2017, 148(-): 355–362.
- [16] Hla SS, Roberts D. Characterisation of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia. *Waste Manage.* 2015, 41(-): 12–19.
- [17] Igoni AH, Ayotamuno MJ, Ogaji SOT, Probert SD. Municipal solid-waste in Port Harcourt, Nigeria. *Appl Energ.* 2007, 84(-): 664–670.
- [18] Komilis D, Evangelou A, Giannakis G, Lympiris C. Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. *Waste Manage.* 2012, 32(-): 372–381.
- [19] Shi H, Mahinpey N, Aqsha A, Silbermann R. Characterization, thermochemical conversion studies, and heating value modeling of municipal solid waste. *Waste Manage.* 2016, 48(-): 34–47.
- [20] Stanisavljevic N, Brunner PH. Combination of material flow analysis and substance flow analysis: A powerful approach for decision support in waste management. *Waste Manage Res.* 2014, 32(8):0733–744.
- [21] Morello L., Raga R, Sgarbossa P, et al. Storage potential and residual emissions from fresh and stabilized waste samples from a landfill simulation experiment. *Waste Manage.* 2018, 75(-): 372–383.
- [22] Cifrian E, Galan B, Andres A, Viguri JR. Material flow indicators and carbon footprint for MSW management systems: Analysis and application at regional level, Cantabria, Spain. *Resour Conserv Recy.* 2012, 68(-): 54–66.
- [23] Camilleri-Fenech, M.; Oliver-Solà, J.; Farreny, R.; Gabarrell, X. Where do islands put their waste?-A material flow and carbon footprint analysis of municipal waste management in the Maltese Islands. *Journal of Cleaner Production*, v. 195, p. 1609–1619, 2018.
- [24] Oliveira, A. L. A. R. de; Pires, A. de A. C. Avaliação do ciclo de vida de cenários de gestão dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal. 2o Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. Anais...Foz do Iguaçu-PR: 2019
- [25] Zhou C, Huang H, Cao A, Xu W. Modeling the carbon cycle of the municipal solid waste management system for urban metabolism. *Ecol Model.* 2015, 318(-): 150–156.

[26] Brasil. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasil, Diário Oficial da União, 2010.

5.3 ANÁLISE DE FLUXO DE NITROGÊNIO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS

ANÁLISE DE FLUXO DE NITROGÊNIO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS

Gabriele Lohmann – Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Doutoranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. gabi.lohmann@gmail.com

Gino Roberto Gehling – Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnica da Catalunya, Espanha. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre-RS. grgehling@gmail.com

Luiz Fernando de Abreu Cybis – Doutor em Engenharia Sanitária e Ambiental pela The University of Leeds, Inglaterra. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

A cada ano são geradas, no mundo, cerca de 1,47 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos. Projeções estimam que estes valores chegarão a 3,52 e 4,16 bilhões em 2025 e 2050. Do total de Resíduos Sólidos Urbanos gerados no Brasil, aproximadamente 59,1% são dispostos em aterros sanitários. Os resíduos aterrados são compostos por diferentes substâncias e nutrientes, como o carbono, o nitrogênio e o fósforo cuja análise do fluxo permite avaliar as perdas por emissões e o acúmulo em um sistema ao longo do tempo. Para isso são utilizadas ferramentas como a Análise de Fluxo de Substâncias. Este estudo teve por objetivo analisar os fluxos de entrada e saída de nitrogênio em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS e os impactos ambientais das emissões. Para isto utilizou-se o programa STAN 2.6. Para cálculo dos impactos ambientais foi utilizada a metodologia CML-IA *database* versão 4.5. Durante vinte anos 67,4% do nitrogênio aterrado foi eliminado através das emissões atmosféricas e 12,8% no lixiviado. Após 20 anos, 19,8% permanecia acumulado no aterro sanitário. Estas perdas apresentam potencial para causar impactos de eutrofização e acidificação. A redução do envio de resíduos a aterros sanitários é uma forma de reduzir seus impactos.

Palavras-chave: análise de fluxo de substâncias, impactos ambientais, resíduos sólidos urbanos, lixiviado, emissões.

INTRODUÇÃO

A cada ano são geradas, no mundo, cerca de 1,47 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos o equivalente a 463 kg per capita. Projeções estimam que estes valores chegarão a 3,52 e 4,16 bilhões em 2025 e 2050 (Zaman, 2016). No Brasil, em 2017, foram geradas 78,4 milhões de toneladas de RSU. Deste montante 59,1% foram dispostos em aterros sanitários (Abrelpe, 2018).

O aterro sanitário é a forma de disposição de resíduos mais ambientalmente adequada, pois é projetado e operado de maneira a minimizar impactos ambientais e de saúde pública

(O'leary e Tchobanoglous, 2002). Apesar das tecnologias de operação e controle adotadas, os aterros sanitários apresentam algumas desvantagens. As condições de degradação não são ótimas e acarretam no prolongamento da existência de matéria orgânica além da geração de lixiviado e gases (Hassan, Yacob, Chung, Shirai e Hung, 2010).

A composição dos RSU encaminhados para aterros pode refletir no acúmulo de materiais e substâncias dentro deste. Cerca de 30% dos municípios brasileiros não possuíam, em 2017, iniciativas de coleta seletiva. Isso implica no envio inadequado de materiais recicláveis, como vidro e metal, a aterros sanitários (Abrelpe, 2018).

Os resíduos são compostos por diferentes substâncias e nutrientes, como o carbono, o nitrogênio e o fósforo. A análise do fluxo destas substâncias e dos materiais em aterros sanitários permite avaliar as perdas por emissões e o acúmulo em um sistema ao longo do tempo.

Avaliar estes fluxos é possível com as ferramentas de análise de fluxo de materiais (AFM) e análise de fluxo de substâncias (AFS). A AFM é baseada no princípio do balanço de massas segundo o qual a soma de todas as entradas de um sistema deve ser igual a todas as saídas mais alterações no estoque (Allesch e Brunner, 2015). A AFS segue o mesmo princípio da AFM, porém é específica para nomear o fluxo de substâncias em um sistema.

A ferramenta difundiu-se em diversas áreas, como controle de processo, gerenciamento de resíduos sólidos e efluentes, manejo de nutrientes, gestão da qualidade da água, recuperação e conservação de recursos, *design* de produto, análise de ciclo de vida e avaliação de impactos ambientais (Brunner e Rechberger, 2004).

A ferramenta de AFS pode ser aplicada para verificar o acúmulo de materiais ou substâncias em aterros sanitários e avaliar os seus potenciais impactos ambientais. Com a AFS é possível rever o fluxos de substâncias como o nitrogênio encontrado nos RSU e um dos maiores constituintes do lixiviado com uma alta carga poluente que requer um tratamento oneroso deste lixiviado (Pessin et al., 2006). Com estas informações pode-se reavaliar a destinação de RSU para aterros sanitários.

O objetivo deste trabalho foi fazer uma análise do fluxo de nitrogênio em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS e assim, verificar os principais fluxos de entrada e saída do elemento no sistema e avaliar os potenciais impactos ambientais associados às perdas de nitrogênio nesta forma de disposição final de RSU.

METODOLOGIA

O sistema adotado para a AFS foi o Aterro Sanitário da Extrema (ASE) cuja operação foi iniciada em junho de 1997 no município de Porto Alegre-RS. Localizado na zona sul do município, o aterro foi encerrado em 31 de dezembro de 2002. O monitoramento do lixiviado gerado vem sendo feito pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) de Porto Alegre desde o início da operação do aterro.

A quantidade de resíduos aterrada foi fornecida pelo DMLU do município. A composição gravimétrica foi obtida de Reis, Ellwanger, Gonçalves Junior e Onofrio (2003). Considerou-se para os RSU de Porto Alegre a fórmula química empírica $C_{50,43}H_{80,45}O_{30,79}N$. Para a fração rapidamente degradável dos resíduos, composta de papel, papelão e matéria orgânica a fórmula empírica adotada foi $C_{35,31}H_{59,36}O_{24,06}N$ enquanto para a fração lentamente degradável (embalagens multicamadas, madeira, borracha, têxteis e couros) considerou-se a fórmula empírica $C_{17,18}H_{28,65}O_{8,38}N$ (Lohmann, Gehling e Cybis, no prelo).

As saídas do aterro correspondem às emissões de gases e lixiviados. A quantificação dos gases emitidos foi feita através do modelo triangular de Tchobanoglous; Theisen e Samuel (1993) considerando as fórmulas $C_{35,31}H_{59,36}O_{24,06}N$ e $C_{17,18}H_{28,65}O_{8,38}N$ para as frações rápida e lentamente degradáveis dos resíduos. Com estes dados determinou-se a quantidade de nitrogênio perdido na forma de gás.

A quantificação de nitrogênio no lixiviado foi feita a partir de dados de volume de lixiviado gerado, e concentração de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico, fornecidos pelo DMLU.

Os dados listados acima foram utilizados como entrada e saída da AFS do sistema ASE. Para essa AFS utilizou-se o programa STAN 2.6 desenvolvido pelo *Institute for Water Quality, Resources and Waste Management* da *Vienna University of Technology* (Stan, 2017).

Para a avaliação dos impactos ambientais optou-se por um método indicado para o Brasil e que abrangesse categorias de impactos aplicáveis às emissões determinadas (Mendes, 2013). Para isso utilizou-se a metodologia CML-IA *database* versão 4.5.

Tabela 1: Fatores de caracterização dos impactos avaliados

Emissão (kg)		Fatores de caracterização	
		Acidificação (kg SO ₂ eq./ kg emissão)	Eutrofização (kg PO ₄ eq./kg emissão)
Gás	NH ₃	1,6	0,35
	NO ₂	0	0,1
Lixiviado	NO ₃	0	0,1
	NH ₃	0	0,35
	N _{org}	0	0,42

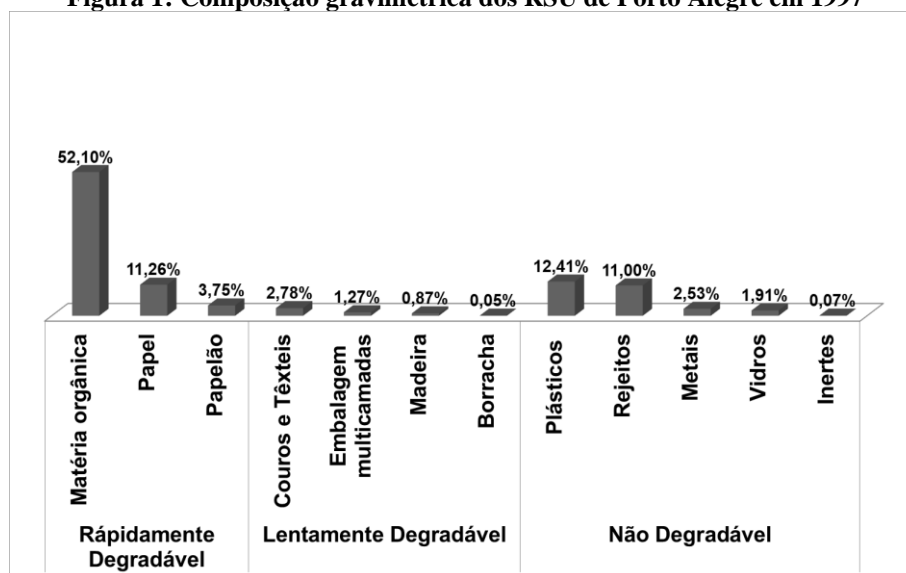
Fonte: (Oers, 2015)

O cálculo do impacto ambiental potencial se deu pelo somatório das massas emitidas por seus respectivos fatores de caracterização, este último obtido método CML-IA e apresentado na Tabela 1.

RESULTADOS

A composição gravimétrica dos resíduos destinados ao ASE de 1997 a 2002 é apresentada na Figura 1. Observa-se que a matéria orgânica corresponde a 52,10% do total aterrado. A fração rapidamente degradável representa a maior parte destes RSU correspondendo a 67,11% dos RSU aterrados. Os materiais não degradáveis aparecem em segundo lugar em termos da composição dos RSU (27,92%).

Figura 1: Composição gravimétrica dos RSU de Porto Alegre em 1997



Fonte: (Reis et al., 2003)

As análises de fluxo de nitrogênio no ASE nos anos de 1997 a 2002, período em que o aterro operava, são apresentadas nas Figuras 2 a 4.

Desde o início da operação, em 1997, até o seu encerramento em 2002, o aterro recebeu 5.351,8 toneladas de nitrogênio.

Logo após o fim da operação em 2002, o acúmulo de nitrogênio era superior a 2.600 toneladas (Figura 4). Após o encerramento do aterro, não havia mais fluxo de entrada de nitrogênio, porém o material acumulado ao longo dos anos de operação manteve as emissões de nitrogênio para o meio externo.

Na Figura 5 são apresentados os fluxos de nitrogênio no ano de 2017, vinte anos após o início das operações.

Figura 2: Fluxo de nitrogênio no ASE nos anos de 1997 e 1998

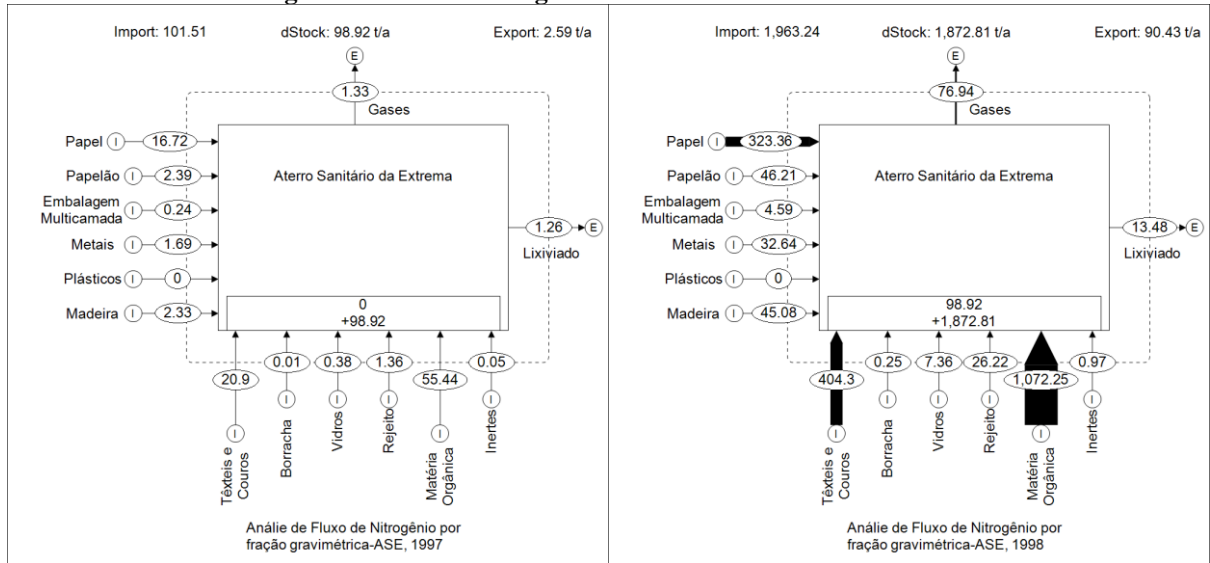


Figura 3: Fluxo de nitrogênio no ASE nos anos de 1999 e 2000

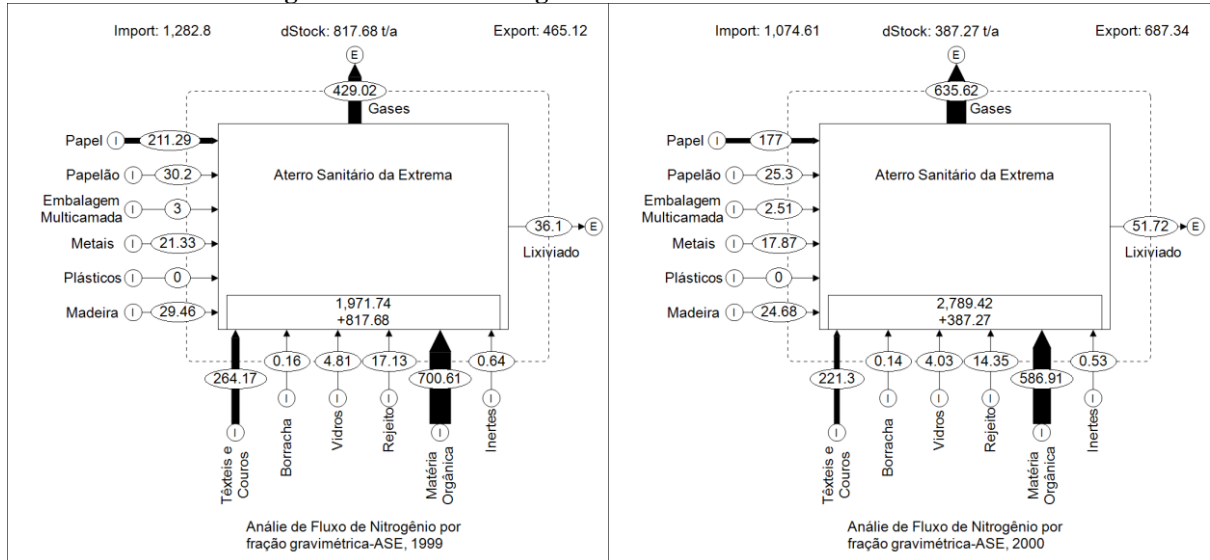


Figura 4: Fluxo de nitrogênio no ASE nos anos de 2001 e 2002

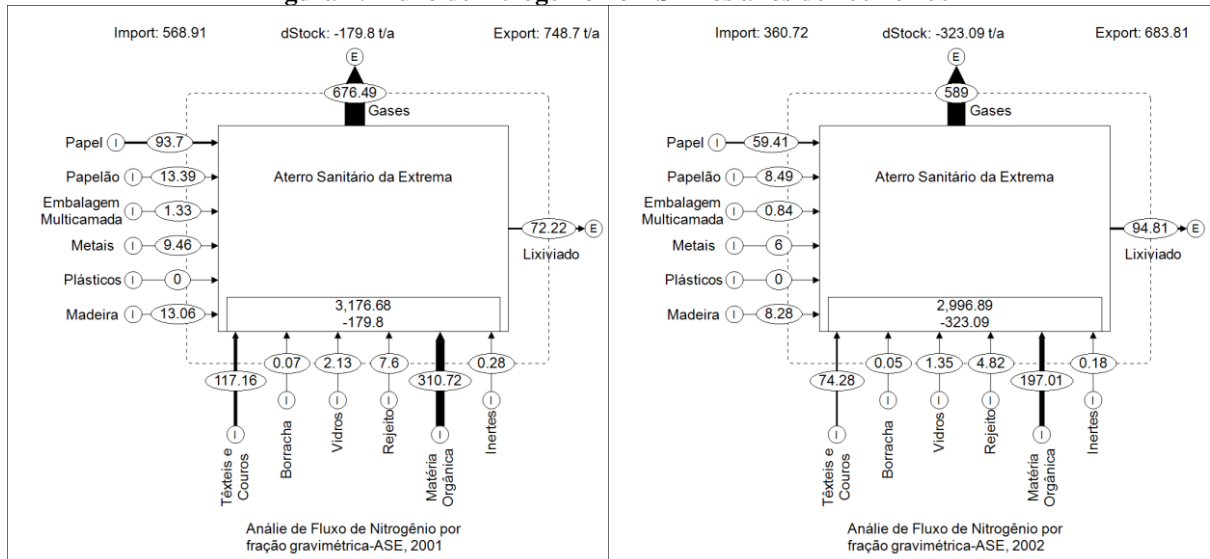
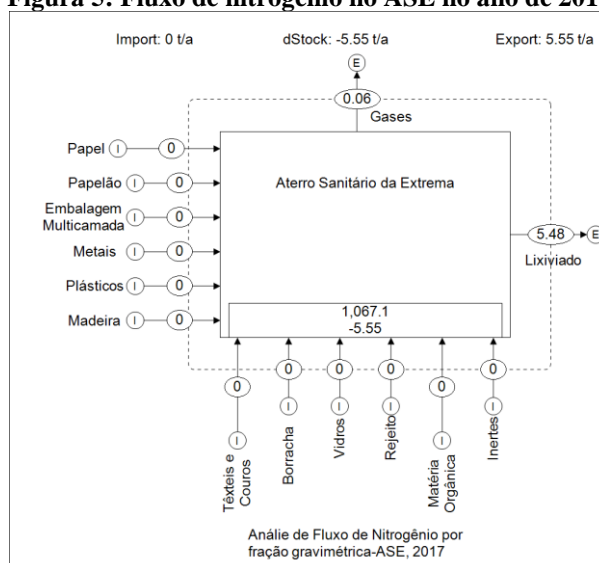


Figura 5: Fluxo de nitrogênio no ASE no ano de 2017

As perdas a longo prazo são evidentes quando se observa que após vinte anos desde o início da operação, o aterro sanitário da Extrema apresentava um acúmulo aproximado de 1.061 toneladas de nitrogênio (Figura 5).

As mais de 2.600 toneladas acumuladas ao final de 2002 se reduziram a 1.061 toneladas em 2017 e isso confirma que o material acumulado representa uma fonte constante de emissões para o meio externo (Stanisavljevic e Brunner, 2014). Além disso, representa a perda de um recurso com potencial de utilização como fertilizante (Coppens, Meers, Boon, Buysse e Vlaeminck., 2016).

Ao longo de 20 anos, 67,4% do nitrogênio disposto no aterro sanitário da Extrema foi perdido através de emissões atmosféricas, 12,8% emitido no lixiviado e 19,8 permanecia acumulado. De 1997 a 2007 as perdas de nitrogênio já correspondiam a aproximadamente 73% do total aterrado.

As perdas de nitrogênio no ASE são maiores do que aquelas reportadas em outros estudos. Morello et al. (2018) verificaram em uma simulação de aterro sanitário que, após 10 anos, 53% do nitrogênio permanecia no resíduo aterrado. Já Stanisavljevic e Brunner (2014) citam aproximadamente 38% de perdas de nitrogênio em aterros sanitários. Estas diferenças podem estar relacionadas com os coeficientes e métodos usados para a determinação das emissões atmosféricas e de lixiviado e as condições de degradação para cada caso, considerando os métodos de análise utilizados por Morello et al. (2018) e o monitoramento do lixiviado no ASE.

As Figuras 2 a 4 destacam os materiais aterrados responsáveis pela entrada de maior quantidade de nitrogênio. O fluxo de nitrogênio a partir da matéria orgânica é o que se destaca.

É evidente que ações para reduzir o envio de matéria orgânica para um aterro sanitário são necessárias. Sem uma avaliação detalhada destas alternativas não é possível afirmar que resultam em menor emissão de nitrogênio. O fato é que a compostagem, ao contrário do aterro, permite o reaproveitamento de parte deste nitrogênio já que o material biodegradado é usado como adubo orgânico.

Os impactos ambientais associados às emissões avaliadas são acidificação e eutrofização. O potencial de acidificação está relacionado com a emissão de NH_3 no gás do aterro e resultou em $7,0 \times 10^6 \text{ kg SO}_4 \text{ eq.}$ (Figura 6).

Figura 6: Potencial de acidificação considerando as emissões de nitrogênio no ASE

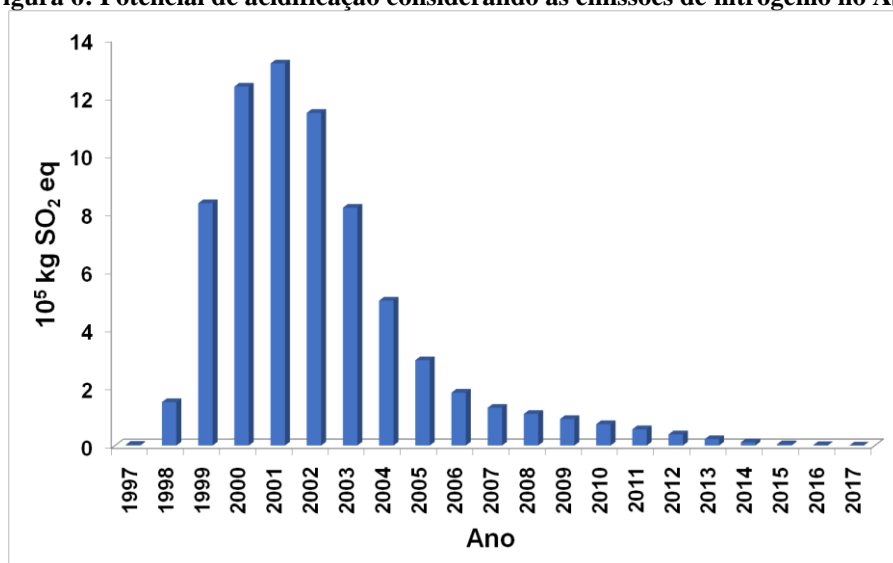
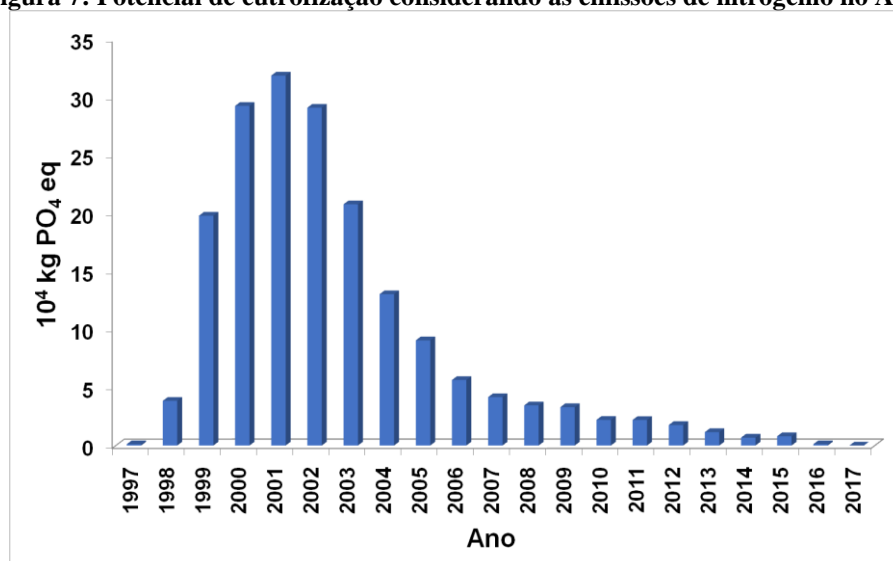


Figura 7: Potencial de eutrofização considerando as emissões de nitrogênio no ASE



O potencial de eutrofização apresentado na Figura 7 está relacionado com as emissões atmosféricas e a as perdas de nitrogênio no lixiviado. De um potencial impacto de $1,82 \times 10^6$ kg PO₄ eq., 84,2% são devido às emissões gasosas de nitrogênio enquanto as diferentes formas de nitrogênio no lixiviado são responsáveis por 15,8% do impacto.

Os potenciais de acidificação e eutrofização são elevados quando comparados com dados de outros estudos. Vale lembrar que os impactos avaliados no presente trabalho não consideraram a coleta e o tratamento de emissões atmosféricas e lixiviado e isto elevou os potenciais impactos para o ASE.

Reichert (2013) considerou a destinação de cerca de 376.000 toneladas de RSU para um aterro sanitário com coleta de 70% dos gases gerados e de 98% do lixiviado sendo a eficiência de tratamento do lixiviado de 95%. Com estas considerações Reichert (2013) obteve um potencial de acidificação de 90 t SO₂ eq. e de eutrofização de 20 t PO₄ eq.

Para a destinação de 6.430 toneladas de RSU em aterro sanitário com 70% de eficiência de coleta de gases e 98% de lixiviado com 95% de eficiência no tratamento deste lixiviado, Mersoni e Reichert (2017) verificaram um potencial de acidificação de 1,9 t SO₂ eq. e de eutrofização de 0,43 t. PO₄ eq.

Mengue et al. (2015) avaliou a destinação de 612 toneladas de RSU para um aterro sanitário com 90% de eficiência nas coletas de gases e lixiviado e 70% de eficiência no tratamento deste lixiviado. Para esta situação estes autores chegaram a um potencial de eutrofização de, aproximadamente, 0,11 t PO₄ eq. e de acidificação de 0,65 t SO₂ eq.

Já era esperado que as emissões atmosféricas no ASE fossem responsáveis pela maior parte dos impactos ambientais devido ao fato das maiores perdas de nitrogênio no aterro sanitário estarem associadas aos gases gerados.

Considerando toda a massa de resíduos depositada no aterro, os impactos e perdas associados a estes poderiam ser evitados com a aplicação de um dos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS): não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos (Lei n. 12305, 2010). Este é um grande desafio em um país como o Brasil que desperdiça 41 mil toneladas de alimentos por ano (Cruz, 2016).

A PNRS estabelece a disposição final adequada apenas dos rejeitos (Lei n. 12305, 2010). Essa medida provocaria uma redução significativa no acúmulo e nas perdas de nitrogênio em aterros sanitários. Como se observa nas Figuras 2 a 4, os rejeitos representam uma parcela pequena de nitrogênio que entra no aterro. Encontrar alternativas para a fração orgânica e incentivar a reciclagem reduziriam a quantidade de nitrogênio nos aterros.

As Figuras 2 a 4 demonstram que são enviados para disposição final muitos materiais com potencial de reciclagem. Incentivos a reciclagem destes materiais e educação ambiental da população são maneiras de reduzir o envio de RSU para os aterros sanitários no Brasil. Além de reduzir materiais e substâncias acumuladas essas iniciativas aumentariam a vida útil do aterro sanitário.

Pensando no Brasil, o nitrogênio depositado nos aterros pode alcançar valores muito elevados. Isso pode ser notado a partir de dados da quantidade de resíduos cuja destinação final é o aterro sanitário. Só em 2017, mais de 42 milhões de toneladas de resíduos foram depositadas nos aterros (Abrelpe, 2018). Se esta quantidade de resíduos tivesse as características dos RSU de Porto Alegre, a sua quantidade de nitrogênio seria superior a 270.000 toneladas só neste ano. Estes valores representam uma grande perda anual deste nutriente com potencial para utilização como fertilizante. Essa grande quantidade de nitrogênio afetaria, também, a quantidade e o tempo das perdas por emissões.

O pré-tratamento biológico e um sistema de triagem seguido de compostagem são opções, propostas por Pessin et al. (2006), de reduzir a quantidade de resíduos e, conseqüentemente de nitrogênio depositados nos aterros sanitários.

O objetivo do pré-tratamento é a oxidação parcial da matéria orgânica, visando à redução da quantidade de resíduos a ser aterrada e conseqüentemente dos impactos do aterro sanitário. Neste processo não há uma triagem prévia dos resíduos. Utiliza-se um sistema mecânico apenas para retirada de peças grosserias, rompimento das embalagens que contêm os resíduos e homogeneização (Pessin et al., 2006).

No processo de compostagem precedido da triagem os objetivos são a redução de resíduos destinados aos aterros, reciclagem de materiais e obtenção de adubo orgânico (Pessin et al., 2006).

Todas as alternativas apresentadas indicam que a melhor maneira de reduzir as emissões e acúmulos de nitrogênio em aterros sanitários é reduzindo a quantidade de resíduos ali depositados. Essa redução pode ser alcançada com algum tratamento prévio ou destinação alternativa dos resíduos. Porém, a aplicação dos princípios da não geração, redução e reutilização pela população com certeza evitaria os impactos associados ao nitrogênio dos resíduos.

Cabe, também, aos gestores públicos implementar melhorias e incentivar a adesão a coleta seletiva nos municípios. Quase 30% dos municípios brasileiros não possuem iniciativas de coleta seletiva e estes deveriam prever a implantação desta prática (Abrelpe, 2018). A inexistência ou um sistema de coleta seletiva pouco eficiente contribuem para o acúmulo de

materiais e de substâncias, como o nitrogênio, em aterros sanitários. Evitar isso requer um esforço conjunto de geradores, administradores públicos, fabricantes e todos os envolvidos na gestão de resíduos sólidos.

CONCLUSÕES

Durante vinte anos 67,4% do nitrogênio aterrado foi eliminado através das emissões atmosféricas e 12,8% no lixiviado. Após 20 anos, 19,8% permanecia acumulado dentro do aterro sanitário. As perdas de nitrogênio no ASE são maiores do que o encontrado em outros trabalhos, possivelmente devido as características de degradação de cada aterro e a utilização de diferentes coeficientes e métodos para estimativa das emissões gasosas e lixiviado.

As emissões do aterro sanitário têm potencial para causar impactos de eutrofização e acidificação. O potencial de acidificação é de $7,0 \times 10^6$ kg SO_4 eq. e o de eutrofização $1,82 \times 10^6$ kg PO_4 eq. Estes impactos são maiores que os reportados em outros estudos devido ao fato que para o ASE não se considerou a coleta e o tratamento dos gases e do lixiviado.

Para reduzir os fluxos de nitrogênio em um aterro sanitário e os seus impactos é necessário reduzir a quantidade de resíduos ali dispostos. Incentivo à reciclagem reduziriam o envio de tais materiais a aterro sanitário, reduzindo o acúmulo de nitrogênio e materiais não biodegradáveis e aumentando a vida útil do aterro. Tais iniciativas estão alinhadas com a PNRS que determina a destinação apenas de rejeitos para aterros sanitários. Cabe ressaltar que é dever de geradores, administradores públicos, fabricantes e todos os envolvidos na gestão de resíduos sólidos a efetivação das medidas para reduzir a quantidade de nitrogênio em aterros sanitários

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem ao DMLU-PMPA, Departamento Municipal de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, e ao Eng. Químico Eduardo Fleck.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE (2018). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017, São Paulo, SP.

Allesch, A. Brunner, P. H. (2015). Material flow analysis as a decision support tool for waste management: A literature review. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 753–764. doi: <https://doi.org/10.1111/jiec.12354>

Brunner, P. H., Rechberger, H. (2004). *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Boca Raton: CRC Press LLC.

Coppens, J., Meers, E., Boon, N., Buysse, J., Vlaeminck, S. E. (2016). Follow the N and P road: High-resolution nutrient flow analysis of the Flanders region as precursor for sustainable resource management. *Resources, Conservation and Recycling*, 115(-), 9–21. doi: 10.1016/j.resconrec.2016.08.006

Cruz, E. P. (2016). Brasil desperdiça 41 mil toneladas de alimentos por ano, diz entidade. Agência Brasil, São Paulo. Recuperado de: <http://agenciabrasil.ebc.com.br/economia/noticia/2016-06/brasil-desperdica-40-mil-toneladas-de-alimento-por-dia-diz-entidade>

Hassan, M. A., Yacob, S., Chung, C. W., Shirai, Y., Hung, Y. (2010). Kitchen Refuse Fermentation. In: Wang, L. K., Tay, J. Tat, S. T. L., Hung, Y. (Eds.), *Handbook of Environmental Engineering Vol 11- Environmental Bioengineering*. (Chapter 6, p p. 193–210). New York: Human Press c/o Springer Science+Business Media.

Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Recuperado de http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm

Lohmann, G.; Gehling, G. R.; Cybis, L. F. de A. (no prelo). Uso de Matriz Pedigree Modificada na Escolha de Dados de Composição Elementar de Resíduos Sólidos Urbanos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*.

Mendes, N. C. (2013). *Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil* (Dissertação de Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo.

Mengue, D.M.; Trentin, A.W. da S.; Rodriguez, A.L.; Lopez, D.A.R.; Wermuth, T.B. (2015). Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos do município de Três Cachoeiras -RS. *Tecno-lógica*, v. 19, n. 2, p. 69–77.

Mersoni C.; Reichert, G. A. (2017). Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: O caso do município de Garibaldi, RS. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 5, p. 863–875.

Morello, L.; Raga, R.; Sgarbossa, P.; Rosson, E.; Cossu, Raffaello. (2018). Storage potential and residual emissions from fresh and stabilized waste samples from a landfill simulation experiment. *Waste Management*, v. 75, p. 372–383.

O'leary, P. R., Tchobanoglous, G. (2002). Landfilling. In: F. Kreith, & G. Tchobanoglous (Eds.), *Handbook of Solid Waste Management I* (2th ed, Chapter 14, pp. 950-). New York: The McGraw-Hill Companies.

Oers, L. V. (2015). CML-IA database, characterisation and normalisation factors for midpoint impact category indicators. Recuperado de: <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>

Pessin, N. Fernandes, F. Panarotto, C. T. Finotti, A. R. Schneider, V. E. Pereira da Silva, S. M. C. Hossaka, A. L. Telh, M. (2006). Métodos de Transformação e Aproveitamento da Fração Orgânica: Minimização da Quantidade de Resíduos Dispostos em Aterro. In: de Castilhos Junior, A. B. (Ed.). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. (1a ed., Cap. 2, pp. 17–63). Florianópolis: Prosab.

Reichert, G. A. (2013). Apoio à Tomada de Decisão por Meio da Avaliação do Ciclo de Vida em Sistemas de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos: O Caso de Porto Alegre. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 301 p.

Reis, M. F. P. Ellwanger, R. M. Gonçalves Junior, N. E. Onofrio, E. T. (2003) Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS – ano 2002. Congresso Brasileiro de Agroecologia, Porto Alegre, RS, Brasil, 1.

Stan (2017) (Versão 2.6) [Programa de computador]. Vienna: Institute for Water Quality, Resources and Waste Management Vienna University of Technology.

Stanisavljevic, N. Brunner, P. H. (2014). Combination of material flow analysis and substance flow analysis: A powerful approach for decision support in waste management. *Waste Management & Research*, 32(8), 733–744. doi: 10.1177/0734242x14543552

Tchobanoglous, G. Theisen, H. Samuel, V. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. Boston: McGraw Hill.

Stan (2017) (Versão 2.6) [Programa de computador]. Vienna: Institute for Water Quality,

Zaman, A. U. (2016). A comprehensive study of the environmental and economic benefits of resource recovery from global waste management systems. *Journal of Cleaner Production*, 124(-), 41–50. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.086>

5.4 ANÁLISE DE FLUXO DE FÓSFORO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS

ANÁLISE DE FLUXO DE FÓSFORO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS

Gabriele Lohmann – Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Doutoranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. gabi.lohmann@gmail.com

Gino Roberto Gehling – Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnica da Catalunya, Espanha. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre-RS. grgehling@gmail.com

Luiz Fernando de Abreu Cybis – Doutor em Engenharia Sanitária e Ambiental pela The University of Leeds, Inglaterra. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

O fósforo é um macronutriente indispensável para o desenvolvimento da agricultura e é um dos nutrientes essenciais encontrados nos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). As massas de fósforo perdidas ou acumuladas em um sistema de gerenciamento de resíduos ou em uma área de disposição final podem ser determinadas com uma Análise de Fluxo de Substâncias (AFS). A AFS é uma ferramenta que permite calcular as entradas e saídas e o acúmulo de uma substância dentro de um sistema definido em um período específico. Este trabalho objetivou aplicar a ferramenta de AFS no aterro sanitário da Extrema (ASE) no município de Porto Alegre, no período de 1997 a 2017. Para isso foram utilizados dados da massa de resíduo aterrada, volume e concentração de fósforo no lixiviado e teor de fósforo nos RSU. A AFS foi desenvolvida com o programa STAN 2.6. O ASE recebeu 824.124 toneladas de RSU e 696,15 toneladas de fósforo. Após 20 anos aproximadamente 99% do fósforo contido nos RSU aterrados permanecia no aterro sanitário e 1% havia sido perdido no lixiviado. É possível concluir que a disposição de RSU em aterros sanitários leva ao acúmulo de nutrientes que permanecem sendo lançados para o ambiente por longos períodos.

Palavras-chave: análise de fluxo de substâncias, aterro sanitário, fósforo, resíduos sólidos urbanos.

INTRODUÇÃO

O fósforo é um macronutriente indispensável para o desenvolvimento da agricultura. O nutriente é obtido de depósitos de rochas fosfóricas e, por isso é considerado um recurso não renovável (ÁLVAREZ et al., 2018).

O fósforo também é um dos nutrientes essenciais encontrados nos materiais que compõem os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) (TCHOBANOGLOUS, THEISEN e SAMUEL, 1993).

A maior parte dos nutrientes contidos nos RSU provêm da matéria orgânica. Baixas concentrações de fósforo também são encontradas em papel, plásticos e têxteis presentes nos RSU (SOKKA, ANTIKAINEN e KAUPPI, 2004).

A quantidade de nutrientes, como o fósforo presente nos RSU no Brasil deve ser significativa, uma vez que, segundo Massukado et al.(2013), os resíduos orgânicos representam 51,4% do total coletado no país.

No Brasil, 59,1% dos RSU coletados são destinados a aterros sanitários (ABRELPE, 2018) e ficam ali depositados resultando em perdas de nutrientes como o fósforo.

As massas de fósforo perdidas ou acumuladas em um sistema de gerenciamento de resíduos ou em uma área de disposição final podem ser determinadas com uma Análise de Fluxo de Substâncias (AFS).

A AFS é uma ferramenta que permite calcular as entradas e saídas e o acúmulo de uma substância dentro de um sistema definido em um período específico (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

A AFS já foi aplicada para avaliar os fluxos de fósforo no sistema de produção e consumo de alimentos no Reino Unido indicando que os resíduos e materiais excedentes possuem fósforo suficiente para substituir os fertilizantes importados (COOPER e CARLIELL-MARQUET, 2013). Na aplicação da ferramenta no sistema de produção e consumo de alimentos Finlandês verificou-se perdas de fósforo para água, ar e solo sendo este último devido aos aterros sanitários (ANTI-KAINEN et al., 2005).

Como apontam os estudos já realizados, o fósforo contido nos resíduos são fonte de nutrientes para outros usos. Este fósforo, porém, acaba sendo perdido por disposição no solo, por exemplo.

O objetivo deste trabalho foi aplicar a ferramenta de análise de fluxo de substância em um aterro sanitário no município de Porto Alegre para avaliar as entradas, saídas e acúmulos de fósforo nesse sistema de disposição final de RSU.

METODOLOGIA

Dados da composição gravimétrica dos RSU gerados em Porto Alegre em 1997 foram obtidos de Reis et al. (2003). Neste ano, iniciou-se a operação do Aterro Sanitário da Extrema localizado na zona sul do município o qual operou até o ano de 2002 (FLECK et al., 2015).

As quantidades de fósforo para cada fração gravimétrica foram obtidas de Riber, Petersen e Christensen (2009). Alguns ajustes foram necessários considerando o maior número de frações gravimétricas apresentadas por estes autores. Para cada fração no RSU de Porto Alegre reagruparam-se as frações contidas em Riber, Petersen e Christensen (2009) e determinaram-se as quantidades médias de fósforo utilizadas (Tabela 1).

Tabela 1: Teor de fósforo nas diferentes frações gravimétricas

<u>Fração gravimétrica</u>	<u>Teor de P (mg P/kg)</u>
Papel	109,65
Papelão	125
Embalagem multicamadas	259,5
Metais	321
Plásticos	187,5
Madeira	274
Têxteis e couros	1286,5
Borracha	313
Vidro	88,5
Rejeitos	608
Matéria orgânica	3837,5
Inertes	152

Fonte: adaptado de Riber, Petersen e Christensen (2009)

A massa de fósforo, nas diferentes frações gravimétricas, foi obtida a partir da multiplicação da quantidade de fósforo por fração gravimétrica pela massa da fração gravimétrica avaliada conforme a Equação (1).

$$m_{P,i} = m_{F_i,seca} \cdot T_{P,i} \quad (1)$$

Onde:

$m_{P,i}$: massa de P na fração gravimétrica i (mg);

$m_{F_i,seca}$: massa seca da fração gravimétrica i (mg);

$T_{P,i}$: teor de P (em mg P/ kg RSU) na fração gravimétrica i.

A massa total de fósforo nos RSU foi obtida do somatório das massas de fósforo em cada uma das frações gravimétricas.

A massa de fósforo emitida no lixiviado foi obtida com os dados da concentração de fósforo total e do volume de lixiviado gerado em cada período avaliado através da Equação (2). Estes dados foram fornecidos pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) de Porto Alegre.

$$m_{P,L} = C_{P,L} \cdot V \quad (2)$$

Onde:

$m_{P,L}$: massa de fósforo no lixiviado (mg);

$C_{P,L}$: concentração de fósforo total no lixiviado (mg P/L);

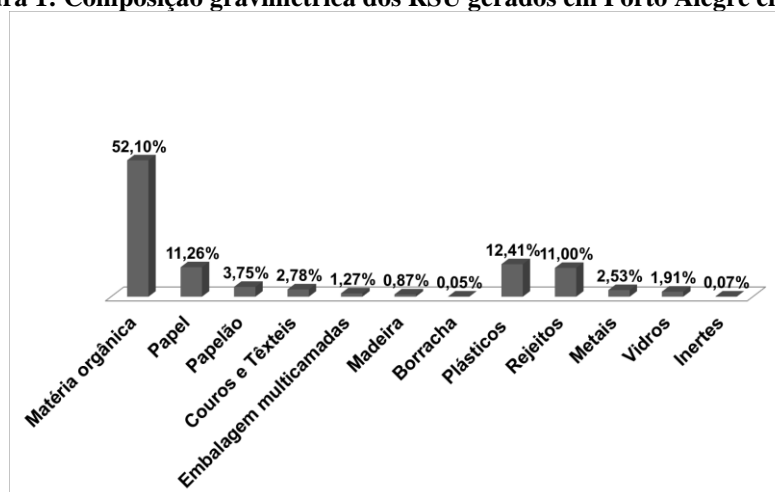
V: volume de lixiviado gerado no período avaliado (L).

A análise do fluxo de fósforo foi desenvolvida com auxílio do programa STAN 2.6 desenvolvido pelo *Institute for Water Quality, Resources and Waste Management* da *Vienna University of Technology* (CENCIC, 2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição gravimétrica dos RSU gerados em Porto Alegre em 1997 é apresentada na Figura 1. A matéria orgânica foi a fração mais presente nos RSU de Porto Alegre em 1997 representando 52,10% do total.

Figura 1: Composição gravimétrica dos RSU gerados em Porto Alegre em 1997



Fonte: (REIS et al., 2003)

As Figuras 2 a 4 apresentam os fluxos de fósforo no ASE nos anos de 1997 a 2002.

Figura 2: Análise de fluxo de fósforo no aterro sanitário da Extrema nos anos de 1997 e 1998

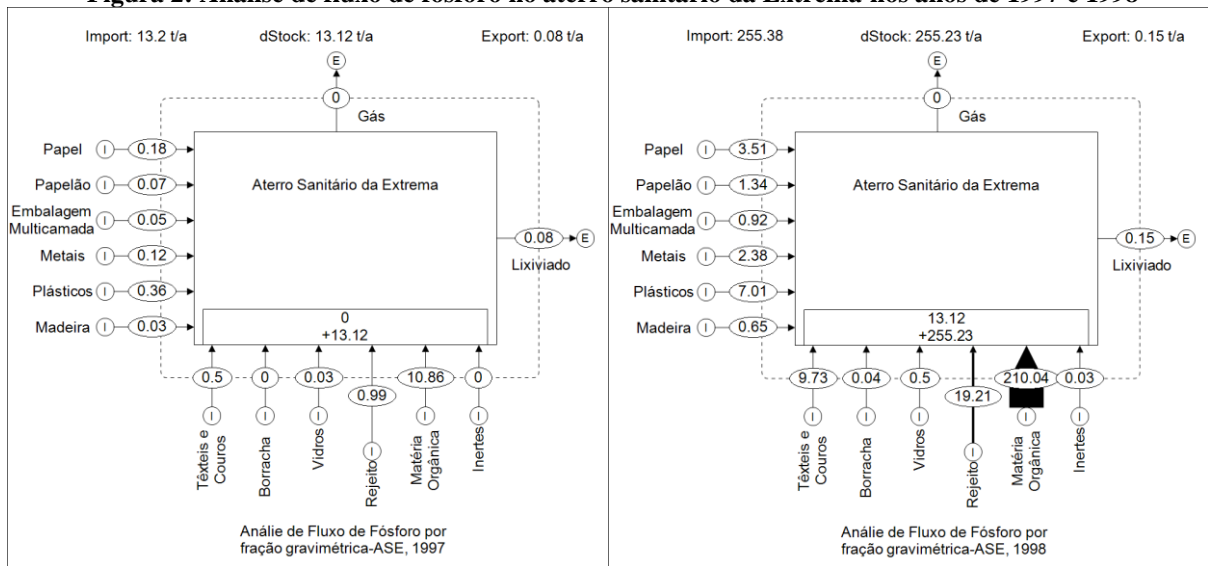


Figura 3: Análise de fluxo de fósforo no aterro sanitário da Extrema nos anos de 1999 e 2000

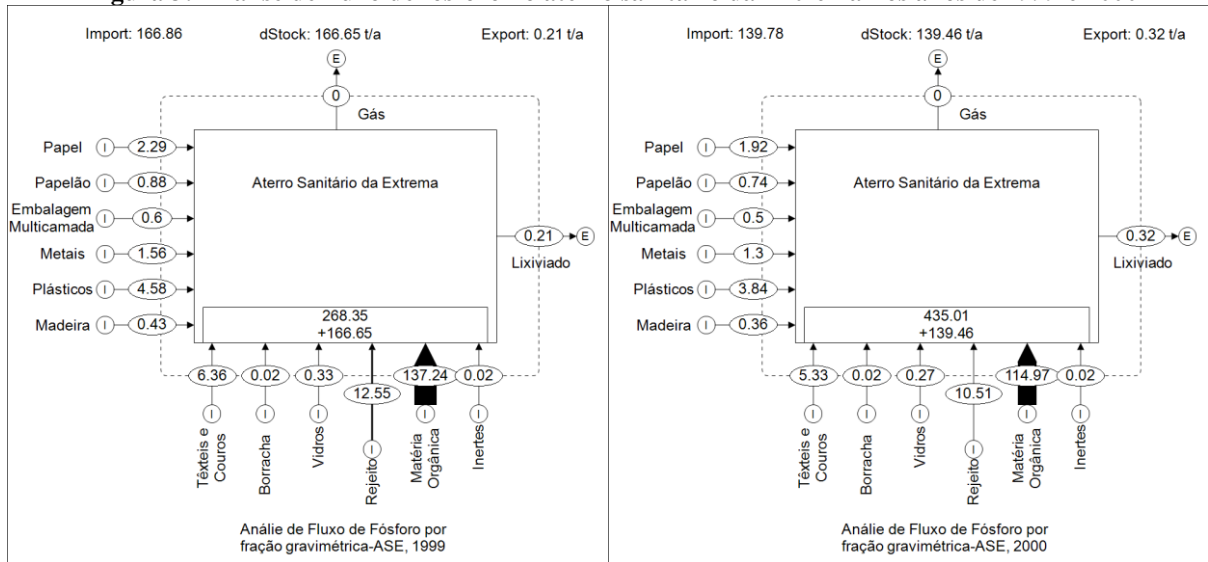
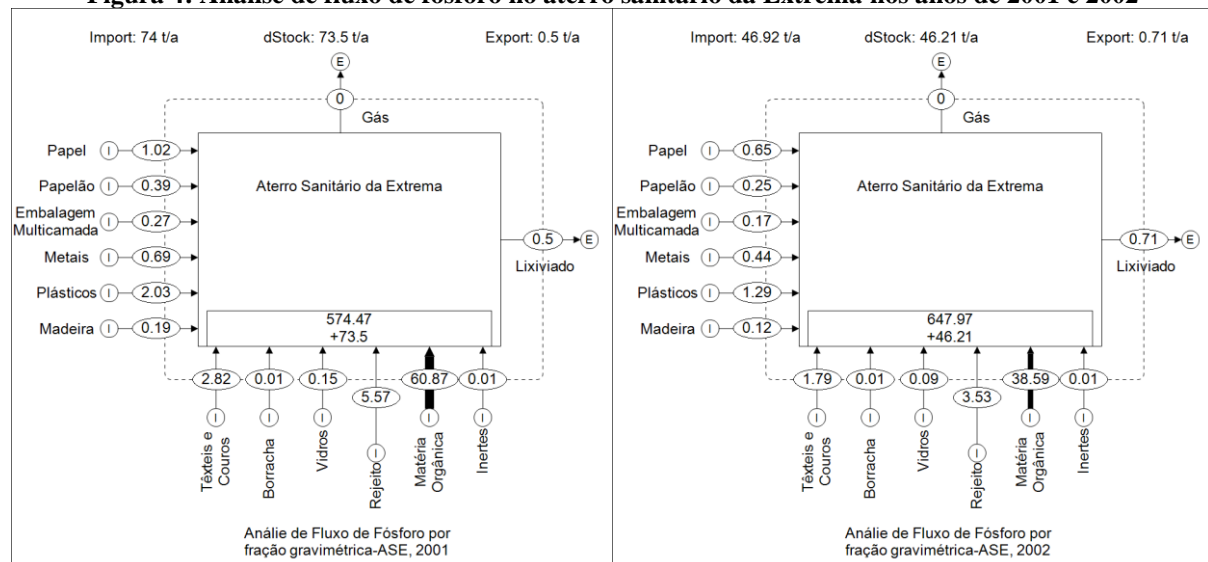


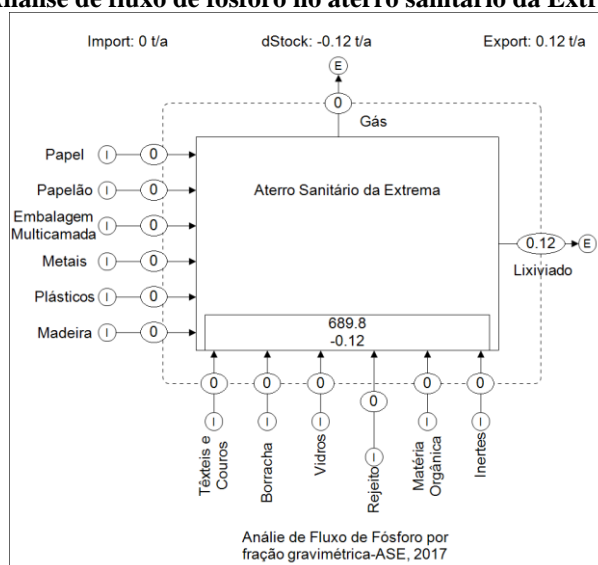
Figura 4: Análise de fluxo de fósforo no aterro sanitário da Extrema nos anos de 2001 e 2002



De 1997 a 2002 o ASE recebeu 824.124 toneladas de RSU e 696,15 toneladas de fósforo. A massa de fósforo contida nos resíduos aterrados corresponde a aproximadamente 0,084% da massa total dos resíduos. Este valor é muito próximo ao determinado por Zabaleta e Rodic (2015) na cidade de Vitoria-Gasteiz. As 27.157 toneladas de resíduos orgânicos e restos de jardinagem, gerados em um ano na cidade Vitoria-Gasteiz, continham 23,5 toneladas de fósforo o que representa 0,086% da massa total de resíduos. Destas 23,5 toneladas de fósforo contidas nos resíduos, 1,2 toneladas eram depositadas diretamente em aterros sanitários. Comparando-se com o fósforo destinado a aterros sanitário em Porto Alegre, o valor de Vitoria-Gasteiz é muito menor, devido ao fato de neste local os resíduos eram encaminhados, em sua maioria, para uma planta de tratamento mecânico-biológico. A utilização de tratamentos diferenciados para os RSU possibilitaria que Porto Alegre reduzisse as quantidades de fósforo aterradas.

Para a Espanha, Álvarez et al. (2018) verificaram que os RSU orgânicos destinados a aterros sanitários, no período de um ano continham, 16,47 kt de fósforo. Os RSU destinados a aterro sanitário em Porto Alegre continham uma média anual de 126 toneladas de fósforo, um valor muito menor do que aquele apresentado por Álvarez et al. (2018). Tais diferenças podem estar relacionadas com diferenças na dimensão dos sistemas avaliados em cada caso. Mesmo que haja diferenças nos sistemas analisados, todos afirmam que os aterros sanitários são pontos de perdas de fósforo .

Figura 5: Análise de fluxo de fósforo no aterro sanitário da Extrema em 2017



Na Figura 5 é apresentado o fluxo de fósforo em 2017, ano em que o aterro completou 20 anos. É possível verificar que passados 20 anos desde o início da operação do aterro ainda

há perdas de fósforo através do lixiviado. Isso demonstra que a disposição de resíduos em aterros leva ao acúmulo de nutrientes que, por sua vez permanecem sendo lançados para o ambiente por longos períodos.

A AFS para o fósforo confirma que 99% do fósforo contido nos RSU permanece no aterro mesmo após 20 anos e, aproximadamente 1%, cerca de 6, 5 toneladas, é perdido através do lixiviado. Avaliando o período de 1995 a 1999 Sokka, Antikainen e Kauppi (2004) perceberam que menos de 0,5 toneladas de fósforo foram perdidas anualmente no lixiviado de um aterro sanitário considerando a disposição de 1.790 toneladas de fósforo por ano.

Os dados de Sokka, Antikainen e Kauppi (2004) assim como a AFS para o ASE indicam que a maior parte do fósforo permanece acumulada no aterro sanitário. Esse acúmulo representa um grande desperdício do elemento já que a matéria orgânica poderia ter sido utilizada como fertilizante orgânico.

Em países como Nova Zelândia, Finlândia, Dinamarca, Áustria, Coréia do Sul e Japão os resíduos dispostos em aterros também representam perdas de fósforo no sistema de gerenciamento de resíduos (RAHMAN et al., 2019).

O aterro sanitário foi apontado por Chowdhury et al. (2014) como a área de maior estoque de fósforo dentro de uma cidade. O mesmo foi observado por Cooper e Carliell-Marquet (2013) no Reino Unido ao concluírem que uma das maiores perdas de fósforo se dá nos aterros.

Uma das áreas prioritárias para recuperação de fósforo no setor de resíduos é, segundo Rahman et al. (2019), identificar os tipos de resíduos que tem o maior potencial de recuperação e reciclagem de fósforo. Para o caso estudado neste trabalho, a matéria orgânica é o resíduo que deveria ser priorizado para a recuperação do nutriente já que é responsável pela maior parte do fósforo que entra no aterro, cerca de 82% de todo o fósforo depositado. Este valor é próximo ao obtido por Sokka, Antikainen e Kauppi (2004) ao verificarem que 75% do fósforo dos resíduos é proveniente da matéria orgânica.

Para reduzir as perdas de fósforo em aterros sanitários Cooper e Carliell-Marquet (2013) sugerem a necessidade de reduzir o desperdício e aumentar as taxas de reciclagem no sistema.

Para reduzir perdas e recuperar o fósforo contido nos RSU Rahman et al. (2019) sugerem a compostagem em substituição aos aterros sanitários.

Um sistema de compostagem com recirculação de lixiviado permitiria a recuperação deste nutriente e seu retorno para o sistema agrícola na forma de fertilizante orgânico

Se a matéria orgânica tivesse sido desviada do aterro seria possível reduzir em 82% as massas de fósforo aterradas. A aplicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)

(BRASIL, 2010), que determina a destinação apenas dos rejeitos para aterros sanitários, contribuiria significativamente na redução de perda deste elemento. Isso porque, a fração que mais contribui para a entrada de fósforo seria desviada dos aterros. Programas efetivos de reciclagem de resíduos são outra forma de reduzir a destinação para aterros, tanto de frações não biodegradáveis quanto de substâncias.

CONCLUSÕES

Do total de RSU enviados ao ASE, de 1997 a 2002, cerca de 52% correspondiam a fração matéria orgânica.

O ASE recebeu 824.124 toneladas de RSU e 696,15 toneladas de fósforo correspondendo a uma média anual de 126 toneladas de fósforo depositadas. Aproximadamente 82% do fósforo era proveniente da matéria orgânica aterrada. Este é um valor próximo aos 75% que foi determinado em outros trabalhos

Vinte anos após o início da operação aproximadamente 99% do fósforo contido nos RSU aterrados permanecia no aterro sanitário e 1% havia sido perdido através do lixiviado. Outros estudos indicam a emissão anual de menos de 0,5 toneladas de fósforo no lixiviado de aterro sanitário indicando, também, o acúmulo da maior parte do nutriente.

As observações acima demonstram que a disposição de RSU em aterros sanitários leva ao acúmulo de nutrientes que permanecem sendo lançados para o ambiente por longos períodos.

É indispensável a busca por alternativas como, por exemplo, a compostagem com recirculação de lixiviado que permitiriam a recuperação do nutriente. Com isso seria possível reduzir em 82% as massas de fósforo aterradas já que a matéria orgânica seria desviada dos aterros sanitários.

A aplicação da PNRS contribuiria significativamente na redução de perda deste elemento. Assim como programas efetivos de reciclagem de resíduos que reduziriam a destinação de materiais e substâncias para aterros sanitários.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem ao DMLU-PMPA, Departamento Municipal de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, e ao Eng. Químico Eduardo Fleck.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017. São Paulo: [s.n.].

ÁLVAREZ, J. et al. A Phosphorous Flow Analysis in Spain. *Science of the Total Environment*, v. 612, p. 995–1006, 2018.

ANTIKAINEN, R. et al. Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 107, p. 287–305, 2005.

BRASIL. Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *BrasilDiário Oficial da União*, , 2010.

BRUNNER, P. H.; RECHBERGER, H. *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, 2004.

CENCIC, O. STAN User Manual Vienna Vienna University of Technology - Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, , 2012.

CHOWDHURY, R. B. et al. A review of recent substance flow analyses of phosphorus to identify priority management areas at different geographical scales. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 83, p. 213–228, 2014.

COOPER, J.; CARLIELL-MARQUET, C. A substance flow analysis of phosphorus in the UK food production and consumption system. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 74, p. 82–100, 2013.

FLECK, E. et al. Análise Da Evolução Bioquímica Do Aterro Sanitário Da Extrema , Porto Alegre , RS , A Partir Do Monitoramento Do Lixiviado Gerado. 28o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...Rio de Janeiro: ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015

MASSUKADO, L. M. et al. Diagnóstico da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil : Uma análise pós PNSB 2008 - ênfase na destinação final e nos resíduos orgânicos. *Revista DAE*, n. 192, p. 22–33, 2013.

RAHMAN, S. et al. Determining the potential role of the waste sector in decoupling of phosphorus: A comprehensive review of national scale substance flow analyses. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 144, p. 144–157, 1 maio 2019.

REIS, M. F. P. et al. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS – ano 2002. I Congresso Brasileiro de Agroecologia. Anais...Porto Alegre-RS: EMATER/RS, 2003

RIBER, C.; PETERSEN, C.; CHRISTENSEN, T. H. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management*, v. 29, n. 4, p. 1251–1257, 2009.

SOKKA, L.; ANTIKAINEN, R.; KAUPPI, P. Flows of nitrogen and phosphorus in municipal waste: a substance flow analysis in Finland. *Progress in Industrial Ecology*, v. 1, n. 1/2/3, p. 165–186, 2004.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; SAMUEL, V. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. Boston: McGraw Hill, 1993.

ZABALETA, I.; RODIC, L. Recovery of essential nutrients from municipal solid waste - Impact of waste management infrastructure and governance aspects. *Waste Management*, v. 44, p. 178–187, 2015.

5.5 ANÁLISE DE FLUXO DE SUBSTÂNCIAS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS

ANÁLISE DE FLUXO DE SUBSTÂNCIAS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS

Gabriele Lohmann – Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Doutoranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. gabi.lohmann@gmail.com

Gino Roberto Gehling – Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnica da Catalunya, Espanha. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre-RS. grgehling@gmail.com

Luiz Fernando de Abreu Cybis – Doutor em Engenharia Sanitária e Ambiental pela The University of Leeds, Inglaterra. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

A compostagem é um processo aeróbio de degradação que gera emissões atmosféricas responsáveis pela perda de nutrientes como carbono e nitrogênio presente nos resíduos. Dados da quantificação destas emissões são apresentados na literatura e podem auxiliar na Análise de Fluxo de Substâncias (AFS) da compostagem. A AFS é uma ferramenta que permite determinar os fluxos e estoques de um material dentro de um sistema definido no tempo e no espaço. Os objetivos deste trabalho foram simular a AFS para a compostagem de RSU gerados em Porto Alegre e destinados ao aterro sanitário da Extrema no período de 1997 a 2002 e estimar os potenciais impactos ambientais das emissões. A AFS foi desenvolvida para três situações distintas com o programa STAN 2.6. As frações rapidamente degradável e matéria orgânica foram utilizadas como entrada do sistema. As emissões atmosféricas foram calculadas a partir de dados da literatura. A metodologia CML-IA *database* versão 4.5 foi utilizada para cálculo dos impactos aquecimento global, acidificação e eutrofização. As perdas de carbono variaram de 35.806 a 78.546 toneladas e as de nitrogênio de 759,96 a 2.004 toneladas. O potencial de aquecimento global variou de 171.066,87 a 392.959,51 t CO₂ eq., o de acidificação variou de 0,06 a 0,16 t SO₄ eq. e o potencial de eutrofização de 339,70 a 895,99 t PO₄ eq. A AFS demonstra as vantagens da compostagem como por exemplo, substâncias acumuladas que poderão ser utilizadas como fertilizante orgânico e o desvio dos aterros sanitários de uma quantidade significativa de resíduos e substâncias.

Palavras-chave: emissões atmosféricas na compostagem, fluxo de substâncias, impactos ambientais da compostagem

INTRODUÇÃO

A compostagem é um processo aeróbio de degradação cujos produtos esperados são gás carbônico, água, amônia e calor (SNAPE et al., 1995).

Os processos de compostagem são classificados, de acordo com a tecnologia utilizada, em sistemas mecânicos e sistemas abertos ou sem reatores. Este último sub classificado em método *windrow* e das pilhas estáticas (HAUG, 1993).

No processo *windrow* os resíduos são misturados, colocados em linhas e revolvidos periodicamente de forma mecânica ou manual. A altura, largura e forma da pilha dependem do resíduo a ser compostado e do tipo de revolvimento adotado. Uma variante deste método é o que utiliza aeração forçada ou induzida por sopradores para promover a oxigenação da pilha (HAUG, 1993)

Na metodologia das pilhas estáticas não há necessidade de revolvimento, sendo necessário manter uma porosidade adequada no meio, uma vez que a aeração é forçada ou induzida por um sistema de distribuição (HAUG, 1993); (KROGMANN, KÖRNER e DIAZ, 2011).

Os sistemas mecânicos de compostagem ocorrem em reatores fechados, o que permite maior controle do processo e a coleta e tratamento das emissões gasosas. No entanto, a condensação dos gases no reator pode levar a corrosão de equipamentos (KROGMANN, KÖRNER e DIAZ, 2011).

A compostagem pode gerar um lixiviado dependendo das condições em que ocorre e da tecnologia utilizada. A umidade dos resíduos, a água adicionada para ajuste da umidade e a água da chuva podem contribuir para a geração de lixiviado no sistema. Em determinados sistemas o lixiviado é recirculado na pilha de compostagem anulando as perdas por massa líquida (BOLDRIN et al., 2011).

Algumas perdas ocorrem através das emissões gasosas constituídas principalmente de gás carbônico (CO_2), amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O), porém é difícil de quantificá-las e os dados existentes são limitados (BOLDRIN et al., 2011).

Analisando dados da literatura, Boldrin et al. (2009) encontraram que para a produção de composto maturado as perdas de carbono variaram de 40 a 83% do elemento presente no resíduo a ser compostado. Segundo estes autores as maiores perdas são emissões de CO_2 e o restante na forma de CH_4 , este último gerado em processos mal conduzidos. As emissões de carbono nos processos *windrow* e de pilhas estáticas corresponderam a aproximadamente 50 a 66% do carbono inicial perdido como CO_2 , conforme apresentado por Boldrin et al. (2009).

As perdas de nitrogênio na compostagem foram apresentadas por Boldrin et al. (2011) como sendo de 30%. Para Boldrin et al. (2009) as perdas de nitrogênio podem variar bastante de acordo com as condições de operação do processo de compostagem adotado. Estes autores

encontraram informações de perdas de 26 a 51% de nitrogênio na compostagem de resíduos de jardim com restos de alimentos e de 1,7% durante a compostagem apenas de resíduos de jardim.

O balanço de massas em um sistema de compostagem pode ser determinado através de uma Análise de Fluxo de Substâncias (AFS). A AFS é uma ferramenta que permite determinar os fluxos e estoques de um material dentro de um sistema definido no tempo e no espaço (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

O princípio fundamental da AFS é o balanço de massas, ou seja, a soma de todas as entradas de um sistema deve ser igual a todas as saídas mais alterações no estoque (ALLESCH e BRUNNER, 2015).

Este trabalho teve por objetivo simular a AFS para a compostagem de RSU gerados em Porto Alegre e destinados ao Aterro Sanitário da Extrema (ASE) no período de 1997 a 2002. Os resultados da AFS permitirão, também, estimar os potenciais impactos ambientais das emissões atmosféricas da compostagem.

METODOLOGIA

A AFS foi desenvolvida para um sistema de compostagem do tipo pilha estática considerando a recirculação do lixiviado.

Dois cenários foram simulados, um tendo como entrada a fração rapidamente degradável (papel, papelão e matéria orgânica), e outro tendo apenas a fração matéria orgânica. Os RSU considerados para análise foram gerados em Porto Alegre-RS nos anos de 1997 a 2002 e cuja destinação foi o Aterro Sanitário da Extrema (ASE) localizado no município. Em cada cenário de compostagem proposto, foram realizadas as AFS com o objetivo de verificar a recuperação dos nutrientes e a redução do seu estoque em aterro sanitário.

Para a fração rapidamente degradável (RD) dos resíduos utilizou-se a fórmula química empírica $C_{35,31}H_{59,36}O_{24,06}N$ e para a fração matéria orgânica (MO) $C_{28,27}H_{43,43}O_{15,93}N$ (LOHMANN, GEHLING E CYBIS, no prelo). Cálculos estequiométricos permitiram determinar a massa de cada elemento contida nos RSU gerados e aterrados no ASE no período de 1997 a 2002. Para tais cálculos, foram utilizadas as fórmulas químicas empíricas, dados da massa de RSU aterrados no período e a composição gravimétrica dos resíduos.

O fluxo de saída foi representado pelos gases emitidos no processo de compostagem. As massas de carbono e nitrogênio emitidas na forma de gases foram calculadas com a aplicação das Equações (1) e (2) propostas por (BOLDRIN et al., 2009).

$$m_{C-CO_2} = m_{C \text{ resíduo}} \cdot P_{C-CO_2} \quad (1)$$

$$m_{N \text{ gás}} = m_{N \text{ resíduo}} \cdot P_{N \text{ gás}} \quad (2)$$

Onde:

m_{C-CO_2} : massa de C emitida na forma de CO_2 (kg);

$m_{C \text{ resíduo}}$: massa de C no resíduo a ser compostado (kg);

P_{C-CO_2} : porcentagem de C emitido na forma de CO_2 ;

$m_{N \text{ gás}}$: massa de N emitido na forma de gases (kg);

$m_{N \text{ resíduo}}$: massa de N no resíduo a ser compostado (kg);

$P_{N \text{ gás}}$: porcentagem de N emitido na forma de gases.

Tendo em vista que as porcentagens de perdas variam muito, e muitas vezes são difíceis de mensurar, foram utilizados dados apresentados por Boldrin et al. (2009), considerando três situações distintas: uma situação ideal em que as perdas são mínimas, a pior situação na qual as perdas são máximas e uma situação intermediária em que as perdas são um valor médio resumido na Tabela 1.

Tabela 1: Índice de perdas de carbono e nitrogênio adotadas para um processo de compostagem do tipo *windrow* ou pilha estática

	Perdas (%)	
	P_{C-CO_2}	$P_{N \text{ gás}}$
Emissão mínima	50	26
Emissão intermediária	55	38,5
Emissão máxima	66	51

Do total de nitrogênio emitido nos gases a maior parte é emitida como nitrogênio gasoso (N_2) e o restante na forma de óxido nitroso (N_2O) e amônia (NH_3). Para calcular estas emissões considerou-se 6,3% do nitrogênio emitido como N_2O , 0,004% como NH_3 e o restante do nitrogênio emitido na forma do gás N_2 (ANDERSEN et al., 2011).

Embora alguns autores relatem a emissão de quantidades traço de metano, neste trabalho sua emissão não foi contabilizada. Por tratar-se de processo aeróbio a compostagem não deve gerar este gás. Mesmo que o processo seja mal conduzido e forme zonas de anaerobiose, o período de duração da compostagem não é suficiente para que se forme o gás metano.

Até aqui determinaram-se as massas de carbono e nitrogênio emitidas na forma de diferentes gases. A massa de cada um dos gases emitidos foi calculada com a Equação (3).

$$m_g = \frac{m_{e,gás} \cdot MM_g}{MM_e} \quad (3)$$

Onde:

mg: massa do gás (kg);

me,gás: massa do elemento (C ou N) emitido na forma de gás (kg);

MMg: massa molar do gás (g/mol)

MMe: massa molar do elemento (C ou N) (g/mol)

As massas de carbono e nitrogênio calculadas foram inseridas no programa STAN para análise do fluxo de substâncias na compostagem dos RSU. Para cada um dos elementos foi desenvolvida uma análise considerando como fronteira espacial a pilha de compostagem. Por se tratar de uma simulação considerou-se que todos os resíduos foram compostados ao mesmo tempo, portanto a fronteira temporal foi considerada os 120 dias necessários para um processo de compostagem.

Os gases considerados no cálculo das emissões atmosféricas da compostagem podem estar relacionados aos impactos aquecimento global, eutrofização e acidificação. Para a avaliação destes impactos ambientais foi utilizada a metodologia CML-IA *database* versão 4.5. Este método abrange as categorias de impactos aplicáveis às emissões que serão determinadas, e é um método indicado para o Brasil (MENDES, 2013). Outra vantagem do método é o *download* sem custo na forma de planilha, o que facilitou sua aplicação sem a necessidade de um programa específico para ACV (OERS, 2015).

$$PAG = \sum_i FC_i \cdot m_i \quad (4)$$

Onde:

PAG: potencial de aquecimento global (kg CO₂ eq.);

FC_i = fator de caracterização para a emissão i (kg CO₂ eq./kg emitido);

m_i = massa da emissão i (kg).

Tabela 2: Fatores de caracterização dos impactos ambientais avaliados

Gás emitido	Fatores de caracterização		
	Aquecimento Global (GWP 100) kg CO ₂ eq/ kg emitido	Acidificação (kg SO ₂ eq/kg emitido)	Eutrofização (kg PO ₄ eq/kg emitido)
CO ₂	1	0	0
NH ₃	0	1,6	0,35
N ₂ O	265	0	0,27
N ₂	0	0	0,42

Fonte: (OERS, 2015)

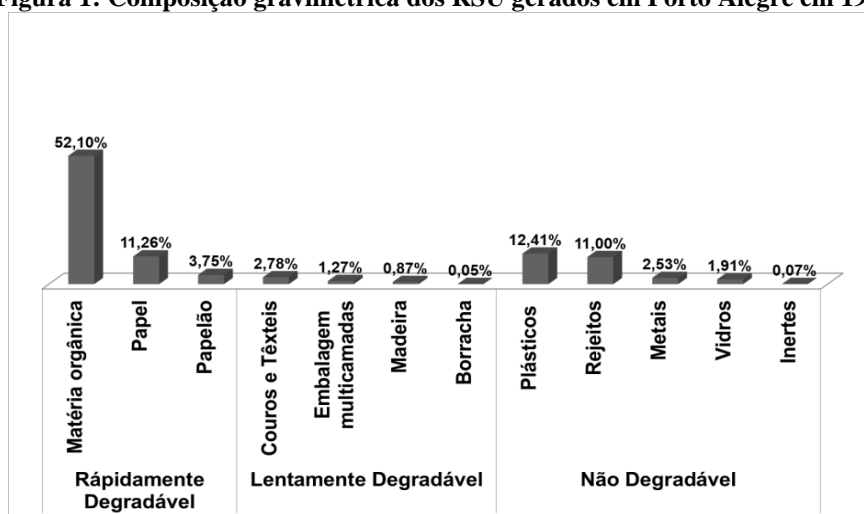
O cálculo do impacto ambiental potencial se deu pelo somatório da multiplicação das massas emitida por seus respectivos fatores de caracterização. A Equação (4) exemplifica o

cálculo do potencial de aquecimento global. Os demais impactos foram calculados de maneira análoga. Fatores de caracterização obtidos do método CML-IA são apresentados na Tabela 2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição gravimétrica dos RSU gerados em Porto Alegre de 1997 a 2002 foi considerada aquela obtida no ano 1997 e é apresentada na Figura 1.

Figura 1: Composição gravimétrica dos RSU gerados em Porto Alegre em 1997



Fonte: adaptado de Reis et al. (2003)

A fração matéria orgânica representou 50% dos RSU gerados e destinados ao ASE no período de 1997 a 2002. E, aproximadamente, 65% destes resíduos eram compostos por frações rapidamente degradáveis. O total de carbono na fração RD foi de 119.000 toneladas e o nitrogênio nesta mesma fração foi de 3.930 toneladas. A fração matéria orgânica continha 71.600 toneladas de carbono e 2.922 toneladas de nitrogênio.

Observa-se da Figura 1 que os resíduos encaminhados ao aterro sanitário tinham potencial para serem reciclados ou recuperados de alguma forma.

Ao analisar a composição dos RSU que tiveram como destino o ASE percebe-se como nutrientes podem ser desperdiçados já que no aterro sanitário as condições para degradação dos resíduos não são favoráveis (HASSAN et al., 2010).

A AFS para a compostagem da fração RD mostra que, no pior dos cenários, em que as perdas foram consideradas máximas, aproximadamente 78.546 toneladas de carbono e 2.004 toneladas de nitrogênio foram perdidas na forma de emissões atmosféricas (Figura 2).

Figura 2: Análise de fluxo de carbono e nitrogênio na compostagem da fração RD considerando perdas máximas

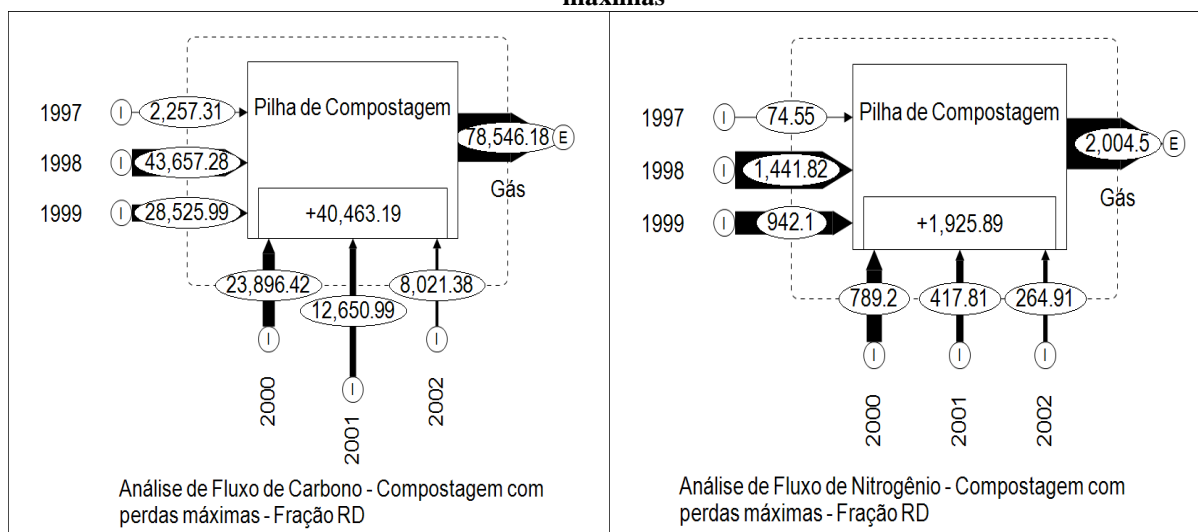


Figura 3: Análise de fluxo de carbono e nitrogênio na compostagem da fração RD considerando perdas intermediárias

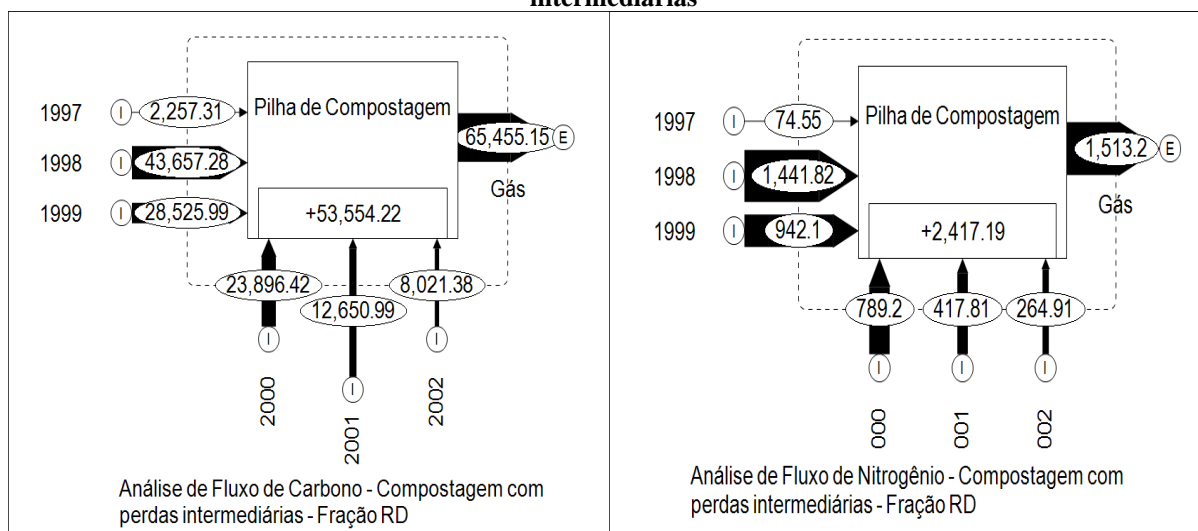
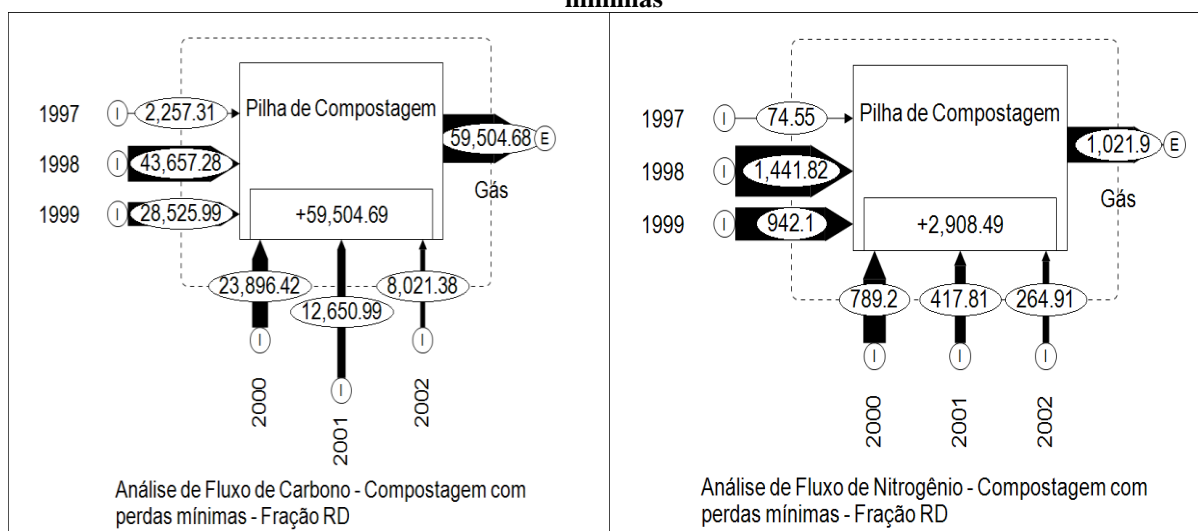


Figura 4: Análise de fluxo de carbono e nitrogênio na compostagem da fração RD considerando perdas mínimas



Em um processo de compostagem com perdas intermediárias 65.455 toneladas de carbono e 1.513 toneladas de nitrogênio foram perdidas como emissões atmosféricas na degradação da fração RD conforme Figura 3.

Considerando o cenário mais otimista, com perdas mínimas, as emissões seriam de 59.504 toneladas de carbono e 1.022 toneladas de nitrogênio considerando a compostagem da fração RD (Figura 4).

As análises de fluxo de carbono e nitrogênio para a compostagem da fração matéria orgânica são apresentadas nas Figuras 5 a 7.

Figura 5: Análise de fluxo de carbono e nitrogênio na compostagem da fração MO considerando perdas máximas

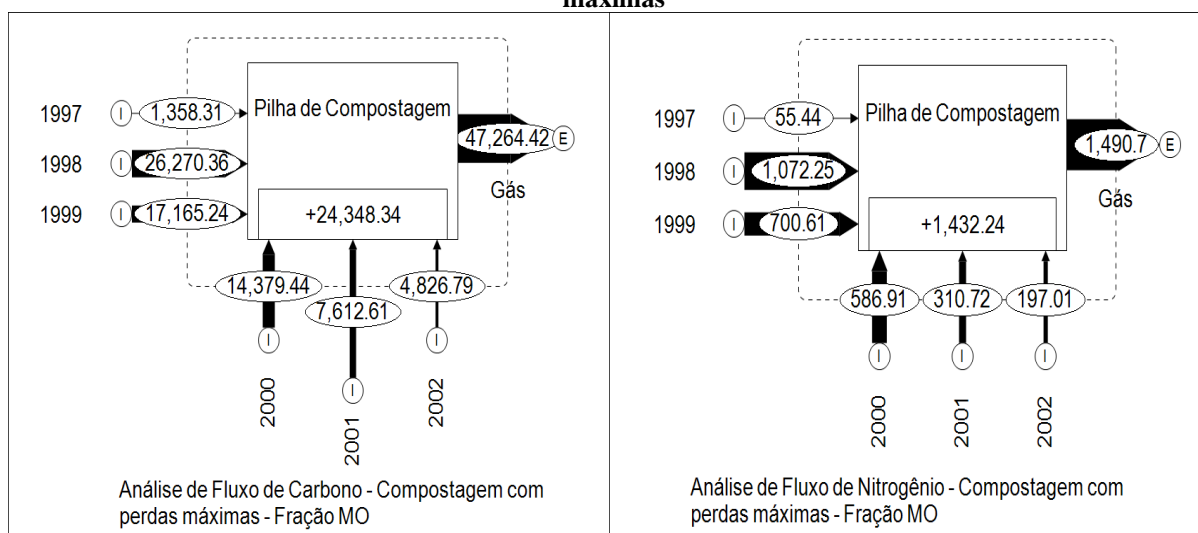


Figura 6: Análise de fluxo de carbono e nitrogênio na compostagem da fração MO considerando perdas intermediárias

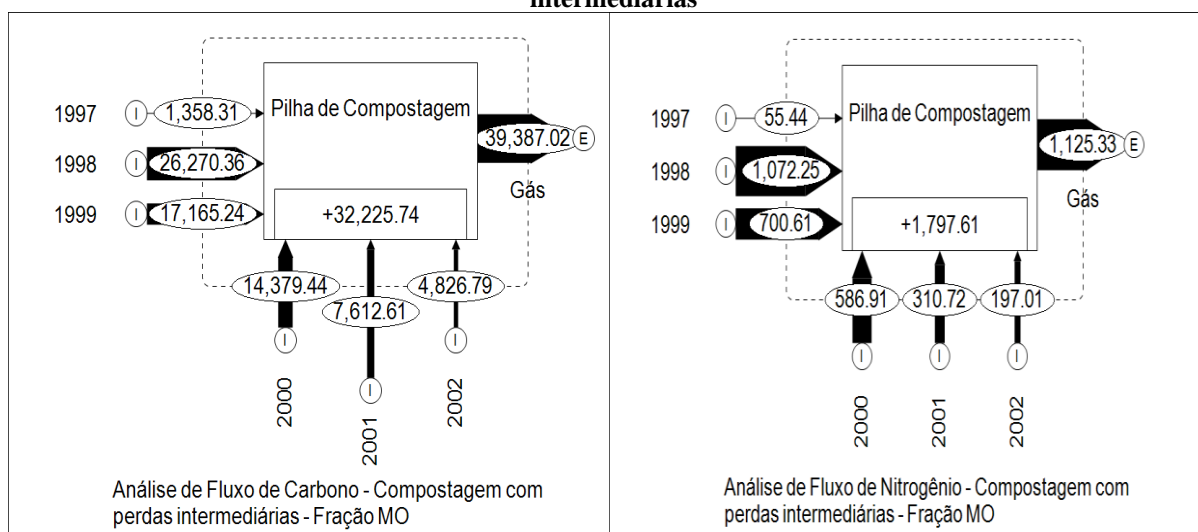
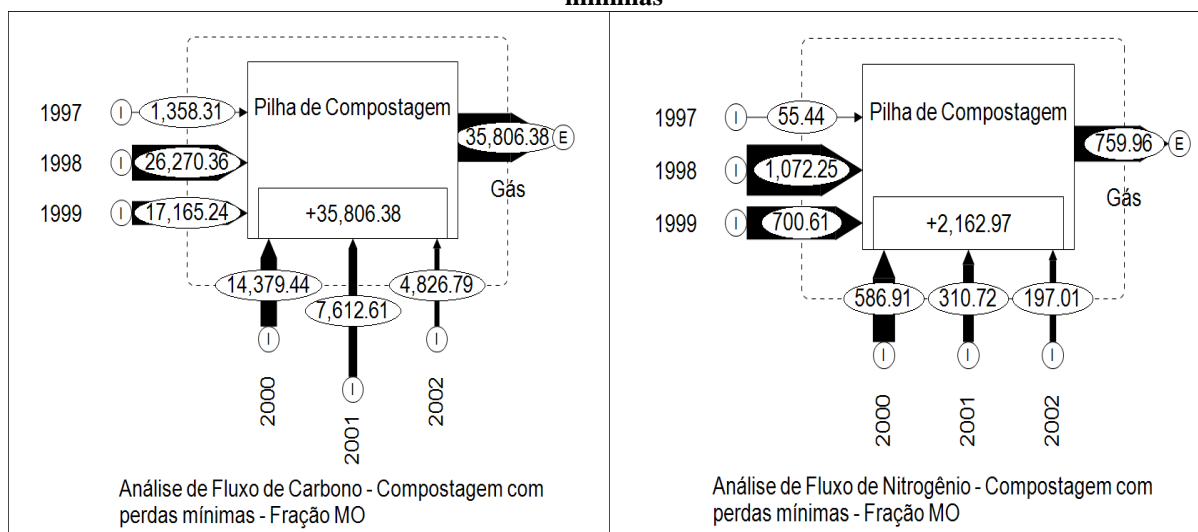


Figura 7: Análise de fluxo de carbono e nitrogênio na compostagem da fração MO considerando perdas mínimas



Observa-se que para a fração matéria orgânica as maiores perdas dos nutrientes corresponderam a, aproximadamente, 47.264 toneladas de carbono e 1.490,7 toneladas de nitrogênio (Figura 5).

As menores perdas para a fração MO são de 35.806 toneladas de carbono e 759,96 toneladas de nitrogênio conforme se observa na Figura 7.

Ao contrário do que ocorre em aterros sanitários, os nutrientes não perdidos por emissões atmosféricas na compostagem são utilizados. Estes compõem o composto, produto da compostagem que pode ser aplicado ao solo como fertilizante orgânico (STENTIFORD e BERTOLDI, 2011).

As perdas de nutrientes demonstradas ocorrem em curto prazo, uma vez que o processo de compostagem ocorre apenas em algumas semanas. Em um aterro sanitário a degradação da fração RD poderia durar cerca de cinco anos (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e SAMUEL, 1993) e, segundo Lou e Nair (2009), mesmo se hoje fossem banidos todos os aterros sanitários, os gases do efeito estufa emitidos nos aterros antigos ainda permaneceriam causando impactos por muitos anos.

A compostagem quer seja da fração RD ou da fração matéria orgânica desvia dos aterros uma quantidade significativa de resíduos. Além disso, tal prática vai de encontro com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que determina a destinação para aterros apenas de rejeitos (BRASIL, 2010).

Em um aterro sanitário também haveria emissões de metano que aumentariam as perdas de carbono por emissão atmosférica.

A comparação das perdas de nutrientes com outros estudos não é tarefa simples uma vez que muitos trabalhos utilizam programas e diferentes dados da literatura para fazer estas estimativas de emissões atmosféricas. Além disso, o inventário de emissões atmosféricas é utilizado para a avaliação de ciclo de vida de diferentes cenários do gerenciamento de RSU e não são apresentados no resultados como fizeram Oliveira e Pires (2019) e Mersoni e Reichert (2017), por exemplo. Outros estudos como o de Reichert (2013) apresentam dados de emissões atmosféricas, porém não especificamente de substâncias e sim de gases.

Os potenciais impactos ambientais são mais facilmente comparáveis já que vários estudos abordam estes aspectos, embora nem todos sejam específicos para a compostagem. Os potenciais impactos ambientais dos processos de compostagem avaliados no presente trabalho são apresentados nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3: Potenciais impactos ambientais associados às emissões atmosféricas na compostagem da fração rapidamente degradável

Impactos ambientais potenciais			
	Aquecimento Global (GWP 100) (t CO ₂ eq.)	Acidificação (t SO ₄ eq.)	Eutrofização (t PO ₄ eq.)
Mínimo	271.641,77	0,08	456,78
Intermediário	319.218,69	0,12	676,39
Máximo	392.959,51	0,16	895,99

Tabela 4: Potenciais impactos ambientais associados às emissões atmosféricas na compostagem da fração matéria orgânica

Impactos ambientais potenciais			
	Aquecimento Global (GWP 100) (t CO ₂ eq.)	Acidificação (t SO ₄ eq.)	Eutrofização (t PO ₄ eq.)
Mínimo	171.066,87	0,06	339,70
Intermediário	203.354,00	0,09	503,01
Máximo	251.385,02	0,12	666,33

Para a compostagem de 1.883 toneladas de RSU Mersoni e Reichert (2017) encontraram os seguintes potenciais de impactos: aquecimento global de 6.405 kg CO₂ eq., acidificação de 23,38 kg SO₂ eq. e eutrofização de 16,42 kg PO₄ eq. Apenas o impacto acidificação é maior no trabalho de Mersoni e Reichert (2017) se comparados aos dados apresentados nas Tabelas 3 e 4. Provavelmente esta diferença é devido ao fato destes autores considerarem a emissão de SO₂ no cálculo do potencial de acidificação.

As diferenças nos resultados também se justificam através das metodologias adotadas para o cálculo das emissões atmosféricas na compostagem. Enquanto o presente trabalho

utilizou-se de porcentagens de emissão obtidos da literatura Mersoni e Reichert (2017) utilizaram, com algumas adaptações, o banco de dados do programa IWM-2. Outra questão que pode ser levantada é que os autores consideraram o sistema de gerenciamento de resíduo desde a geração até o seu retorno ao ambiente na forma de rejeito, composto ou energia. Já o presente trabalho apenas analisou as emissões e os impactos que ocorrem na leira de compostagem.

Observa-se nas Tabelas 3 e 4 um elevado potencial de aquecimento global o qual está relacionado a emissão de CO₂. O CO₂ emitido na compostagem pode ser considerado como proveniente de matéria orgânica produzida recentemente por fotossíntese. Neste caso, seu potencial de aquecimento global é nulo (BOLDRIN et al., 2011). Portanto, o potencial de aquecimento global nas simulações feitas seria também considerado nulo e tornaria a compostagem ainda menos impactante que um aterro sanitário.

Por fim, é importante destacar que o fato de se considerar a recirculação do lixiviado faz com o que o processo de compostagem não emita fósforo. Caso houvesse emissão de fósforo o potencial de eutrofização do sistema seria maior do que os apresentados nas Tabelas 3 e 4 já que o fósforo contribui para a eutrofização (YUAN et al., 2011).

CONCLUSÕES

A fração matéria orgânica representou 50% dos RSU gerados e destinados ao ASE no período de 1997 a 2002 e a fração RD, aproximadamente, 65%.

O total de carbono na fração RD foi de 119.000 toneladas e o nitrogênio nesta mesma fração foi de 3.930 toneladas. A fração matéria orgânica continha 71.600 toneladas de carbono e 2.922 toneladas de nitrogênio.

Ao analisar a composição dos RSU que tiveram como destino o ASE é possível perceber como nutrientes podem ser desperdiçados em um sistema com condições desfavoráveis para a degradação.

As perdas de carbono variaram de 35.806 a 78.546 toneladas e as de nitrogênio de 759,96 a 2.004 toneladas.

O potencial de aquecimento global variou de 171.066, 87 a 392.959,51 t CO₂ eq., porém este pode ser anulado ao se considerar o CO₂ emitido na compostagem como proveniente de matéria orgânica produzida recentemente por fotossíntese.

O potencial de acidificação variou de 0,06 a 0,16 t SO₄ eq. e o potencial de eutrofização de 339,70 a 895,99 t PO₄ eq.

As diferentes metodologias e a variabilidade de dados utilizados tornam difícil uma comparação da AFS, além disso muitos determinam as emissões a partir de gases e não

substâncias específicas. A comparação dos potenciais impactos ambientais é uma alternativa, porém é preciso levar em consideração as metodologias e dados adotados e quais etapas do sistema de gerenciamento de resíduos são avaliadas em cada caso.

A AFS demonstra algumas vantagens da compostagem como o fato das perdas e impactos ocorrerem em curto prazo já que o processo de degradação na compostagem é mais rápido que no aterro sanitário. Além disso, as substâncias acumuladas na leira de compostagem não são desperdiçadas uma vez que serão aplicadas ao solo como fertilizante orgânico. Outra vantagem demonstrada pelo processo é o desvio dos aterros sanitários de uma quantidade significativa de resíduos e, conseqüentemente de substâncias atendendo à PNRS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLESCH, A.; BRUNNER, P. H. Material flow analysis as a decision support tool for waste management: A literature review. *Journal of Industrial Ecology*, v. 19, n. 5, p. 753–764, 2015.

ANDERSEN, J. K. et al. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste Management*, v. 31, n. 9, p. 1934–1942, set. 2011.

BOLDRIN, A. et al. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 8, p. 800–812, 2009.

BOLDRIN, A. et al. Composting: Mass Balances and Product Quality. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). *Solid Waste Technology and Management - V.II*. [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 569–582.

BRASIL. Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *BrasilDiário Oficial da União*, , 2010.

BRUNNER, P. H.; RECHBERGER, H. *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, 2004.

HASSAN, M. A. et al. Kitchen Refuse Fermentation. In: WANG, L. K. et al. (Eds.). *Handbook of Environmental Engineering Vol 11- Environmental Bioengineering*. New York: Human Press c/o Springer Science+Business Media, 2010. p. 193–210.

HAUG, R. T. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1993.

KROGMANN, U.; KÖRNER, I.; DIAZ, L. F. Composting: Technology. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). *Solid Waste Technology and Management - V.II*. [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 533–568.

LOHMANN, G.; GEHLING, G. R.; CYBIS, L. F. DE A. Uso de matriz pedigree modificada na escolha de dados de composição elementar de resíduos sólidos urbanos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, [s.d.].

LOU, X. F.; NAIR, J. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions – A review. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 3792–3798, 2009.

MENDES, N. C. Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2013.

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: O caso do município de Garibaldi, RS. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017.

OERS, L. VAN. CML-IA database, characterisation and normalisation factors for midpoint impact category indicators, 2015.

OLIVEIRA, A. L. A. R. DE; PIRES, A. DE A. C. Avaliação do ciclo de vida de cenários de gestão dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal. 2o Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. Anais...Foz do Iguaçu-PR: 2019.

REICHERT, G. A. Apoio à Tomada de Decisão por Meio da Avaliação do Ciclo de Vida em Sistemas de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos: O Caso de Porto Alegre. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

REIS, M. F. P. et al. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS – ano 2002. I Congresso Brasileiro de Agroecologia. Anais...Porto Alegre-RS: EMATER/RS, 2003

SNAPE, J. B. et al. *Dynamics of Environmental Bioprocesses*. New York: VCH Publishers, 1995.

STENTIFORD, E.; BERTOLDI, M. DE. Composting: Process. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). *Solid Waste Technology and Management - V.II*. [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 515–532.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; SAMUEL, V. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. Boston: McGraw Hill, 1993.

YUAN, Z. et al. Understanding the anthropogenic phosphorus pathway with substance flow analysis at the city level. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n. 8, p. 2021–2028, 2011.

5.6 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE GASES E POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE-RS

**ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE GASES E POTENCIAIS IMPACTOS
AMBIENTAIS EM UM ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE PORTO
ALEGRE-RS**

Gabriele Lohmann – Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Doutoranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. gabi.lohmann@gmail.com

Gino Roberto Gehling – Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnica da Catalunya, Espanha. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre-RS. grgehling@gmail.com

Luiz Fernando de Abreu Cybis – Doutor em Engenharia Sanitária e Ambiental pela The University of Leeds, Inglaterra. Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estimar a geração de gases e os potenciais impactos ambientais associados ao aterro sanitário da Extrema localizado no município de Porto Alegre-RS. A partir de um modelo estequiométrico foram estimadas as emissões de metano, gás carbônico e amônia para o aterro. Para fins de comparação, estimaram-se as emissões atmosféricas considerando a compostagem da fração rapidamente degradável (RD) dos RSU. A metodologia CML-IA *database* versão 4.5 foi utilizada para avaliação do potencial de aquecimento global, acidificação e eutrofização. A fração RD foi responsável pela maior geração de gases no aterro. A compostagem da fração RD resultou em menores impactos. Apesar da menor quantidade, a fração lentamente degradável (LD) permanece emitindo gases por longos períodos no aterro.

Palavras-chave: aterro sanitário, compostagem, impactos ambientais, resíduos sólidos urbanos.

ABSTRACT

The objective of this work was to estimate the gas generation and the potential environmental impacts associated with the Extrema sanitary landfill located in the city of Porto Alegre, RS. From a stoichiometric model, methane, carbon dioxide and ammonia emissions were estimated for the landfill. For comparison purposes, atmospheric emissions were estimated considering the composting of the readily degradable fraction (RD) of MSW. The methodology CML-IA *database* version 4.5 was used to evaluate the potential of global warming, acidification and eutrophication. The RD fraction was responsible for the higher generation of gases in the landfill. The composting of the RD fraction has smaller impacts. Despite the smaller amount, the slowly degradable fraction (LD) remains emitting gases for long periods in the landfill.

Keywords: sanitary landfill, composting, environmental impacts, municipal solid waste.

INTRODUÇÃO

Estimativas feitas por Zaman (2016) indicam que são gerados anualmente a nível mundial cerca de 1,47 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU). Em uma projeção para os anos de 2025 e 2050 o autor estima que esses números chegarão a 3,52 e 4,16 bilhões de toneladas, respectivamente.

O gerenciamento dos RSU não é realizado da mesma forma em todos os países. Em países em desenvolvimento, por exemplo, a organização e o planejamento dos serviços públicos de coleta são, de uma maneira geral, muito rudimentares. Isso reflete na ineficiência de programas de reciclagem e na disposição final inadequada de resíduos (BUENROSTRO e BOCCO, 2003).

No Brasil, tem se observado um aumento na quantidade de resíduos encaminhados para destinação final (MASSUKADO et al., 2013). Dados apresentados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) mostram que, em 2018, 59,5% dos RSU gerados e coletados no Brasil foram dispostos em aterros sanitários (ABRELPE, 2019)

Apesar de surgirem para proteger o meio ambiente e a sociedade dos impactos negativos devido às formas de disposição de resíduos até então utilizadas, os aterros sanitários trouxeram novos problemas. A formação de gás e lixiviado podem provocar riscos à saúde humana, poluição atmosférica e hídrica além de ser um causador do aquecimento global (EL-FADEL, FINDIKAKIS e LECKIE, 1997).

Em um aterro sanitário, as condições para a degradação dos resíduos não são ótimas o que prolonga a existência de matéria orgânica e, conseqüentemente a geração de gás e lixiviado (HASSAN et al., 2010).

Diversas metodologias foram desenvolvidas para estimar o volume de gases gerados em aterros sanitários, sendo utilizados modelos matemáticos e modelos baseados na estequiometria de geração do gás (CASTILHOS JUNIOR (Coord.), 2003).

Com base na estequiometria Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993) propuseram o modelo triangular para a determinação dos gases gerados em um aterro sanitário. Neste modelo considera-se que o gás é gerado anualmente a diferentes taxas, sendo que as taxas máximas ocorrem ao final do primeiro e do quinto ano após iniciada a produção de gás para as frações rápida e lentamente degradáveis, respectivamente. As demais taxas de produção de gás são obtidas através de uma relação com as taxas máximas.

O modelo triangular considera, ainda, que apenas 75% da fração rapidamente degradável e 50% da lentamente degradável estão disponíveis para degradação. Isto, porque

alguns materiais ficam acondicionados em sacolas plásticas ou são muito secos para sofrerem biodegradação (TCHOBANOGLIOUS, THEISEN e SAMUEL, 1993).

Aproximadamente 90% do total de gás gerado em um aterro sanitário é composto por metano e dióxido de carbono. Em menores quantidades pode-se encontrar nitrogênio e oxigênio que adentram o aterro durante a deposição do resíduo, por difusão de ar atmosférico através da superfície ou por pressão negativa durante a extração do gás do aterro (EL-FADEL, FINDIKAKIS e LECKIE, 1997).

As emissões atmosféricas de aterros sanitários contribuem para o efeito estufa e podem ainda estar associados a outros impactos ambientais (TIAN et al., 2013).

Os impactos ambientais são variados uma vez que uma determinada emissão pode ter influência em diferentes categorias de impacto (JOLLIET et al., 2004). A metodologia de avaliação de impactos ambientais pode ser utilizada para determinar os potenciais danos causados pelos gases gerados em aterros sanitários.

De acordo com a NBR 14040, a avaliação do impacto ambiental é a fase em que, de maneira geral, se associam os dados de inventário com impactos ambientais específicos e tenta-se compreender estes impactos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009).

A análise de impactos envolve a escolha e classificação em categorias de impactos, definição da metodologia e cálculo dos impactos potenciais (caracterização) (EC, 2010); (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009).

As categorias de impacto são classes que representam questões ambientais de interesse (ISO, 2006). Os dados de entradas e saídas obtidos no inventário são associados a diferentes categorias de impacto, de acordo com a sua capacidade em contribuir para este (EC, 2010).

As categorias de impactos podem ser classificadas nas abordagens *midpoint* e *endpoint*. A categoria *midpoint* classifica os fluxos de substâncias do inventário com impactos intermediários localizados entre o resultado do inventário e o dano propriamente dito (JOLLIET et al., 2004). Dentre as categorias de impacto *midpoint* mais tradicionais podem ser citadas o aquecimento global, a acidificação, a eutrofização, a formação de foto-oxidantes e depleção da camada de ozônio (MENDES et al., 2016).

Na abordagem *endpoint* os dados do inventário são associados diretamente aos danos que causam, como por exemplo, danos à saúde humana, ao meio ambiente e a recursos naturais (JOLLIET et al., 2004).

Definidas as categorias de impacto, o passo seguinte é a escolha do modelo cuja metodologia é utilizada para calcular os potenciais impactos ambientais. Existem diversas

metodologias, assim como diferentes categorias de impactos. Em alguns casos o método de aplicação é global e, em outros é regional ou local. No Brasil ainda há uma lacuna quanto a modelos que avaliem os impactos a nível local. A recomendação é utilizar modelos cuja abrangência de aplicação é global (MENDES, 2013).

Na última etapa, de caracterização, os resultados do inventário são convertidos em unidades comuns e agregados em uma categoria de impacto. Para esta conversão são utilizados os fatores de caracterização estabelecidos no método adotado. O resultado do cálculo e da agregação em uma mesma categoria é um indicador numérico do potencial impacto ambiental do produto e/ou serviço avaliado (ISO, 2006).

O objetivo deste trabalho foi estimar a geração de gases e os potenciais impactos ambientais associados ao aterro sanitário da Extrema localizado no município de Porto Alegre-RS.

METODOLOGIA

O Aterro Sanitário da Extrema (ASE), localizado na zona sul do município de Porto Alegre, foi utilizado neste estudo. O aterro iniciou sua operação em junho de 1997 e encerrou-a em 31 de dezembro de 2002 (FLECK et al., 2015).

Os volumes dos gases metano (CH₄), gás carbônico (CO₂) e amônia (NH₃) gerados por tonelada de resíduo aterrado foram calculados com o método triangular proposto por Tchobanoglous, Theisen e Samuel (1993). Multiplicando-se este volume pela massa de resíduo aterrada mensalmente obteve-se o volume de gás gerado neste período. O volume de gás multiplicado pela sua massa específica resultou na massa gerada.

Foram determinadas as massas de gases geradas desde 1997, no início da operação do aterro, até o ano de 2017. Considerou-se para os referidos cálculos a fórmula química C_{50,43}H_{80,45}O_{30,79}N para o resíduo aterrado, C_{35,31}H_{59,36}O_{24,06}N para a fração rapidamente degradável (RD) e C_{17,18}H_{28,65}O_{8,83}N para a fração lentamente degradável (LD) (LOHMANN, GEHLING e CYBIS, no prelo). Sendo a fração RD constituída de papel, papelão e matéria orgânica e a fração LD composta de embalagem multicamadas, madeira, têxteis, couro e borracha.

Para fins de comparação das emissões e impactos ambientais propôs-se uma simulação da compostagem de parte dos resíduos destinados ao aterro.

A compostagem da fração RD foi simulada considerando um sistema aberto, do tipo pilha estática. Nesse sistema o lixiviado eventualmente gerado é recirculado e degradado promovendo a recuperação dos elementos perdidos no líquido (BOLDRIN et al., 2011).

Para estimar as emissões atmosféricas, primeiramente foram calculadas as massas de carbono (C) e nitrogênio (N) emitidas na forma de gases com a aplicação das Equações (1) e (2), propostas por Boldrin et al. (2009).

$$C_{\text{CO}_2 \text{ emitido}} = C_{\text{entrada}} \cdot P_{\text{C-CO}_2} \quad (1)$$

$$N_{\text{emitido}} = N_{\text{entrada}} \cdot P_{\text{N gás}} \quad (2)$$

Onde:

$C_{\text{CO}_2 \text{ emitido}}$: massa de C emitida na forma de CO_2 (t);

C_{entrada} : massa de C no resíduo a ser compostado (t)

$P_{\text{C-CO}_2}$: porcentagem de C do resíduo perdido na forma de CO_2 ;

N_{emitido} : massa de N perdido como emissão de gases (t);

N_{entrada} : massa de N no resíduo a ser compostado (t).

$P_{\text{N gás}}$: porcentagem de N perdido como emissões gasosas.

Por tratar-se de processo aeróbio a compostagem não deve gerar gás metano. Mesmo que o processo seja mal conduzido e forme zonas de anaerobiose, o período de duração da compostagem não é suficiente para que se forme o gás, portanto este gás não foi considerado nas simulações da compostagem.

Tendo em vista que as porcentagens de perdas variam muito e, muitas vezes são difíceis de mensurar, serão utilizados dados apresentados por Boldrin et al. (2009), considerando três situações distintas: uma situação ideal em que as perdas são mínimas, a pior situação na qual as perdas são máximas e uma situação intermediária em que as perdas são um valor médio, de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1: Índice de perdas de C e N adotadas para um processo de compostagem do tipo *windrow* ou pilha estática

	Perdas (%)	
	$P_{\text{C-CO}_2}$	$P_{\text{N gás}}$
Emissão mínima	50	26
Emissão intermediária	55	38,5
Emissão máxima	66	51

Do total de nitrogênio emitido na compostagem, considerou-se que 0,004% foi perdido na forma de NH_3 , 6,3% como N_2O e o restante como N_2 (ANDERSEN et al., 2011).

Determinadas as massas de carbono e nitrogênio emitidas nas formas dos diferentes gases, foi possível estimar a massa de cada um dos gases com a Equação (3).

$$m_g = \frac{m_{e,gás} \cdot MM_g}{MM_e} \quad (3)$$

Onde:

m_g = massa do gás emitido na compostagem (t);

$m_{e,g}$ = massa do elemento (C ou N) emitido na forma do gás (t);

MM_g = massa molar do gás emitido na compostagem (g/mol);

MM_e = massa molar do elemento (C ou N) emitido na forma do gás (g/mol).

Os gases considerados no cálculo das emissões atmosféricas, tanto na compostagem quanto no aterro sanitário, podem estar relacionados aos impactos aquecimento global, eutrofização e acidificação.

Para a avaliação destes impactos ambientais foi utilizada a metodologia CML-IA *database* versão 4.5. Este método abrange as categorias de impactos aplicáveis às emissões que serão determinadas, e é um método indicado para o Brasil (MENDES, 2013). Outra vantagem do método é o *download* sem custo na forma de planilha, o que facilitou sua aplicação sem a necessidade de um programa específico para ACV (OERS, 2015).

Tabela 2: Fatores de caracterização dos impactos ambientais avaliados

Gás emitido	Fatores de caracterização		
	Aquecimento Global (GWP 100) kg CO ₂ eq/ kg emitido	Acidificação (kg SO ₂ eq/kg emitido)	Eutrofização (kg PO ₄ eq/kg emitido)
CO ₂	1	0	0
CH ₄	28	0	0
NH ₃	0	1,6	0,35
N ₂ O	265	0	0,27
N ₂	0	0	0,42

Fonte: (OERS, 2015)

O cálculo do impacto ambiental potencial se deu pelo somatório da multiplicação das massas emitida por seus respectivos fatores de caracterização. A Equação (4) exemplifica o cálculo do potencial de aquecimento global. Os demais impactos foram calculados de maneira análoga. Fatores de caracterização obtidos do método CML-IA são apresentados na Tabela 2.

$$PAG = \sum_i FC_i \cdot m_i \quad (4)$$

Onde:

PAG: potencial de aquecimento global (kg CO₂ eq.);

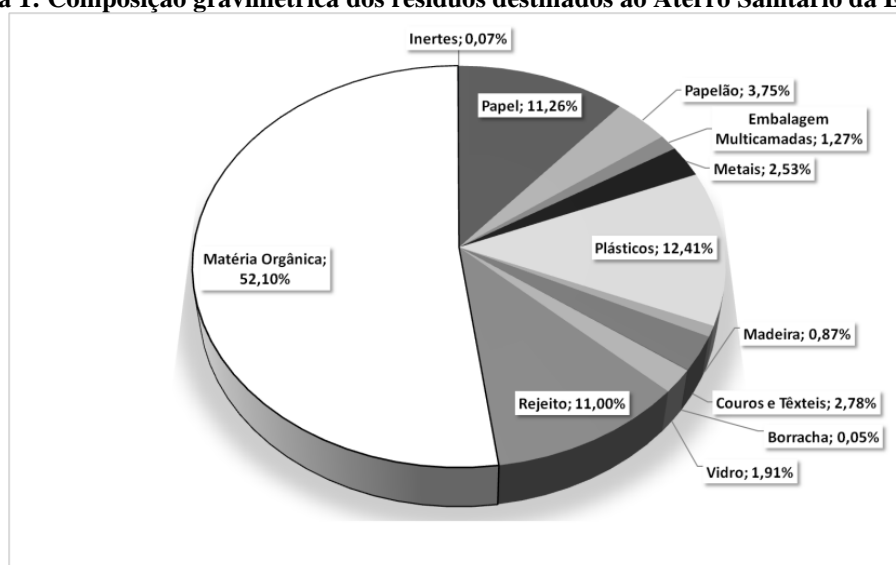
FC_i = fator de caracterização para a emissão i (kg CO₂ eq./kg emitido);

m_i = massa da emissão i (kg).

RESULTADOS

Os resíduos destinados ao ASE apresentaram a composição da Figura 1. A fração RD corresponde a 67% dos resíduos enquanto a fração LD representou 4,97% do total.

Figura 1: Composição gravimétrica dos resíduos destinados ao Aterro Sanitário da Extrema



Fonte: adaptado de (REIS et al., 2003)

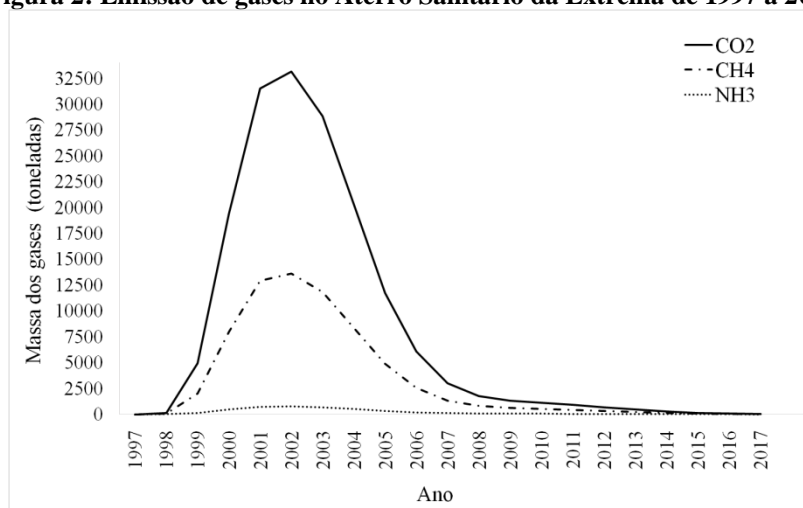
Esses resíduos aterrados geraram de 1997 a 2017, aproximadamente, 165.808 toneladas de CO₂, 68.743 toneladas de CH₄ e 4.226 toneladas de NH₃.

A produção de gases no aterro atingiu seu pico máximo em 2002, conforme se observa na Figura 2. Este foi o último ano de operação do aterro e, portanto, o período de máxima disponibilidade de resíduos. A partir de 2002, com o encerramento do aterro sanitário, a geração de gases foi reduzindo concomitantemente com a disponibilidade de resíduos biodegradáveis.

No período de operação do aterro, de 1997 a 2002, a geração de gases foi maior do que após o seu encerramento. O aterro, portanto, segue a tendência de que as emissões atmosféricas são reduzidas em quantidade, porém tentem a se estender por longos períodos (LOU e NAIR, 2009).

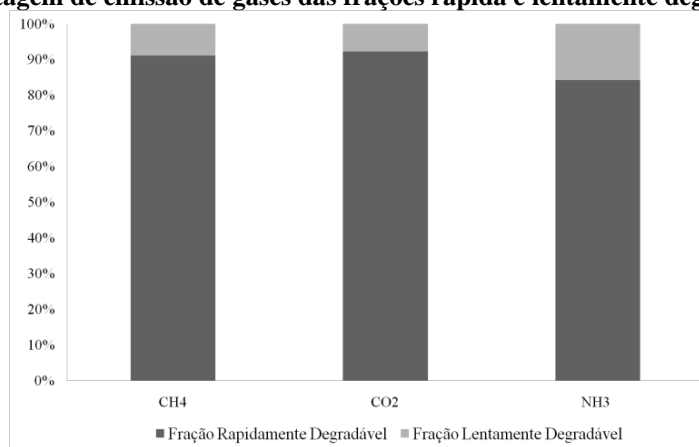
A fração responsável pela maior parte das emissões atmosféricas foi a fração RD. Na Figura 3 observa-se que mais de 80% dos gases foram emitidos devido à degradação desta fração.

Figura 2: Emissão de gases no Aterro Sanitário da Extrema de 1997 a 2017



Fonte: autoria própria

Figura 3: Porcentagem de emissão de gases das frações rápida e lentamente degradáveis aterradas



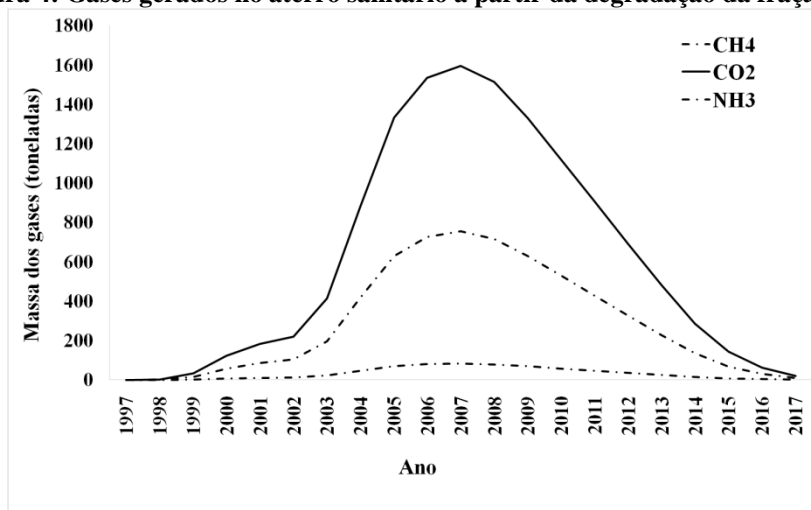
Fonte: Autoria própria

A Figura 3 torna evidente a necessidade de buscar novas alternativas para a destinação da fração RD dos resíduos buscando atender a Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010). Sua retirada do aterro pode reduzir em mais de 80% a emissão de gases nesta forma de disposição final. Porém, retirar apenas a fração RD dos aterros não evitaria os impactos das emissões atmosféricas naquele local, uma vez que a fração LD é responsável pela emissão de gases, em menores quantidades, porém a longo prazo conforme se observa na Figura 4.

Os impactos ambientais potenciais devido às emissões atmosféricas no ASE são apresentados na Tabela 3. Observa-se que, assim como na quantidade de gases emitidos, a

fração RD apresenta maior potencial de impactos. Este fato reafirma a necessidade de se reavaliar a destinação da fração RD dos RSU.

Figura 4: Gases gerados no aterro sanitário a partir da degradação da fração LD



Fonte: autoria própria

O acúmulo da fração LD em aterros prolonga a geração de gases e os potenciais impactos ambientais associados. Lou e Nair (2009) afirmam que mesmo se hoje fossem banidos todos os aterros sanitários, os gases do efeito estufa emitidos nos aterros antigos ainda permaneceriam causando impactos por muitos anos. Esse fato é evidente no ASE, o qual operou por aproximadamente cinco anos, e permaneceu emitindo gases quinze anos após o seu encerramento.

Tabela 3: Potenciais impactos ambientais associados às emissões atmosféricas do ASE

Fração do Resíduo	Impactos ambientais potenciais		
	Aquecimento Global (GWP 100) (t CO ₂ eq.)	Acidificação (t SO ₄ eq.)	Eutrofização (t PO ₄ eq.)
Total	2.090.628,24	6.761,54	1.479,09
LD	183.366,79	1.066,06	233,20
RD	1.907.261,44	5.695,48	1.245,89

Os potenciais de aquecimento global, acidificação e eutrofização no ASE são elevados quando comparados com dados de outros estudos. Vale lembrar que os impactos avaliados no presente trabalho não consideraram a coleta e o tratamento de emissões atmosféricas e lixiviado e isto elevou os potenciais impactos para o ASE. Se fosse considerada a queima dos gases, por exemplo, o potencial de impacto de aquecimento global seria reduzido com a transformação,

pela queima, de CH₄ em CO₂. O aproveitamento energético a partir da queima também poderia reduzir este impacto do ASE (LOU; NAIR, 2009).

Camilleri-Fenech et al. (2018), em seu estudo desenvolvido em Malta, obtiveram um potencial de aquecimento global 268.463 t CO₂ eq. considerando a destinação aproximada de 210.156 toneladas de resíduos para um aterro sanitário. O fato destes autores considerarem a coleta e o tratamento dos gases explica o menor potencial de impacto ambiental determinado por eles.

O mesmo impacto foi estimado por Oliveira e Pires (2019) considerando a destinação de aproximadamente 829.229 toneladas de resíduos resultando em 6.000.000 t CO₂ eq. O valor obtido por estes autores é maior do que o potencial de aquecimento global do ASE provavelmente pelos fatos dos autores considerarem emissões diretas das operações e indiretas da aquisição de materiais como, combustível e eletricidade, utilizarem dados de emissão próprios do programa computacional utilizado e trabalharem com resíduos com uma composição diferente.

Reichert (2013) considerou a destinação de cerca de 376.000 toneladas de RSU para um aterro sanitário com coleta de 70% dos gases gerados e de 98% do lixiviado sendo a eficiência de tratamento do lixiviado de 95%. Com estas considerações Reichert (2013) obteve um potencial de aquecimento global de cerca de 275.000 t CO₂ eq., aproximadamente 90 t SO₂ eq. para acidificação e cerca de 20 t PO₄ eq. para eutrofização.

Para a destinação de 6.430 toneladas de RSU em aterro sanitário com 70% de eficiência de coleta de gases e 98% de lixiviado com 95% de eficiência no tratamento deste lixiviado, Mersoni e Reichert (2017) verificaram um potencial de aquecimento global de 3.703 t CO₂ eq., de acidificação de 1,9 t SO₂ eq. e de eutrofização de 0,43 t PO₄ eq.

Mengue et al. (2015) avaliou a destinação de 612 toneladas de RSU para um aterro sanitário com 90% de eficiência nas coletas de gases e lixiviado e 70% de eficiência no tratamento deste lixiviado. Para esta situação estes autores chegaram a um potencial de aquecimento global de cerca de 201.636 t CO₂ eq., de eutrofização de, aproximadamente, 0,11 t PO₄ eq. e de acidificação de 0,65 t SO₂ eq.

Percebe-se que é difícil comparar os resultados quanto às emissões e os impactos ambientais tanto de aterros sanitários quando de sistemas de gerenciamento de resíduos como um todo. Os modelos utilizados em cada estudo, as etapas do gerenciamento de resíduos consideradas e as considerações quanto a coleta e o tratamento de gases e lixiviado interferem no resultado final e dificultam as comparações. Alguns modelos utilizam fatores de emissão agregados para todo o sistema de gerenciamento de resíduos enquanto outros usam um fator

específico para as etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final. Os materiais que compõem os resíduos e os diferentes gases considerados também interferem nos resultados. O mesmo vale para escolha de contabilizar ou não o carbono biogênico (CIFRIAN et al., 2012).

Apesar das dificuldades de comparação é visível que a destinação de resíduos para aterros sanitários traz impactos ambientais negativos.

As emissões de aterros sanitários e seus impactos poderiam ser reduzidos com um pré-tratamento dos resíduos. De acordo com uma proposta de Pessin et al. (2006) a metodologia consiste na oxidação aeróbia parcial da fração orgânica visando a redução da massa de resíduo a ser aterrada e, conseqüentemente, a emissão de gases e lixiviado. Outra alternativa, também proposta por Pessin et al. (2006), é a triagem para remoção de material com potencial para reciclagem e a compostagem da fração orgânica. Ressalta-se que a referida proposta está contida na Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010).

As simulações da compostagem da fração RD, considerando-se três cenários distintos, resultaram nas emissões atmosféricas apresentadas na Tabela 4, e nos potenciais impactos ambientais da Tabela 5.

Tabela 4: Emissão de gases durante a compostagem da fração rapidamente degradável

Gás	Quantidade emitida (t)		
	Mínimo	Intermediário	Máximo
CO ₂	218.032,57	239.835,83	287.803,00
NH ₃	0,05	0,07	0,10
N ₂ O	202,30	299,56	396,82
N ₂	957,48	1.417,81	1.878,14

Tabela 5: Potenciais impactos ambientais associados às emissões atmosféricas na compostagem da fração rapidamente degradável

	Impactos ambientais potenciais		
	Aquecimento Global (GWP 100) (t CO ₂ eq.)	Acidificação (t SO ₄ eq.)	Eutrofização (t PO ₄ eq.)
Mínimo	271.641,77	0,08	456,78
Intermediário	319.218,69	0,12	676,39
Máximo	392.959,51	0,16	895,99

Para a compostagem de 1.883 toneladas de RSU Mersoni e Reichert (2017) encontraram os seguintes potenciais de impactos: aquecimento global de 6.405, kg CO₂ eq., acidificação de 23,38 kg SO₂ eq. e eutrofização de 16,42 kg PO₄ eq. Apenas o impacto acidificação é maior no trabalho de Mersoni e Reichert (2017) se comparados aos dados apresentados na Tabela 5.

Provavelmente esta diferença é devido ao fato destes autores considerarem a emissão de SO_2 no cálculo do potencial de acidificação.

As diferenças nos resultados também se justificam através das metodologias adotadas para o cálculo das emissões atmosféricas na compostagem. Enquanto o presente trabalho utilizou-se de porcentagens de emissão obtidos da literatura, Mersoni e Reichert (2017) utilizaram, com algumas adaptações, o banco de dados do programa IWM-2. Outra questão que pode ser levantada é que estes autores consideraram o sistema de gerenciamento de resíduos desde a geração até o seu retorno ao ambiente na forma de rejeito, composto ou energia. Já o presente trabalho apenas analisou as emissões e os impactos que ocorrem na leira de compostagem.

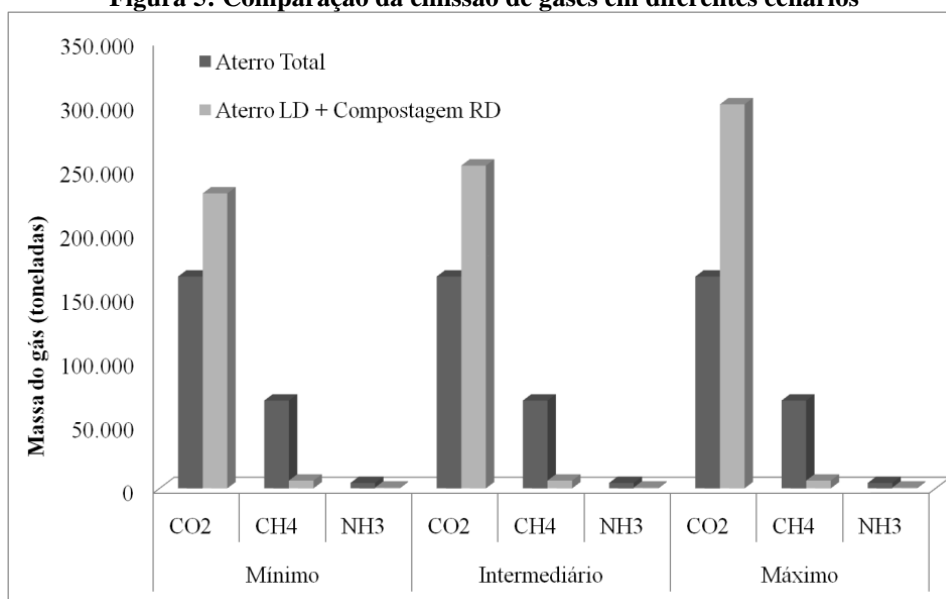
Observa-se na Tabela 5 um elevado potencial de aquecimento global o qual está relacionado a emissão de CO_2 . O CO_2 emitido na compostagem pode ser considerado como proveniente de matéria orgânica produzida recentemente por fotossíntese. Neste caso, seu potencial de aquecimento global é nulo (BOLDRIN et al., 2011). Portanto, o potencial de aquecimento global nas simulações feitas seria também considerado nulo e tornaria a compostagem ainda menos impactante que um aterro sanitário.

Por fim, é importante destacar que o fato de se considerar a recirculação do lixiviado faz com o que o processo de compostagem não emita fósforo. Caso houvesse emissão de fósforo o potencial de eutrofização do sistema seria maior do que o apresentado na Tabela 5 já que o fósforo contribui para a eutrofização (YUAN et al., 2011).

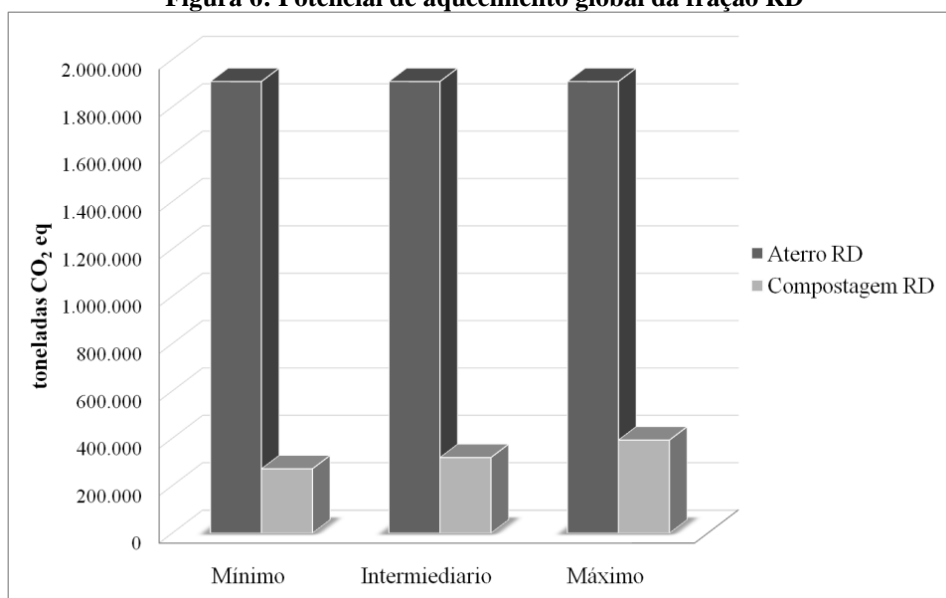
Comparando-se a degradação da fração RD em aterro sanitário e na compostagem, foi possível observar que a compostagem desta fração resultou em um aumento de 42,6 a 88% na emissão de CO_2 . Já a emissão de NH_3 teve mais de 95% de redução.

A Figura 5 faz uma comparação de um cenário em que a fração LD é encaminhada para aterro sanitário e a fração RD para compostagem, com o cenário em que ambas as frações são destinadas a aterro. Nas três condições consideradas para a compostagem, a emissão de CO_2 aumenta devido à maior geração deste gás pelo processo aeróbio. Os gases CH_4 e NH_3 têm sua geração reduzida ou anulada quando a fração RD é compostada ao invés de aterrada.

Apesar da compostagem da fração RD emitir mais CO_2 que no aterro sanitário, ela possui menor potencial de aquecimento global. Isso ocorre porque o aterro emite o gás CH_4 este gás possui um elevado potencial de aquecimento global. Essa diferença é evidenciada na Figura 6, e corresponde a um valor médio aproximado de 80%.

Figura 5: Comparação da emissão de gases em diferentes cenários

Algumas estratégias de mitigação para a emissão de gases do efeito estufa foram indicadas por Bong et al. (2017). Dentre elas o uso de um material para aumento do volume de descompactação, sistema de aeração e uso de composto maturado como material de cobertura que melhoram o desempenho da compostagem.

Figura 6: Potencial de aquecimento global da fração RD

Os potenciais de acidificação e eutrofização também são menores na compostagem da fração RD do que na decomposição desta fração em aterro sanitário. A redução do potencial de acidificação para as emissões atmosféricas da fração RD na compostagem atingiu um valor

médio 84% menor do que sua degradação no aterro sanitário. O potencial de eutrofização, da fração RD, foi de 23,7 a 53% menor na compostagem.

A redução dos impactos ambientais na compostagem demonstra que esta é uma alternativa adequada para a destinação da fração RD dos RSU.

Para se atingir o mínimo de emissão possível, seria necessário destinar aos aterros sanitários apenas a fração rejeitos, conforme recomenda a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010). Isso porque os rejeitos são considerados não degradáveis ou pouco degradáveis (LIBÂNIO, 2002).

É importante ressaltar a necessidade de participação da população no sistema de gerenciamento de resíduos. Aproximadamente 30% dos RSU enviados ao aterro sanitário poderiam ter sido separados na origem e ser destinados à reciclagem. Além disso, medidas para reduzir a geração de RSU contribuiriam para reduzir os impactos dos aterros e dos sistemas de compostagem.

Fica evidente que assim como Tian et al. (2013) propuseram para a China a redução, reutilização e reciclagem de resíduos, a efetiva aplicação de leis e regulamentos, o investimento em tecnologias avançadas de tratamento e a educação da população podem evitar os impactos causados pelas emissões atmosféricas de aterros sanitários.

CONCLUSÕES

Os RSU encaminhados ao ASE geraram de 1997 a 2017, aproximadamente, 165.808 toneladas de CO₂, 68.743 toneladas de CH₄ e 4.226 toneladas de NH₃. A maior parte das emissões atmosféricas no ASE foram devido à fração RD dos RSU. Apesar disso, as emissões se estenderam por um longo período devido à fração LD.

O ASE apresentou potencial de aquecimento global de 2.090.628 toneladas CO₂ eq, acidificação de 6761,5 t SO₂ eq e eutrofização de 1479,1 t PO₄ eq. Os potenciais de aquecimento global, acidificação e eutrofização no ASE são elevados quando comparados com dados de outros estudos. Vale lembrar que os impactos avaliados no presente trabalho não consideraram a coleta e o tratamento de emissões atmosféricas e lixiviado e isto elevou os potenciais impactos para o ASE.

Algumas alternativas para reduzir as emissões e, conseqüentemente os impactos ambientais do aterro, seriam o pré-tratamento dos resíduos, a triagem dos materiais com potencial para reciclagem e a compostagem da fração orgânica.

As simulações da compostagem resultaram na geração de CO₂ variando de 218.032,57 toneladas a 287.803 toneladas, N₂O de 202,30 a 396,82 toneladas e N₂ variando de 957,48 a 1878,14 toneladas.

As emissões de CO₂ são maiores na compostagem da fração RD do que no aterro sanitário, enquanto que a emissão de NH₃ é maior neste último. Apesar destas diferenças, o potencial de aquecimento global, eutrofização e acidificação são menores na compostagem da fração RD. O potencial de aquecimento global variou de 271.641,77 a 392.959,51 t de CO₂ eq. nos cenários avaliados. Já o potencial de acidificação foi de 0,08 a 0,16 t SO₂ eq. e o de eutrofização variou de 456,78 a 896 t PO₄ eq.

É possível reduzir os potenciais impactos de aquecimento global, acidificação e eutrofização em aproximadamente 80, 84 e 53% com a destinação da fração RD para compostagem ao invés do aterro sanitário.

A aplicação da PNRS, que estabelece a destinação final apenas dos rejeitos contribuiria para a redução dos impactos de aterros sanitários. A participação da população no gerenciamento de resíduos também é fundamental para tais reduções.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019. São Paulo: 2019. 64 p.

ANDERSEN, J.K. et al. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste Management*, Elmsford, v. 31, n. 9/10, p. 1934–1942, Sept./Oct. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009. 21 p.

BOLDRIN, Alessio et al. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, London, v. 27, n. 8, p. 800–812, 2009.

BOLDRIN, Alessio et al. Composting: mass balances and product quality. In: CHRISTENSEN, Thomas H. (Ed.). *Solid waste technology and management*. Chichester: John Wiley, 2011. v. 2, p. 569–582.

BONG, Cassandra Phun Chien et al. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, Oxford, v. 146, p. 149–157, Mar. 2017.

BRASIL. Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo*, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Seção 1, p. 3.

BUENROSTRO, Otoniel; BOCCO, Gerardo. Solid waste management in municipalities in Mexico: goals and perspectives. *Resources, Conservation and Recycling*, Amsterdam, v. 39, n. 3, p. 251–263, Oct. 2003.

CAMILLERI-FENECH, M.; OLIVER-SOLÀ, J.; FARRENY, R.; GABARRELL, X. Where do islands put their waste?-A material flow and carbon footprint analysis of municipal waste management in the Maltese Islands. *Journal of Cleaner Production*, v. 195, p. 1609–1619, 2018.

CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges de (Coord.). *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 280 p.

CIFRIAN, E.; GALAN, B.; ANDRES, A.; VIGURI, J. R. Material flow indicators and carbon footprint for MSW management systems: Analysis and application at regional level, Cantabria, Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 68, p. 54–66, 2012. Elsevier B.V.

EL-FADEL, Mutasem; FINDIKAKIS, Angelos N.; LECKIE, James O. Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environmental Management*, Oxford, v. 50, n. 1, p. 1–25, May 1997.

EUROPEAN COMMISSION. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: general guide for Life Cycle Assessment -- detailed guidance*. 1st ed. Luxembourg: European Union, 2010. 394 p.

FLECK, Eduardo et al. Análise da evolução bioquímica do aterro sanitário da Extrema, Porto Alegre, RS, a partir do monitoramento do lixiviado gerado. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 28., 2015, Rio de Janeiro. Anais [...]. Rio de Janeiro: ABES, 2015.

HASSAN, Mohd Ali et al. Kitchen refuse fermentation. In: WANG, Lawrence K. et al. (Ed.). *Environmental bioengineering*. New York: Humana, 2010. ch. 6, p. 193-210. (*Handbook of Environmental Engineering*, v. 11).

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva, 2006. 46 p.

JOLLIET, Olivier et al. The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Berlin, v. 9, n. 6, p. 394–404, Nov. 2004.

LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha. *Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume*. 2002. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

LOHMANN, G.; GEHLING, G. R.; CYBIS, L. F. DE A. Uso de matriz pedigree modificada na escolha de dados de composição elementar de resíduos sólidos urbanos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. (no prelo).

LOU, X. F.; NAIR, J. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions – a review. *Bioresource Technology*, Barking, v. 100, n. 16, p. 3792-3798, Aug. 2009.

MASSUKADO, Luciana Miyoko et al. Diagnóstico da gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil : uma análise pós PNSB 2008 - ênfase na destinação final e nos resíduos orgânicos. *Revista DAE*, São Paulo, n. 192, p. 22-33, maio/ago. 2013.

MENDES, Natalia Crespo. Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. 2013. 147 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

MENDES, Natalia Crespo; BUENO, Cristiane; OMETTO, Aldo Roberto. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. *Production*, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 160–175, jan./mar. 2016.

MENGUE, D. M.; TRENTIN, A. W. DA S.; RODRIGUEZ, A. L.; LOPEZ, D. A. R.; WERMUTH, T. B. Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos do município de Três Cachoeiras -RS. *Tecno-lógica*, v. 19, n. 2, p. 69–77, 2015.

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: O caso do município de Garibaldi, RS. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017.

OERS, Laurant van. CML-IA database, characterisation and normalisation factors for midpoint impact category indicators. Leiden: Universiteit Leiden, 2015.

OLIVEIRA, A. L. A. R. DE; PIRES, A. DE A. C. Avaliação do ciclo de vida de cenários de gestão dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal. 2o Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. Anais. p.1–6, 2019. Foz do Iguaçu-PR.

PESSIN, Neide et al. Métodos de transformação e aproveitamento da fração orgânica: minimização da quantidade de resíduos dispostos em aterro. In: CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges de (Coord.). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 17–63.

REICHERT, G. A. Apoio à Tomada de Decisão por Meio da Avaliação do Ciclo de Vida em Sistemas de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos: O Caso de Porto Alegre, 2013. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

REIS, Mariza Fernanda Power et al. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS – ano 2002. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 1., 2003, Porto Alegre, RS. Anais: conquistando a soberania alimentar. Porto Alegre: EMATER/RS, 2003. 1 CD-ROM.

TCHOBANOGLOUS, George; THEISEN, Hilary; VIGIL, Samuel. Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. New York: McGraw Hill, 1993. 978 p.

TIAN, Hezhong et al. Atmospheric pollution problems and control proposals associated with solid waste management in China: a review. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdam, v. 252/253, p. 142–154, May 2013.

YUAN, Z.; SHI, J.; WU, H.; ZHANG, L.; BI, J. Understanding the anthropogenic phosphorus pathway with substance flow analysis at the city level. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n. 8, p. 2021–2028, 2011. Elsevier Ltd.

ZAMAN, Atiq Uz. A comprehensive study of the environmental and economic benefits of resource recovery from global waste management systems. *Journal of Cleaner Production*, Oxford, v. 124, p. 41–50, June 2016.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Artigo 1 - “Uso de matriz pedigree modificada na escolha de dados de composição elementar de resíduos sólidos urbanos” - evidenciou que a matriz pedigree da forma como foi proposta permite escolher com maior robustez dados da composição química elementar de RSU.

Com os dados da composição química elementar dos resíduos foi possível determinar a fórmula química empírica para diferentes frações. Considerando a composição gravimétrica de 1997, as fórmulas empíricas calculadas para as frações RD e matéria orgânica foram, respectivamente, $C_{35.31}H_{59.36}O_{24.06}N$ e $C_{17.18}H_{28.65}O_{8.38}N$, e para o resíduo como um todo $C_{50.43}H_{80.45}O_{30.79}N$.

A partir da composição gravimétrica de 2010 as fórmulas obtidas foram $C_{33.10}H_{54.30}O_{21.50}N$ e $C_{48.09}H_{75.43}O_{30.35}N$ para as frações RD e LD, respectivamente, e $C_{54.98}H_{86.33}O_{32.92}N$ para o resíduo no geral.

Uma comparação com a fórmula química obtida analiticamente em 2010 ($C_{33.3}H_{57.6}O_{17}N$) permite constatar que a matriz pedigree modificada permite obter dados secundários da composição elementar de RSU.

Os resultados do Artigo 1 foram utilizados para determinar as análises de fluxo de substâncias de que tratam os artigos 2 a 4.

Na análise de fluxo de carbono desenvolvida no artigo 2 -“Análise de fluxo e pegada carbono em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS, Brasil”- constatou-se que de 1997 a 2002 o ASE recebeu 231.417 toneladas de carbono. Deste total, aproximadamente 98.982, 8 toneladas foram perdidas através de emissões atmosféricas e do lixiviado. Após 20 anos, o aterro sanitário ainda continha 132.434, 2 toneladas de carbono.

O artigo 3 - “Análise de fluxo de nitrogênio em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS” - que trata da análise de fluxo de nitrogênio no ASE mostra que o aporte de nitrogênio no período de operação do aterro foi de 5.531,8 toneladas. Passados 20 anos desde o início da operação do aterro, constata-se que permaneceram aterradas 1061,5 toneladas de nitrogênio. Cerca de 4.290 toneladas haviam sido perdidas ao longo desses 20 anos.

A análise de fluxo de fósforo é exposta no artigo 4 – “Análise de fluxo de fósforo em um aterro sanitário no município de Porto Alegre-RS”-. Em 2017, 99% das 696,15 toneladas de fósforo aterradas permaneciam no aterro. Apenas 6,47 toneladas foram perdidas através do lixiviado ao longo de 20 anos.

No artigo 05 -“Análise de fluxo de substâncias na compostagem de resíduos sólidos urbanos e potenciais impactos ambientais associados” - fez-se uma simulação da compostagem e de seus potenciais impactos ambientais. Foram avaliados três cenários considerando perdas de substâncias mínimas, intermediárias e máximas para as frações matéria orgânica e RD.

O total de carbono na fração RD foi de 119.000 toneladas e o nitrogênio nesta mesma fração foi de 3.930 toneladas. A fração matéria orgânica continha 71.600 toneladas de carbono e 2.922 toneladas de nitrogênio.

As perdas de carbono variaram de 35.806 a 78.546 toneladas e as de nitrogênio de 759,96 a 2.004 toneladas.

Quanto aos potenciais impactos ambientais o potencial de aquecimento global variou de 171.066,87 a 392.959,51 t CO₂ eq., de acidificação variou de 0,06 a 0,16 t SO₄ eq. e o potencial de eutrofização de 339,70 a 895,99 t PO₄ eq.

As substâncias acumuladas na leira de compostagem, ao contrário do que ocorre no aterro sanitário, são utilizadas como composto orgânico a ser aplicado no solo.

A destinação da matéria orgânica ou mesmo da fração RD para um sistema de compostagem vai de encontro à PNRS. Esta determina que aterros sanitários recebam apenas rejeitos e não mais matéria orgânica. Tal pratica evitaria o desperdício de substâncias já que estas deixam de ser apenas aterradas para encontrarem um novo uso como composto orgânico.

No Artigo 6 - “Estimativa da Geração de Gases e Potenciais Impactos Ambientais em um Aterro Sanitário no Município de Porto Alegre–RS” - são apresentados os potenciais impactos ambientais do ASE.

O potencial de aquecimento global foi de 2.090.628 t CO₂ eq., de acidificação 6.761,5 t SO₄ eq. e o potencial de eutrofização 1.479 t PO₄ eq.

A maior parte das emissões atmosféricas e, portanto, dos impactos ambientais é devido a fração RD. Esta é também a maior responsável pelo aporte de carbono, nitrogênio e fósforo no ASE. Tais constatações evidenciam a necessidade de buscar novas alternativas para a destinação da fração RD buscando atender a Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010). A compostagem da fração RD seria uma alternativa para sua destinação.

As análises de fluxo de substâncias desenvolvidas neste trabalho demonstram que em aterros sanitários tem-se a longo prazo emissão de substâncias. E, mesmo com tais emissões, ainda se tem grandes quantidades acumuladas no aterro. Algumas maneiras de reaproveitar as substâncias contidas nos RSU seria encaminhar a fração orgânica para compostagem e incentivar a reciclagem de materiais.

A aplicação da AFS no ASE demonstrou que a destinação de RSU em aterros sanitários representa um desperdício de substâncias com potencial de recuperação. A AFS demonstra que o aterro sanitário acumula, por muitos anos, materiais e substâncias que poderiam ter sido recuperados e reutilizados.

Os resultados deste trabalho podem ser utilizados para auxiliar gestores públicos na tomada de decisão quanto ao gerenciamento de resíduos. É possível aplicar a ferramenta de AFS em sistemas de gerenciamento de resíduos para verificar qual a melhor escolha para que se tenha um melhor aproveitamento de determinada substância.

A AFS também pode ser utilizada para avaliar as frações que devem ser priorizadas para a recuperação de uma substância de interesse. Destaca-se a significativa contribuição da matéria orgânica para a entrada de carbono, nitrogênio e fósforo no aterro sanitário da Extrema. É necessário rever a destinação desta fração de forma que se possa recuperar e reutilizar os nutrientes nela contidos.

Neste trabalho optou-se, como alternativa ao aterro sanitário, aplicar a ferramenta de AFS para a compostagem de parte dos RSU. Esta ferramenta pode ser aplicada também para diferentes alternativas de tratamento como a digestão anaeróbia e a incineração. Com a aplicação da AFS para diferentes tratamentos é possível comparar os resultados e escolher a opção que permita uma melhor recuperação de substâncias.

A AFS pode ser utilizada para a obtenção do inventário de ciclo de vida, uma das etapas da avaliação do ciclo de vida. A partir deste inventário é possível determinar os potenciais impactos ambientais dos diferentes tratamentos e destinação final dada aos RSU.

Os resultados da AFS servem, também, para avaliar a qualidade do serviço de coleta seletiva nos municípios. Através dos fluxos é possível verificar materiais com potencial para reciclagem que foram indevidamente encaminhados para aterro sanitário.

A ferramenta utilizada neste trabalho pode ser aplicada em centrais de triagem para verificar a quantidade de cada substância que é perdida através do rejeito, e aquela que é recuperada através dos materiais encaminhados para reciclagem. Além da AFS é possível aplicar a AFM nestes locais para avaliar a quantidade de material recuperado.

A ferramenta utilizada no presente estudo pode ser aplicada para outras substâncias de interesse como, por exemplo, metais pesados. É possível com AFS verificar se estes se acumulam no aterro ou são perdidos através das emissões atmosféricas ou do lixiviado. Também é possível avaliar qual fração gravimétrica é responsável pelo maior aporte destas substâncias no aterro sanitário.

Com uma AFS aplicada a inúmeras substâncias é possível avaliar os potenciais impactos ambientais associados a estas e identificar quais substâncias resultam em maior impacto em diferentes tratamentos e destinação final. A partir desta informação podem-se definir as substâncias que devem ser priorizadas numa tomada de decisão quanto a destinação ou tratamento dos RSU.

A ferramenta pode ser aplicada a outros resíduos gerados como os resíduos de serviços de saúde (RSS) cuja maior parte coletada é destinada para incineração no Brasil (ABRELPE, 2019). A AFS aplicada aos RSS poderia auxiliar na identificação da melhor destinação destes resíduos considerando as substâncias contidas nos resíduos e aquelas perdidas em cada tratamento adotado.

Em estudos futuros sugere-se avaliar o fluxo de substâncias em novas células de aterro sanitário e com a determinação analítica da composição elementar dos RSU aterrados, dos gases e do lixiviado gerados no aterro. Outra sugestão é o monitoramento de um sistema de compostagem possibilitando estimar com maior precisão os seus fluxos de substâncias.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. São Paulo: 2015.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. São Paulo: 2018.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo: 2019.
- AL-JARALLAH, R.; ALEISA, E. A baseline study characterizing the municipal solid waste in the State of Kuwait. **Waste Management**, v. 34, n. 5, p. 952–960, 2014.
- ALLESCH, A.; BRUNNER, P. H. Material flow analysis as a decision support tool for waste management: A literature review. **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, n. 5, p. 753–764, 2015.
- ALMEIDA, C. F. DE; MACIEL, V. G.; CYBIS, L. F. DE A. Global warming potential assessment for operation of thermoelectric power plant in Manaus. **LALCA - Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida**, v. 1, n. 1, p. 45–63, 2017.
- ÁLVAREZ, J. et al. A Phosphorous Flow Analysis in Spain. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 995–1006, 2018.
- ANDERSEN, J. K. et al. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. **Waste Management**, v. 31, n. 9, p. 1934–1942, set. 2011.
- ANSAH, E.; WANG, L.; SHAHBAZI, A. Thermogravimetric and calorimetric characteristics during co-pyrolysis of municipal solid waste components. **Waste Management**, v. 56, p. 196–206, 2016.
- ANTIKAINEN, R. et al. Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 107, p. 287–305, 2005.
- ANTUNES, C. V.; UGAYA, C. M. L. **Método para Coleta e Análise de Dados para Avaliação de Desempenho Ambiental da Indústria Metal Mecânica**. 4th International Workshop Advances in Cleaner Production. **Anais...**São Paulo: 2013
- ARAFAT, H. A.; JIJAKLI, K.; AHSAN, A. Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 105, p. 233–240, 2015.
- ARNESEN, A. S. et al. **Avaliação Da Adoção Do Parâmetro Carbono Orgânico Total Em Substituição À Demanda Bioquímica De Oxigênio Para Monitoramento Da Qualidade De Corpos D'Água Superficiais**. 29º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente- Encontro Técnico AESABESP. **Anais...**São Paulo: 2018
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004/2004 - Resíduos sólidos - Classificação**Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040. Gestão**

ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas Brasil, 2009.

AYELERU, O. O.; NTULI, F.; MBOHWA, C. **Utilization of Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) as Compost: A Case Study of Florida, South Africa.** World Congress on Engineering and Computer Science. **Anais...**San Francisco: 2016

AYRES, R. Industrial Metabolism: Theory and Policy. In: ALLENBY, B. R.; RICHARDS, D. J. (Eds.). **The Greening of Industrial Ecosystems.** Washington: National Academy of Engineering, 1994. p. 23–37.

BAAWAIN, M. et al. Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, p. 355–362, abr. 2017.

BAPTISTA, M. et al. Composting kinetics in full-scale mechanical-biological treatment plants. **Waste Management**, v. 30, p. 1908–1921, 2010.

BATSTONE, D. J. et al. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). **Water Science and Technology**, v. 45, n. 10, p. 65–73, 2002.

BERGE, N. D.; REINHART, D. R.; TOWNSEND, T. G. The Fate of Nitrogen in Bioreactor Landfills. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 4, p. 365–399, 2005.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos: EESC/USP, 1999.

BOLDRIN, A. et al. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. **Waste Management & Research**, v. 27, n. 8, p. 800–812, 2009.

BOLDRIN, A. et al. Composting: Mass Balances and Product Quality. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology and Management - V.II.** [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 569–582.

BONG, C. P. C. et al. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. **Journal of Cleaner Production**, v. 146, p. 149–157, 2017.

BORBA, S. M. P. B. **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitário: Estudo de Caso.** [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2006.

BOUMANCHAR, I. et al. Effect of materials mixture on the higher heating value: Case of biomass, biochar and municipal solid waste. **Waste Management**, v. 61, p. 78–86, 2017.

BRASIL. **Lei nº11445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Brasil**Diário Oficial da União, , 2007.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras**

providências.BrasilDiário Oficial da União, , 2010.

BRAZ, C. E. M.; CRNKOVIC, P. M. Physical – Chemical Characterization of Biomass Samples for Application in Pyrolysis Process. **Chemical Engineering Transactions**, v. 37, p. 523–528, 2014.

BRAZ, J. A.; DA SILVA, C. L. **Avaliação Do Potencial Energético Do Biogás De Aterro Sanitário Gerado Pelos Resíduos Sólidos Domésticos Do Município De Rio Claro.** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**João Pessoa: 2001

BRUNNER, P. H.; MA, H.-W. Substance Flow Analysis An Indispensable Tool for Goal-Oriented Waste Management. **Journal of Industrial Ecology**, v. 13, n. 1, p. 11–14, fev. 2009.

BRUNNER, P. H.; RECHBERGER, H. **Practical Handbook of Material Flow Analysis.** Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, 2004.

BUENROSTRO, O.; BOCCO, G. Solid waste management in municipalities in Mexico: Goals and perspectives. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 39, n. 3, p. 251–263, 2003.

BUENROSTRO, O.; BOCCO, G.; CRAM, S. Classification of sources of municipal solid wastes in developing countries. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 32, n. 1, p. 29–41, 2001.

CAMILLERI-FENECH, M. et al. Where do islands put their waste?-A material flow and carbon footprint analysis of municipal waste management in the Maltese Islands. **Journal of Cleaner Production**, v. 195, p. 1609–1619, 2018.

CAMPOS, H. K. T. Recycling in Brazil: Challenges and prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 85, p. 130–138, 2014.

CASTILHOS JUNIOR (COORD.), A. B. DE. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. DE et al. Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR (COORD.), A. B. DE (Ed.). . **Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades.** Rio de Janeiro: ABES-RJ, 2003. p. 19–50.

CENCIC, O. **STAN User Manual**ViennaVienna University of Technology - Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, , 2012.

CENCIC, O.; RECHBERGER, H. Material Flow Analysis With Software STAN. **Journal of Environmental Engineering and Management**, v. 18, n. 1, p. 3–7, 2008.

CHANG, N.-B.; DAVILA, E. Municipal solid waste characterizations and management strategies for the Lower Rio Grande Valley, Texas. **Waste Management**, v. 28, p. 776–794, 2008.

CHEN, S. et al. TGA pyrolysis and gasification of combustible municipal solid waste. **Journal of the Energy Institute**, v. 88, p. 332–343, 2015.

CHERNICHARO, C. A. DE L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997.

CHOWDHURY, R. B. et al. A review of recent substance flow analyses of phosphorus to identify priority management areas at different geographical scales. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 83, p. 213–228, 2014.

CHRISTENSEN, T. H. Introduction to Waste Management. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology and Management - V.I.** [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011a. p. 512.

CHRISTENSEN, T. H. Introduction to Waste Engineering. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology and Management - V.I.** [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011b. p. 17–28.

CHRISTENSEN, T. H.; MANFREDI, S. Landfilling: Reactor Landfills. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology and Management - V.II.** [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 772–785.

CHRISTENSEN, T. H.; MANFREDI, S.; KJELDSEN, P. Landfilling: Environmental Issues. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology and Management - V.II.** [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 695–708.

COOPER, J.; CARLIELL-MARQUET, C. A substance flow analysis of phosphorus in the UK food production and consumption system. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 74, p. 82–100, 2013.

COPPENS, J. et al. Follow the N and P road: High-resolution nutrient flow analysis of the Flanders region as precursor for sustainable resource management. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 115, p. 9–21, 2016.

CRUZ, E. P. Brasil desperdiça 41 mil toneladas de alimentos por ano, diz entidade. **Agência Brasil**, 30 jun. 2016.

D'ALMEIDA (IPT), M. L. O.; VILHENA (CEMPRE), A. **Lixo Municipal Manual de Gerenciamento Integrado**. 2ª edição ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

DE BRITO FILHO, L. F. **Estudo De Gases Em Aterros De Resíduos Sólidos Urbanos**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M.; GOLUEKE, C. G. Composting of Municipal Solid Wastes. In: KREITH, F.; TCHOBANOGLOUS, G. (Eds.). **Handbook of Solid Waste Management**. Second Edi ed. New York: The McGraw-Hill Companies, 2002. p. 12.1-12.70.

DORN, A. A. (COORD. . **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Porto Alegre-RS: [s.n.].

DURÁN MORENO, A. et al. Mexico City's municipal solid waste characteristics and composition analysis. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, v. 29, n. 1, p. 39–46, 2013.

EHRENFELD, J. Industrial ecology: a new field or only a metaphor? **Journal of Cleaner**

Production, v. 12, p. 825–831, 2004.

EHRIG, H.-J.; ROBINSON, H. Landfilling: Leachate Treatment. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology and Management - V.II**. [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 858–897.

EISTED, R.; CHRISTENSEN, T. H. Characterization of household waste in Greenland. **Waste Management**, v. 31, n. 7, p. 1461–1466, 2011.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 1, p. 1–25, 1997.

ERKMAN, S. Industrial ecology: An historical view. **Journal of Cleaner Production**, v. 5, n. 1–2, p. 1–10, 1997.

ESPOSITO, G. et al. Mathematical modelling of disintegration-limited co-digestion of OFMSW and sewage sludge. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 7, p. 1513–1519, 2008.

EUROPEAN COMMISSION -- JOINT RESEARCH CENTER -- INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook -- General guide for Life Cycle Assessment -- Detailed guidance**. First edit ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.

FACÓ, A. M.; SANTANELLA, S. T. **Tratamento De Percolado De Aterro Sanitário Através De Processo Biológico Com Fungos**. Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **Anais...**Cancún: 2002

FEHR, M.; DE CASTRO, M. S. M. .; CALÇADO, M. D. . A practical solution to the problem of household waste management in Brazil. **Resources Conservation and Recycling**, v. 30, n. 3, p. 245–257, 2000.

FERRÃO, P. C. **Ecologia Industrial: Princípios e Ferramentas**. 1ª edição ed. Lisboa: IST Press, 2009.

FIRMANSYAH, I. et al. Assessment of nitrogen and phosphorus flows in agricultural and urban systems in a small island under limited data availability. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 1521–1532, 2017.

FLECK, E. et al. **Análise Da Evolução Bioquímica Do Aterro Sanitário Da Extrema , Porto Alegre , RS , A Partir Do Monitoramento Do Lixiviado Gerado**. 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015

FLECK, E.; REIS, M. F. P. **Caracterização Gravimétrica Dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Porto Alegre**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Porto Alegre-RS: ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011

FRANKLIN, M. A. Solid Waste Stream Characteristics. In: KREITH, F.; TCHOBANOGLIOUS, G. (Eds.). **Handbook of Solid Waste Management**. Second Edi ed.

New York: The McGraw-Hill Companies, 2002. p. 950.

FROSCHE, R. A.; GALLOPOULOS, N. E. Strategies for Manufacturing Waste from one industrial process can serve as the raw materials for another, thereby reducing the impact of industry on the environment. **Scientific American**, v. 261, n. 3, p. 144–152, 1989.

GARCÍA-GEN, S. et al. Kinetic modelling of anaerobic hydrolysis of solid wastes, including disintegration processes. **Waste Management**, v. 35, p. 96–104, 2015.

GIANNETTI, B. F.; ALMEIDA, C. M. V. B. **Ecologia Industrial: Conceitos, Ferramentas e Aplicações**. São Paulo: Edgard Blücher, 2006.

GIANNETTI, B. F.; ALMEIDA, C. M. V. B.; BONILLA, S. H. A ecologia industrial dentro do contexto empresarial. **Banas Qualidade**, v. Setembro, p. 76–83, 2007.

GIDARAKOS, E.; HAVAS, G.; NTZAMILIS, P. Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. **Waste Management**, v. 26, p. 668–679, 2006.

HARPER, E. M.; GRAEDEL, T. E. Industrial ecology: a teenager's progress. **Technology in Society**, v. 26, n. 2, p. 433–445, 2004.

HASSAN, M. A. et al. Kitchen Refuse Fermentation. In: WANG, L. K. et al. (Eds.). . **Handbook of Environmental Engineering Vol 11- Environmental Bioengineering**. New York: Human Press c/o Springer Science+Business Media, 2010. p. 193–210.

HAUG, R. T. **The Practical Handbook of Compost Engineering**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1993.

HLA, S. S.; ROBERTS, D. Characterisation of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia. **Waste Management**, v. 41, p. 12–19, 2015.

IGONI, A. H. et al. Municipal solid-waste in Port Harcourt, Nigeria. **Applied Energy**, v. 84, p. 664–670, 2007.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14044: Life cycle assessment — Requirements and guidelines** International Organization for Standardization Switzerland, 2006.

JIANG, T. et al. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 10, p. 1754–1760, out. 2011.

JOLLIET, O. et al. The LCIA Midpoint damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. **Journal Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 6, p. 394–404, 2004.

JUÁREZ, M. F.-D. et al. Co-composting of biowaste and wood ash, influence on a microbially driven-process. **Waste Management**, v. 46, p. 155–164, 2015.

KOMILIS, D. et al. Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. **Waste Management**, v. 32, p. 372–381, 2012.

KOMILIS, D. P. A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions. **Waste Management**, v. 26, p. 82–91, 2006.

KOUFODIMOS, G.; SAMARAS, Z. Waste management options in southern Europe using field and experimental data. **Waste Management**, v. 22, p. 47–59, 2002.

KROGMANN, U.; KÖRNER, I.; DIAZ, L. F. Composting: Technology. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). . **Solid Waste Technology and Management - V.II**. [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 533–568.

KUMAR, K. N.; GOEL, S. Characterization of Municipal Solid Waste (MSW) and a proposed management plan for Kharagpur, West Bengal, India. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 53, n. 3, p. 166–174, 2009.

LAGERKVIST, A.; ECKE, H.; CHRISTENSEN, T. H. Waste Characterization: Approaches and Methods. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). . **Solid Waste Technology and Management - V.I**. [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 63–84.

LANGE, L. C. et al. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 175–183, 2006.

LEDERER, J.; KARUNGI, J.; OGWANG, F. The potential of wastes to improve nutrient levels in agricultural soils: A material flow analysis case study from Busia District, Uganda. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 207, p. 26–39, 2015.

LI, H. et al. Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n. 1, p. 408–415, 2009.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume**. [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

LIMA, L. M. Q. **Remediação de Lixões Municipais: Aplicações da Biotecnologia**. São Paulo: Hemus Livraria, Distribuidora e Editora, 2005.

LIN, Y. et al. Hydrothermal carbonization of typical components of municipal solid waste for deriving hydrochars and their combustion behavior. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 539–547, 2017.

LIN, Y. P. et al. Modeling of substrate degradation and oxygen consumption in waste composting processes. **Waste Management**, v. 28, n. 8, p. 1375–1385, 2008.

LIU, J.-I.; PAODE, R. D.; HOLSEN, T. M. Modeling the Energy Content of Municipal Solid Waste Using Multiple Regression Analysis. **Air & Waste Manage. Assoc**, v. 46, n. 7, p. 650–656, 1996.

LOHMANN, G.; GEHLING, G. R.; CYBIS, L. F. DE A. Uso de matriz pedigree modificada na escolha de dados de composição elementar de resíduos sólidos urbanos. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [s.d.].

LOU, X. F.; NAIR, J. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions – A review. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3792–3798, 2009.

LOUREIRO, S. M.; ROVERE, E. L. L.; MAHLER, C. F. Analysis of potential for reducing emissions of greenhouse gases in municipal solid waste in Brazil, in the state and city of Rio de Janeiro. **Waste Management**, v. 33, n. 5, p. 1302–1312, 2013.

LUZ, F. C. et al. Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil. **Energy Conversion and Management**, v. 103, p. 321–337, 2015.

MARINHO, M.; KIPERSTOK, A. Ecologia industrial e prevenção da poluição: uma contribuição ao debate regional. **Bahia Análise e Dados**, v. 10, n. 4, p. 271–279, 2001.

MASSUKADO, L. M. et al. Diagnóstico da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil: Uma análise pós PNSB 2008 - ênfase na destinação final e nos resíduos orgânicos. **Revista DAE**, n. 192, p. 22–33, 2013.

MASTELLONE, M. L.; BRUNNER, P. H.; ARENA, U. Scenarios of Waste Management for a Waste Emergency Area. **Journal of Industrial Ecology**, v. 13, n. 5, p. 735–757, out. 2009.

MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2013.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, v. 26, n. 1, p. 160–175, 2016.

MENGUE, D. M. et al. Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos do município de Três Cachoeiras -RS. **Tecno-lógica**, v. 19, n. 2, p. 69–77, 2015.

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: O caso do município de Garibaldi, RS. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2014**. Brasília: [s.n.].

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2015**. Brasília: [s.n.].

MORAIS, J. L. DE; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. Tratamento De Chorume De Aterro Sanitário Por Fotocatálise Heterogênea Integrada A Processo Biológico Convencional. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 20–23, 2006.

MORELLO, L. et al. Storage potential and residual emissions from fresh and stabilized waste

samples from a landfill simulation experiment. **Waste Management**, v. 75, p. 372–383, 1 maio 2018.

MORIGUCHI, Y.; HASHIMOTO, S. Material Flow Analysis and Waste Management. In: CLIFT, R.; DRUCKMAN, A. (Eds.). . **Taking Stock of Industrial Ecology**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 246–262.

MUNAWAR, E. **Modeling The Degradable Organic Carbon In Municipal Solid Waste Landfills**. [s.l.] Vienna University of Technology, 2014.

O'LEARY, P. R.; TCHOBANOGLOUS, G. Landfilling. In: KREITH, F.; TCHOBANOGLOUS, G. (Eds.). . **Handbook of Solid Waste Management**. Second Edi ed. New York: The McGraw-Hill Companies, 2002. p. 950.

OERS, L. VAN. **CML-IA database, characterisation and normalisation factors for midpoint impact category indicators**, 2015.

OLIVEIRA, A. L. A. R. DE; PIRES, A. DE A. C. **Avaliação do ciclo de vida de cenários de gestão dos resíduos sólidos orgânicos no Distrito Federal**. 2º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. **Anais...**Foz do Iguaçu-PR: 2019

OUDART, D. **Modélisation de la stabilisation de la matière organique et des émissions gazeuses au cours du compostage d'effluents d'élevage**. [s.l.] Université de Toulouse, 2013.

OUDART, D. et al. Modelling nitrogen and carbon interactions in composting of animal manure in naturally aerated piles. **Waste Management**, v. 46, p. 588–598, 2015.

PANICO, A. et al. The effect of substrate-bulk interaction on hydrolysis modeling in anaerobic digestion process. **Sustainability (Switzerland)**, v. 6, n. 12, p. 8348–8363, 2014.

PARKER, W. J. Application of the ADM1 model to advanced anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1832–1842, 2005.

PAULIUK, S.; HERTWICH, E. G. Prospective Models of Society's Future Metabolism: What Industrial Ecology Has to Contribute. In: CLIFT, R.; DRUCKMAN, A. (Eds.). . **Taking Stock of Industrial Ecology**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 21–44.

PESSIN, N. et al. Métodos de Transformação e Aproveitamento da Fração Orgânica: Minimização da Quantidade de Resíduos Dispostos em Aterro. In: CASTILHOS JUNIOR (COORD.), A. B. DE (Ed.). . **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 1ª edição ed. Florianópolis: PROSAB, 2006. p. 17–63.

PHILIPPE, F.; CULOT, M. Household solid waste generation and characteristics in Cape Haitian city, Republic of Haiti. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 2, p. 73–78, 2009.

PIPATTI, R. et al. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas InventorisIPCC, INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE**. [s.l: s.n.].

PORTO ALEGRE. **Prefeitura Municipal. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.** Porto Alegre-RS: [s.n.].

RAHMAN, S. et al. Determining the potential role of the waste sector in decoupling of phosphorus: A comprehensive review of national scale substance flow analyses. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 144, p. 144–157, 1 maio 2019.

REICHERT, G. A. **Apoio à Tomada de Decisão por Meio da Avaliação do Ciclo de Vida em Sistemas de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos: O Caso de Porto Alegre.** [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

REICHERT, G. A.; COTRIM, S. L. DA S.; RODIGHERI, E. **Geração De Lixiviado Em Aterro Sanitário Municipal.** XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **Anais...**Cancún: AIDIS, 2002

REICHERT, G. A.; DOS ANJOS, I. **Aterro Sanitário Da Extrema -Porto Alegre: Concepção De Projeto.** 19º congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Foz do Iguaçu: ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997

REIS, M. F. P. et al. **Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares do município de Porto Alegre/RS – ano 2002.** I Congresso Brasileiro de Agroecologia. **Anais...**Porto Alegre-RS: EMATER/RS, 2003

RIBER, C.; PETERSEN, C.; CHRISTENSEN, T. H. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. **Waste Management**, v. 29, n. 4, p. 1251–1257, 2009.

RIO GRANDE DO SUL. **Licença Única nº 00138/2019**Porto Alegre-RS, 2019.

RUSSO, M. A. T. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário.** [s.l.] Universidade do Minho, 2005.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science.** 5th ed. ed. New York: The McGraw-Hill Companies, 2003.

SETHI, S. et al. Characterization of Municipal Solid Waste in Jalandhar City, Punjab, India. **Journal of Hazardous, Toxic and Radioactive, Waste**, v. 17, n. 2, p. 97–106, 2013.

SHI, H. et al. Characterization, thermochemical conversion studies, and heating value modeling of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 48, p. 34–47, 2016.

SNAPE, J. B. et al. **Dynamics of Environmental Bioprocesses.** New York: VCH Publishers, 1995.

SOKKA, L.; ANTIKAINEN, R.; KAUPPI, P. Flows of nitrogen and phosphorus in municipal waste: a substance flow analysis in Finland. **Progress in Industrial Ecology**, v. 1, n. 1/2/3, p. 165–186, 2004.

SOLE-MAURI, F. et al. An integrated biochemical and physical model for the composting process. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3278–3293, 2007.

SØRUM, L. et al. Formation of NO From Combustion of Volatiles From Municipal Solid Wastes. **Combustion and flame**, v. 123, p. 195–212, 2001.

SØRUM, L.; GRØNLI, M. G.; HUSTAD, J. E. Pyrolysis characteristics and kinetics of municipal solid wastes. **Fuel**, v. 80, p. 1217–1227, 2001.

SOUZA, R. C. C. DE et al. Métodos estimativos da geração e composição de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. **Revista Engenharia e Construção Civil**, v. 1, n. 2, p. 24–39, 2014.

STANISAVLJEVIC, N.; BRUNNER, P. H. Combination of material flow analysis and substance flow analysis: A powerful approach for decision support in waste management. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 8, p. 733–744, 2014.

STENTIFORD, E.; BERTOLDI, M. DE. Composting: Process. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). . **Solid Waste Technology and Management - V.II**. [s.l.] John Wiley and Sons Ltd, 2011. p. 515–532.

SUTHAR, S.; SINGH, P. Household solid waste generation and composition in different family size and socio-economic groups: A case study. **Sustainable Cities and Society**, v. 14, n. 1, p. 56–63, 2015.

TARAZONA, C. F. **ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE GÁS EM ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**. [s.l.] Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F.; WILLIAMS, M. E. Introduction. In: TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. (Eds.). . **Handbook of Solid Waste Management**. Second Edi ed. New York: The McGraw-Hill Companies, 2002. p. 950.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; SAMUEL, V. **Integred Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. Boston: McGraw Hill, 1993.

TENÓRIO, J. A. S.; ESPINOSA, D. C. R. Controle Ambiental de Resíduos. In: PHILIPPI JR., A.; ROMÉRO, M. DE A.; BRUNA, G. C. (Eds.). . **Curso de Gestão Ambiental**. Barueri, SP: Manole, 2004.

THEMELIS, N. J.; KIM, Y. H.; BRADY, M. H. Energy recovery from New York City municipal solid wastes. **Waste Management & Research**, v. 20, p. 223–233, 2002.

TIAN, H. et al. Atmospheric pollution problems and control proposals associated with solid waste management in China: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 252–253, p. 142–154, 2013.

TSAMBE, M. Z. A. **Avaliação da Sustentabilidade de Ciclo de Vida de Óleos Lubrificantes Usados ou Contaminados**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2017.

UN-HABITAT, U. N. H. S. P. **State of The World's Cities 2008/2009 Harmonious Cities**. London: Earthscan, 2008.

VAVILIN, V. A. et al. Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic

material: An overview. **Waste Management**, v. 28, n. 6, p. 939–951, 2008.

VÖGELI, Y. et al. **Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries**. [s.l.] Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, 2014.

WANG, H.; NIE, Y. Municipal Solid Waste Characteristics and Management in China. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 51, p. 250–263, 2001.

WANG, Y.; WITARSA, F. Application of Contois, Tessier, and first-order kinetics for modeling and simulation of a composting decomposition process. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 384–393, 2016.

WEIDEMA, B. P. Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory Data. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n. 5, p. 259–265, 1998.

WEIDEMA, B. P.; WESNAES, M. S. Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators*. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, n. 3–4, p. 167–174, 1996.

WHITE, R. M. Preface. In: ALLENBY, B. R.; RICHARDS, D. J. (Eds.). . **The Greening of Industrial Ecosystems**. Washington: National Academy of Engineering, 1994. p. v–vi.

WILSON, D. C. et al. Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. **Waste Management & Research**, v. 30, n. 3, p. 237–254, 2012.

WU, H. et al. Eutrophication mitigation strategies: Perspectives from the quantification of phosphorus flows in socioeconomic system of Feixi, Central China. **Journal of Cleaner Production**, v. 23, n. 1, p. 122–137, 2012.

YABROUDI, S. C. et al. Aplicabilidad del Proceso de Nitritación/Desnitritación en el Tratamiento de Lixiviado de Relleno Sanitario. **Interciencia**, v. 35, n. 12, p. 921–926, 2010.

YANG, N. et al. A comparison of chemical MSW compositional data between China and Denmark. **Journal of Environmental Sciences**, v. 74, p. 1–10, 2018.

YUAN, Z. et al. Understanding the anthropogenic phosphorus pathway with substance flow analysis at the city level. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 8, p. 2021–2028, 2011.

ZABALETA, I.; RODIC, L. Recovery of essential nutrients from municipal solid waste - Impact of waste management infrastructure and governance aspects. **Waste Management**, v. 44, p. 178–187, 2015.

ZAMAN, A. U. A comprehensive study of the environmental and economic benefits of resource recovery from global waste management systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, p. 41–50, 2016.

ZAMAN, A. U.; LEHMANN, S. The zero waste index: A performance measurement tool for waste management systems in a “zero waste city”. **Journal of Cleaner Production**, v. 50, p. 123–132, 2013.

ZANTA, V. M. et al. Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário. In: DE CASTILHOS JUNIOR (COORDENADOR), A. B. (Ed.). . **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2006. p. 01–15.

ZHOU, H. et al. An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China: Physical, chemical composition and heating value. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p. 107–122, 2014.

ZHOU, H. et al. Thermogravimetric characteristics of typical municipal solid waste fractions during co-pyrolysis. **Waste Management**, v. 38, p. 194–200, 2015a.

ZHOU, H. et al. Classification of municipal solid waste components for thermal conversion in waste-to-energy research. **Fuel**, v. 145, p. 151–157, 2015b.

ZORTEA, R. B. **Avaliação da Sustentabilidade do Biodiesel da Soja no Rio Grande do Sul: Uma Abordagem de Ciclo de Vida**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2015.

**APÊNDICE A: MODELO DOS CÁLCULOS DAS MASSAS TOTAL E SECA DOS
RESÍDUOS**

Fração gravimétrica	Composição gravimétrica (%)	Massa Total (t)	Umidade (%)	Massa seca (t)
Total		824.124,46		
Papel	11,26	92.796,41	5,95	87.275,03
Papelão	3,75	30.904,67	5,2	29.297,62
Embalagem Multicamadas	1,27	10.466,38	8	9.629,07
Metais	2,53	20.850,35	3	20.224,84
Plásticos	12,41	102.273,85	0,3	101.967,02
Madeira	0,87	7.169,88	9,31	6.502,37
Têxteis e couros	2,78	22.910,66	10	20.619,59
Borracha	0,05	412,06	9,3	373,74
Vidro	1,91	15.740,78	2	15.425,96
Rejeito	11	90.653,69	5	86.121,01
Matéria orgânica	52,1	429.368,85	65,25	149.205,67
Inertes	0,07	576,89	8	530,74
Total		824.124,46		527.172,67

**APÊNDICE B: COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS DE PORTO
ALEGRE EM 1997 E GRAU DE BIODEGRADABILIDADE**

Categoria	Subcategoria	Composição gravimétrica em base úmida (%)	Biodegradabilidade
Papel	Papelão	11,26	Rápida
Papelão	Papelão	3,75	Rápida
Embalagem multicamadas	Embalagem "longa vida"	1,27	Lenta
Metais	metal ferroso, alumínio e outros metais	2,53	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Plásticos	plástico rígido, plástico filme	12,41	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Madeira	Madeira	0,87	Lenta
Têxteis e Couros	Trapos e Couros	2,78	Lenta
Borracha	Borracha	0,05	Lenta
Vidro	Vidro	1,91	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Rejeito	Rejeito	11	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Matéria orgânica	Matéria orgânica biodegradável	52,1	Rápida
Outros	Louça	0,07	Não biodegradável ou pouco biodegradável

Fonte: adaptado de Reis et al. (2003), Libânio (2002), Russo (2005) e Borba (2006)

**APÊNDICE C - COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS DE PORTO
ALEGRE EM 2010 E GRAU DE BIODEGRADABILIDADE**

Categoria	Subcategoria	Composição gravimétrica em base úmida (%)	Biodegradabilidade
Papel	Papel misto, papel “limpo”, revista, jornal	8,02	Rápida
Papelão	Papelão	2,23	Rápida
Embalagem multicamadas	Embalagem multicamadas	1,36	Lenta
Metais	Ferrosos, não ferrosos, alumínio	1,45	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Plásticos	PET, plástico rígido, plástico filme (sacola plástica), plástico filme incolor, plástico filme colorido	10,73	Não biodegradável ou pouco biodegradável
PVC	PVC	0,08	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Madeira	Madeira e aglomerados	0,45	Lenta
Têxteis	Trapos	3,39	Lenta
Couros	Couros	0,3	Lenta
Borracha	Borracha	0,17	Lenta
Vidro	Vidro	2,56	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Rejeito	Rejeito (fraldas descartáveis, embalagens mistas sujas, absorventes, esponjas e assemelhados)	10,61	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Resíduos perigosos	Pilhas, lâmpadas fluorescentes, medicamentos, resíduos de saúde	0,09	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Isopor	Isopor	0,41	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Eletroeletrônicos	Eletroeletrônicos	0,15	Não biodegradável ou pouco biodegradável
Matéria orgânica	Matéria orgânica biodegradável (restos alimentares, galhos, folhas e terra)	57,27	Rápida
Inertes	Cerâmica, rochas e ossos	0,7	Não biodegradável ou pouco biodegradável

Fonte: adaptado de: Porto Alegre (2013), Libânio (2002), Russo (2005) e Borba (2006)

**APÊNDICE D – COMPOSIÇÃO DE FÓSFORO NOS RSU ENVIADOS AO ATERRO
SANITÁRIO NO ANO DE 1997**

Fração gravimétrica	Sub frações Riber, Petersen e Christensen (2009)	Teor de P por subfração (mg P/kg)	Teor de P por fração gravimétrica (mg P/kg)
Papel	Jornal	75	109,65
	Revistas	180	
	Folhetos de propaganda	155	
	Livros e listas telefônicas	114	
	Papel de escritório	38,2	
	Outros papéis	95,7	
Papelão	Papelão	125	125
Embalagem multicamadas	Caixas de leite e similares	330	259,5
	Caixas com folha de alumínio	189	
Metais	Embalagens de alumínio	110	321
	Bandejas/folhas de alumínio	551	
	Embalagens de metal	212	
	Folha metálica	480	
	Outros metais	252	
Plásticos	Plástico flexível	217	187,5
	Garrafas plásticas	270	
	Plástico rígido	75,6	
Madeira	Madeira	274	274
Têxteis e Couros	Têxteis	2300	1286,5
	Couro	273	
Borracha	Borracha	313	313
Vidro	Vidro limpo	64	88,5
	Vidro verde	96	
	Vidro marrom	122	
	Outros vidros	72	
Rejeitos	Fraldas e outros papéis sanitários	608	608
Matéria orgânica	Restos de jardim	1980	3837,5
	Restos de alimentos vegetais	2310	
	Restos de alimentos de origem animal	9960	
	Papéis de uso em cozinhas	1100	
Inertes	Cerâmica	152	152

Fonte: adaptado de Riber, Petersen e Christensen (2009)

**APÊNDICE E – MODELO DOS CÁLCULOS DA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR E DOS ÍNDICES DA FÓRMULA QUÍMICA
EMPÍRICA**

Fração gravimétrica	Massa seca (t)	Carbono (%)	Massa Carbono (t)	Hidrogênio (%)	Massa Hidrogênio (t)	Oxigênio (%)	Massa Oxigênio (t)	Nitrogênio (%)	Massa Nitrogênio (t)
Total									
Papel	87.275,03	41,43	36.158,04	6,87	5.995,79	49,83	43.489,15	1,01	881,48
Papelão	29.297,62	38,36	11.238,57	5,66	1.658,25	38,79	11.364,55	0,43	125,98
Embalagem Multicamadas	9.629,07	43,1	4.150,13	6,8	654,78	34,7	3.341,29	0,13	12,52
Metais	20.224,84	4,25	859,56	0,27	54,61	0	0,00	0,44	88,99
Plásticos	101.967,02	56	57.101,53	6	6.118,02	26	26.511,43	0	0,00
Madeira	6.502,37	45,69	2.970,93	7,57	492,23	56,16	3.651,73	1,89	122,89
Têxteis e couros	20.619,59	53,16	10.961,38	6,725	1.386,67	25,785	5.316,76	5,345	1.102,12
Borracha	373,74	43,94	164,22	5,13	19,17	49,64	185,52	0,18	0,67
Vidro	15.425,96	0,4	61,70	0,1	15,43	0	0,00	0,13	20,05
Rejeito	86.121,01	41,8	35.998,58	6,31	5.434,24	47,8	41.165,84	0,083	71,48
Matéria orgânica	149.205,67	47,996	71.612,76	6,123	9.135,86	35,642	53.179,89	1,959	2.922,94
Inertes	530,74	26,3	139,58	3	15,92	2	10,61	0,5	2,65
Total	527.172,67		231.416,98		30.980,96		188.216,77		5.351,78
Massa atômica			12,011		1,0079		15,9994		14,0067
Número de mols			1,93E+10		3,07E+10		1,18E+10		3,82E+08
Índice Fórmula Química			50,43		80,45		30,79		1,00

APÊNDICE F – ORIENTAÇÕES PARA UTILIZAÇÃO DO PROGRAMA STAN 2.6

O programa STAN trabalha com alguns conceitos que devem ser levados em consideração ao se iniciar uma Análise de Fluxo de Substâncias (AFS). Os conceitos mais importantes são descritos a seguir:

- Substância: qualquer elemento químico ou composto constituído de unidades uniformes. Todas as substâncias são caracterizadas por um único e idêntico constituinte, portanto, são homogêneas. Exemplos: nitrogênio, carbono e gás carbônico;
- Bens: materiais que possuem valor quer seja negativo ou positivo;
- Materiais: termo usado para se referir tanto a bens quanto a substâncias;
- Estoque ou acúmulo: acúmulo de um bem ou de uma substância dentro do processo analisado;
- Fluxos entre processo: taxa de massa que flui de um processo a outro ao longo do tempo;
- Fluxo de importação: taxa de massa que entra no sistema ao longo do tempo;
- Fluxo de exportação: taxa de massa que sai do sistema ao longo do tempo.

Para iniciar uma AFS utilizando o programa STAN é necessário desenhar graficamente o sistema a ser avaliado.

Um sistema é composto por um ou mais processos e seus fluxos, tendo delimitação de área e tempo. Esta delimitação é chamada de fronteira do sistema e pode ser adicionada com o *shape* “*System boundary*”.

Um processo é uma transformação, transporte ou acúmulo de bens e substâncias como, por exemplo, separação de resíduos, planta de incineração, coleta de resíduos, o metabolismo de uma cidade ou mesmo metabolismo humano ou animal. Os processos são representados no programa STAN por quadrados inseridos através do *shape* “*process*”. Processos podem ser editados na aba “*process properties*” a qual permite incluir o acúmulo de materiais ou coeficientes de transferência de massa, editar graficamente o processo e ainda nomeá-lo. O acúmulo de materiais é representado por um retângulo inserido dentro do processo.

Os sistemas contêm também os fluxos de massa entrando e saindo do sistema ou fluxos entre processos. O fluxo de entrada no sistema é inserido através do *shape* “*Import Flow*”, o de saída com o *shape* “*Export Flow*” e o fluxo entre processos com o *shape* “*Flow (Polyline)*”. Na aba “*Flow properties*” pode-se nomear os fluxos e inserir valores para os mesmos em unidades de massa por tempo.

O programa permite trabalhar com diferentes *layers*, sendo que cada um representa um bem ou substância para o qual está sendo aplicada a AFS.

Para criar um *layer* é necessário escolher quais substâncias ou bens serão considerados na AFS e o período em que será aplicado. Para isso no menu editar clica-se em *layers and periods*, o que permite escolher as substâncias ou bens e o período que serão utilizados na AFS.

Para cada novo documento criado no programa o período padrão é o ano corrente. Se forem utilizados mais de um período em um mesmo documento estes devem ter a mesma duração (01 ano por exemplo) e devem ser sequenciais.

As unidades utilizadas na AFS podem ser alteradas no menu *edit* na aba *units*. É possível escolher diferentes unidades para cada *layer*.

Após desenhado o processo, inserem-se os valores dos fluxos conhecidos através da aba “*Flow properties*”. Com o botão *Calculate de MFA-System* executa-se a AFS e obtêm-se os fluxos desconhecidos e/ou o acúmulo de materiais no sistema.