

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: VALORIZAÇÃO

VOLUME I

GESTÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS BIODEGRADÁVEIS



**Viviana Maria Zanta
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros
Ronaldo Stefanutti
Luciana Paulo Gomes
Aurélio Pessoa Picanço
(Organizadores)**



CASA LEIRIA



Este volume 1 da coletânea sobre valorização de resíduos sólidos (RS) trata dos orgânicos, parcela significativa dos RS domésticos de qualquer cidade. Seus capítulos mostram estudos feitos para entender os fluxos de produção, as quantidades, algumas formas de aproveitá-los como parte dos esforços de conservação dos solos e de minimização de impactos ambientais. Há que se resgatar os processos de valorização dos constituintes destes resíduos orgânicos, entre os quais a compostagem.

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: VALORIZAÇÃO

VOLUME I

GESTÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS BIODEGRADÁVEIS

Viviana Maria Zanta
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros
Ronaldo Stefanutti
Luciana Paulo Gomes
Aurélio Pessoa Picanço
(Organizadores)



MINISTÉRIO DA
**CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES**



CASA LEIRIA
São Leopoldo-RS
2017

GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: VALORIZAÇÃO
GESTÃO E VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS BIODEGRADÁVEIS
VOLUME I

Publicação: Casa Leiria.

Imagem da capa: montagem e reviramento das leiras de compostagem no campus Pampulha – UFMG.

Os textos e as imagens são de responsabilidade de seus autores.

E-book publicado com base no material impresso.

Ficha catalográfica

G393 Gestão e valorização de resíduos orgânicos biodegradáveis [recurso eletrônico]. / Organização de Viviana Maria Zanta et al. – São Leopoldo: Casa Leiria, 2017. (Gestão sustentável de resíduos sólidos: valorização, v.1).
Modo de acesso: online.

ISBN 978-85-9509-020-0

1. Gestão de resíduos sólidos orgânicos. 2. Resíduos orgânicos biodegradáveis. I. Zanta, Viviana Maria (Org.). II. Série.

CDU 628

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Bibliotecária: Carla Inês Costa dos Santos – CRB

Todos os direitos reservados.

A reprodução, ainda que parcial, por qualquer meio, das páginas que compõem este livro, para uso não individual, mesmo para fins didáticos, sem autorização escrita dos organizadores, é ilícita e constitui uma contrafação danosa à cultura.

ORGANIZADOR

VIVIANA MARIA ZANTA / COORDENADORA DA REDE DE PESQUISA TECRESOL / UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA.

Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de São Carlos (1985). Mestra em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos EESC/USP (1991) e doutora em Engenharia pela Escola de Engenharia de São Carlos EESC/USP (1997). Atualmente é Professora Associada do Departamento de Engenharia Ambiental e Docente Permanente do Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, ambos da Universidade Federal da Bahia (UFBA).

CO-ORGANIZADORES INSTITUCIONAIS

RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS / UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (1982). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo na Escola de Engenharia de São Carlos (1990) e doutor pelo Institut National des Sciences Appliquées de Lyon França (2003). Desde 1993 é Professor da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

RONALDO STEFANUTTI / UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

Graduado em Engenharia Agrônômica pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (1980). Mestre em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura pela USP (1991) e doutor em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura pela USP (1997). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC. Professor na pós-graduação em Engenharia Civil: saneamento ambiental /DEHA/CT/UFC.

LUCIANA PAULO GOMES / UNIVERSIDADE VALE DO RIO DOS SINOS Graduada em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos/USP (1986). Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo/USP (1989) e doutora em Engenharia Civil, pela Escola de Engenharia de São Carlos/USP (1995). É Professora Titular da Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Coordena o Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil.

AURÉLIO PESSÔA PICAÑO / UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS

Graduado em Engenharia Sanitária pela Universidade Federal do Pará (1997). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (2000). Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (2004). Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal do Tocantins. Professor do Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental.

PREFÁCIO

A rede cooperativa de pesquisa TECRESOL reuniu pesquisadores de cinco Universidades localizadas em diferentes regiões do País, para investigar o tema Metodologias e Tecnologias para Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos: Ênfase na Redução e Valorização em Ambientes Urbanos.

Considerou-se, que devido à elevada quantidade produzida e por suas características químicas, físicas e biológicas, prioritariamente, os resíduos orgânicos biodegradáveis de origem doméstica, os resíduos da construção civil, classe A, e os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos seriam o foco principal dos estudos realizados por representarem um desafio para a gestão sustentável.

Esses resíduos, se geridos inadequadamente, causam impactos ambientais negativos, prejuízos à saúde ambiental, além de representarem desperdício de recursos de materiais e de energia.

Como forma de promover a reinserção dos resíduos na cadeia produtiva, pesquisas foram conduzidas sobre processos de reciclagem de nutrientes por compostagem, aproveitamento energético por digestão anaeróbia, redução de extração de recursos naturais pela substituição de agregados naturais por reciclados e a recuperação de elementos preciosos presentes em componentes de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

Esses processos podem ter diferentes escalas, o que permite maior flexibilidade de incorporação em ambientes urbanos tais como condomínios de conjuntos habitacionais, em empreendimentos com elevada geração ou atender a demanda em regiões do meio urbano em municípios.

O maior conhecimento de formas de valorização de resíduos e da qualidade dos produtos obtidos permite identificar limitações e oportunidades para a criação de novos negócios.

Parte dos resultados da rede cooperativa de pesquisa TECRESOL é apresentada na forma de coletânea de artigos compondo três livros. O Livro I aborda a gestão e a valorização de resíduos orgânicos biodegradáveis, o Livro II, a gestão e valorização de resíduos da construção civil e o livro III, a gestão e valorização de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

Os resultados obtidos pela rede cooperativa de pesquisa e essa publicação só foram possíveis com o apoio financeiro do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicações por meio das agências, Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, para os quais expressamos nossos agradecimentos.

Esperamos que a leitura desses artigos possa induzir novas práticas de gestão, transformando os resíduos em recursos valiosos, beneficiando ambiental, social e economicamente a nossa sociedade.

Desejamos uma boa leitura.

Viviana Maria Zanta



SUMÁRIO

1	COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE COMPOSTAGEM DE CIDADES DO MUNDO E DE BELO HORIZONTE (MG) (LUIZ FERNANDO FREITAS JÚNIOR, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS, VALÉRIA CRISTINA PALMEIRA ZAGO)	9
2	COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS EM PEQUENA ESCALA UTILIZANDO DIFERENTES MATERIAIS ESTRUTURANTES (DANIELE VITAL VICH, LUCIANO MATOS QUEIROZ, TIAGO ROCHA SANTOS, VIVIANA MARIA ZANTA)	38
3	COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS EM COMPOSTEIRA DOMÉSTICA DE PEQUENO PORTE (DANIELE VITAL VICH, LUCIANO MATOS QUEIROZ, HITOMI PIRES MIYAMOTO, CAMILA VIRGENS DOS SANTOS, VIVIANA MARIA ZANTA)	49
4	QUALIDADE DO COMPOSTO FINAL PRODUZIDO A PARTIR DA COMPOSTAGEM DOMÉSTICA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS (LUCIANE MARA CARDOSO FREITAS, RENATA CARLOS FREIRE, CÍCERO PAULO DA SILVA JÚNIOR, ARI CLECIUS ALVES DE LIMA, RONALDO STEFANUTTI)	61
5	COMPOSTAGEM PARA TRATAMENTO DA PARCELA FACILMENTE DEGRADÁVEL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS REJEITADA NOS PROCESSOS DE TRIAGEM DE INERTES (LUCIANA PAULO GOMES, CAROLINE LOBATO DE LIMA SOUZA)	73
6	VIABILIDADE DO USO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA AGRICULTURA COMO COMPOSTO MEDIANTE AGREGAÇÃO DE VALOR: CASO DE BELO HORIZONTE (MG) (MURILO REZENDE ZAPAROLI, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS)	90
7	POTENCIALIDADE DO USO DE PÓ DE MÁRMORE E ROCHAS ORNAMENTAIS E DE FERTILIZANTES ORGÂNICOS OBTIDOS PELO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS COMO CORRETIVOS DE ACIDEZ DE SOLO (LUCIANA PAULO GOMES, CAROLINE LOBATO DE LIMA SOUZA)	105
8	BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO PUTRESCÍVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (FRANCINE SCHULZ, NEURI REMPEL, MIRELA MIORIM, LUIS ALCIDES S. MIRANDA, LUCIANA PAULO GOMES)	117
9	PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS TOTAIS (GEÍSA VIEIRA VASCONCELOS MAGALHÃES, RONALDO STEFANUTTI).....	125
10	CONCENTRAÇÃO DE INÓCULOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DO RESÍDUO SÓLIDO ORGÂNICO VISANDO A PRODUÇÃO DE BIOGÁS (GEÍSA VIEIRA VASCONCELOS MAGALHÃES, RONALDO STEFANUTTI)	135
11	AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA ALCALINIDADE NA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS (FRANCISCO DIEGO ARAÚJO OLIVEIRA, NAIANE COSTA LIMA, ARI CLECIUS ALVES DE LIMA, R. STEFANUTTI, AURÉLIO PESSOA PICANÇO).....	142
12	ANÁLISE DA VIABILIDADE DE PROCESSO DE COMPOSTAGEM EM BELO HORIZONTE (VALÉRIA CRISTINA PALMEIRA ZAGO,RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS).....	162

1 COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE COMPOSTAGEM DE CIDADES DO MUNDO E DE BELO HORIZONTE (MG) *(LUIZ FERNANDO FREITAS JÚNIOR, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS, VALÉRIA CRISTINA PALMEIRA ZAGO)*

Resumo: Considerando que em muitos locais no mundo, incluindo-se o Brasil, mais de metade da composição dos resíduos sólidos (RS) domésticos é constituída por matéria orgânica, a compostagem tem-se mostrado uma poderosa ferramenta de manejo da fração biodegradável desses resíduos. Muitas cidades e regiões fizeram da compostagem a peça-chave na gestão de seus resíduos sólidos, buscando desviar a massa de resíduos encaminhada para aterros sanitários, reduzindo custos com o transporte e disposição dos resíduos, mitigando a geração de gases de efeito estufa e o volume de chorume (lixiviado) produzidos e, ao mesmo tempo, produzindo um composto de qualidade usado para melhoria do solo e valorização dos espaços verdes urbanos.

No intuito de ilustrar casos bem sucedidos no uso da compostagem na gestão dos RS orgânicos analisaram-se seis locais – Adelaide (Austrália), Nairóbi (Quênia), Nova Iorque (Estados Unidos), Área Metropolitana do Porto (Portugal), São Paulo (Brasil) – fazendo-se uma comparação com a compostagem realizada em Belo Horizonte. O estudo apontou os fatores de sucesso de cada cidade ou região servindo, assim, de exemplo para aqueles que desejam implementar ou aperfeiçoar seus sistemas de compostagem.

Palavras-chave: gestão de resíduos sólidos orgânicos, valorização, estudos de casos

INTRODUÇÃO

Este capítulo procura resgatar situações de compostagem em países diversos, de modo a compor um mosaico que traga elementos que ajudem a melhorar o entendimento sobre a importância deste processo e a entender as formas mais adequadas de fazê-lo, ajustadas a circunstâncias locais. Toda sociedade em qualquer país, seja em que parte for do planeta, gera muitos resíduos orgânicos, sendo uma problemática comum a todos. Assim, embora as sociedades ricas gerem proporcionalmente menos resíduos orgânicos (e cada vez mais embalagens) – e tenham condições de recursos humanos e financeiros notavelmente superiores para lidar com a questão -, o esforço coletivo deve ser assumido por todos, contribuindo para a mitigação dos impactos que esta superprodução de resíduos de todos os tipos gera.

O uso da compostagem é uma forma relativamente barata de tratar a fração biodegradável dos RS, permitindo a recuperação de parte da energia e recursos naturais usados na produção de alimentos, gerando-se um composto a ser investido na produção de mais biomassa vegetal. Além do mais, coletar e compostar a matéria orgânica reduz o volume de resíduos destinados a aterros aumentando a vida útil destes e reduzindo o valor pago na disposição final do lixo, afora o fato de se diminuir os volumes de gases de efeito estufa e as quantidades de chorume produzidas, atenuando destarte os impactos ambientais daí decorrentes.

Desta forma, a compostagem tem sido adotada em muitas cidades no mundo como uma ferramenta para mitigar os impactos ambientais negativos da disposição de matéria orgânica e proporcionar geração de renda e empregos.

1 - ADELAIDE (Austrália)

A área urbana possui 841,5 Km², com uma população de 1.089.728 pessoas (densidade de 1.295 hab/Km²). A região metropolitana de Adelaide é composta por 19 concelhos (pequenos municípios). Adelaide é o principal centro comercial do Sul da Austrália (*South Australia*), com uma avançada produção tecnológica (informação, comunicações) e de pesquisas. A região também tem uma importante indústria agrícola e é grande produtora de vinho.

O setor de serviços também é importante para a economia, em particular a educação: milhares de estudantes internacionais frequentam as escolas e universidades da cidade (South Australia, 2016). O turismo atrai um grande número de visitantes até Adelaide para apreciar os recursos naturais do país, além dos parques, teatros, mercados e museus.

Os sul-australianos conhecidos pela liderança na gestão de resíduos sólidos (RS), já em 1977 criaram a legislação que impunha limitações para disposição de RS em aterros sanitários, definindo taxas mais elevadas para o serviço e incentivando a redução, a reciclagem e a recuperação de materiais (ver Quadro 1).

De acordo com o folheto de divulgação *Industry Insight Upclosedo Zero Waste Adelaide SA*:

Entre 2010-2011, 79,9% (4,3 milhões de toneladas) de materiais foram desviados dos aterros. Os esforços pela reciclagem evitaram que o equivalente a 1,3 milhões de toneladas de CO₂ fossem lançados na atmosfera. (p.01)

A indústria de recuperação de resíduos orgânicos tem forte desempenho. Em 2010-11, mais de 954.400 toneladas de resíduos orgânicos (incluindo alimentos e produtos de jardim e madeira) foram recuperadas para reprocessamento. (p. 5)

O sul da Austrália tem IDH = 0,972; este alto padrão de vida tem uma significativa geração de RS *per capita* (Tabela 1).

Tabela 1. Principais dados referentes aos RS da cidade de Adelaide

Dados	Valor
Total de RS gerados por ano	742.807 t
Geração <i>per capita</i> por ano	490 Kg
Média <i>per capita</i> diária	1,34 Kg
Coleta	100%
Eliminação em aterros sanitários ambientalmente corretos ou locais de eliminação controlada dos resíduos totais gerados	46%
Incineração	0%
Percentual desviado e valorizado do total de lixo gerado	54% de RSU* 76% de RCC*
Percentual valorizado pelo setor informal	Nenhum
Percentual valorizado pelo setor formal	54%
Resíduo compostado	7,68%

*RSU: Resíduos Sólidos Urbanos; RCC: Resíduos de Construção Civil

Fonte: Whiteman & Cain (2010)

Segundo o relatório *Valuing our food waste* (Zero Waste, 2010, p. 5):

Os resíduos alimentares representam cerca de 44% do lixo doméstico residual (resíduos remanescentes após os recicláveis serem removidos) (...). Na região metropolitana de Adelaide, o desperdício de alimentos compõe cerca de 3,3 kg de uma caixa de lixo doméstico (geralmente 140 litros) apresentados para coleta a cada semana.

O desperdício de alimentos já foi contabilizado pelo Instituto Austrália (2009) que concluiu que as famílias australianas jogam fora mais de \$5 bilhões em alimentos a cada ano (Zero Waste, 2010), mais que se gasta com equipamentos digitais. A melhor gestão da fração orgânica desses resíduos contribui não só para uma mitigação do desperdício (ver Figura 1) como também uma redução de custos para disposição desse lixo, isso sem esquecer os benefícios ambientais que advêm com tal estratégia.



Figura 1 - Imagem do folder informativo disponível para os moradores de Adelaide no site da “Zero Waste”. O saco plástico verde é para armazenar resíduos orgânicos.

Fonte: Zero Waste, 2010.

Os solos australianos são considerados pobres em nutrientes (Zero Waste, 2010); assim, o uso do composto produzido pelos resíduos orgânicos se coloca como uma boa solução para dar vitalidade à região, reduzindo o uso de fertilizantes sintéticos de modo a contribuir para melhorar a qualidade pedológica local.

À vista disso, a gestão dos RS na Austrália passou por uma melhoria quando da implantação do programa *Zero Waste* em 2004. Tal programa forneceu conselhos de política estratégica e direção para o governo e às partes interessadas, comprometendo-se com programas e projetos que maximizassem a redução de resíduos e promovessem a reciclagem e sustentabilidade (Zero Waste, 2010, p. 2). Desde 2005, a “*South Australia’s Waste Strategy*” desenvolvida pelo *Zero Waste* implementa ações para maximizar a recuperação de materiais, desviando cada vez mais lixo que seria depositado em aterros sanitários. Certamente um dos fatores de sucesso na gestão dos RS em Adelaide deve-se à compostagem, considerada um dos pilares para a eficiência do processo (ver Figura 2).

Claramente, a compostagem se tornou um mercado muito promissor em Adelaide. Muitos têm sido os incentivos financeiros de diversas ordens para que as empresas do setor melhorem a qualidade tecnológica e a qualidade do composto produzido. Com recursos disponibilizados pelo projeto *Zero Waste*, por exemplo, foi possível ampliar e modernizar instalações para a compostagem dos resíduos orgânicos: uma das empresas do ramo remodelou o sistema de triagem e compostagem de modo a evitar contaminação do composto por pedras, vidros, plásticos etc., enquanto que outras investiram em maquinário para moagem dos resíduos.



Figura 2 - Compostagem do tipo “Windrow”, realizada em grande escala por uma das empresas em Adelaide

Fonte: Zero Waste, 2010

Segundo o Ministro para a Sustentabilidade, Meio Ambiente e Conservação (2011–2013), no *Industry Upsight Upclose* (p. 01):

O investimento [...] em infraestrutura, o desenvolvimento de mercado e a investigação e inovação ajudaram a expandir o setor de recuperação de recursos do Sul da Austrália. (...) milhões de recursos de tributação de resíduos entraram em programas e projetos que estimularam conselhos, empresas e a comunidade a reduzir, recuperar, reutilizar, reciclar e reduzir o volume de RS indo diretamente para o aterro.

2 - ALAMINOS (Filipinas)

As Filipinas, cuja capital é Manila, são um arquipélago do sudeste asiático com economia voltada para a agricultura, indústria de alimentos e extração mineral. Apresentam um PIB *per capita* de US\$ 3.270, esperança de vida de 72,1 anos, alfabetização de 98% da população e IDH = 0,660 (médio) (HDN, 2013).

A cidade de Alaminos é um importante destino turístico nas Filipinas, famosa devido ao conjunto de 124 ilhas que formam o *Hundred Islands National Park*. De acordo com o Censo filipino de 2010 (Filipinas, 2010), a população do município é cerca de 85.000 habitantes, predominantemente vivendo em áreas rurais. A área municipal é subdividida em 39 regiões ou distritos chamados *barangays*. Segundo Mendoza (2010), as “autoridades do *barangay*” são consideradas como unidades de governo local, da mesma forma que o governo provincial e municipal. Elas são compostas por um presidente, sete conselheiros e um presidente do Conselho de Jovens.

O turismo sustenta a economia local mas, igualmente, aumenta a produção de RS do município, bem como altera suas características. Quanto à composição gravimétrica, cerca de 2/3 dos resíduos são biodegradáveis provenientes de restos de alimentos e podas de jardim. A fração restante compõe-se de materiais possivelmente recicláveis e rejeitos. A contribuição de resíduos *per capita* é de 0,3 kg/dia.

Até 2010, havia 794 lixões a céu aberto e 309 aterros controlados no país e, considerando que nas Filipinas há cerca de 42.000 *barangays* (39 deles em Alaminos). No entanto, existiam apenas 1.143 centrais de recuperação de materiais (Mendoza, 2010).



Figura 3 - Eco-galpão, compostagem de jardim e coleta de veículo do *barangay* Santa Maria, em Alaminos

Fonte: GAIA, 2012

Para este cenário havia uma previsão de mudança com a promulgação do *Republic Act 9003 (2000)*, ou Lei de Gestão Ecológica de Resíduos Sólidos, que determinou responsabilidade compartilhada entre as várias esferas do governo filipino, descentralizando a gestão ao nível dos *barangays*. Mesmo antes da lei, a responsabilidade pelos RS era dos governos municipais, que muito pouco faziam para promover sua gestão ambientalmente adequada. Acidentes e incêndios são frequentes nos lixões filipinos, tendo ficado mundialmente conhecido o desastre ocorrido perto de Manila, em 2000, quando o lixão de *Payatas* escorregou e matou mais de 200 pessoas (Barros, 2012).

Como mais da metade dos RS filipinos são orgânicos, Mendoza (2010, p.150) destaca que:

Se a compostagem fosse feita conforme o que prescreve a lei de gestão de RS, pelo menos 50% dos RS totais gerados seriam tratados de forma apropriada. A maior parte dos 50% restantes (resíduos não-orgânicos) seria reciclável, restando apenas 5-10% de lixo residual. Estes resíduos são os únicos que deveriam ser levados ao local de destinação final. Portanto, aterros sanitários grandes e caros são desnecessários.

Na tentativa de reverter a situação, em 2009 a ONG internacional GAIA (*Global Alliance for Incinerator Alternatives*), estabeleceu uma parceria com o governo de Alaminos de modo a qualificar as lideranças locais na gestão dos RS: o Projeto *Zero Waste Alaminos*. GAIA forneceu assistência técnica e apoio financeiro e, em contrapartida, a cidade ofereceu dois funcionários em tempo integral, suporte técnico e apoio logístico para o projeto.

GAIA atribuiu o sucesso da iniciativa às reuniões que houve para que os planos de gestão fossem definidos. Um importante passo dado nas formulações dos planos de cada *barangay* foi que estes eram apresentados à população antes de serem definidos, consultando diversos setores da sociedade nas formulações dos documentos. O relatório da GAIA (2012) destaca:

como resultado, resorts e pousadas estabeleceram instalações de compostagem e melhor segregação de RS, os turistas foram educados e lembrados sobre as políticas rigorosas de separação de RS[...], hospitais e clínicas começaram a implementar a segregação de RS, e escolas e universidades melhoraram a sua segregação de RS e práticas de compostagem. Observou-se também que 88% da população aderiram à separação dos RS e 53% à compostagem (GAIA, 2012).

Em 2011, a gestão dos RS avançara e 25 dos 39 *barangays* tinham leis locais – suplementares à municipal – que proibiam queimar o lixo e determinavam a segregação e compostagem. A compostagem já era prática comum entre famílias da zona rural. Nas zonas rurais, onde a maioria dos domicílios possui quintais, o lixo orgânico não é coletado. A compostagem é realizada em cada casa (ver Figura 3) com a utilização de composteiras nos quintais para cultivo de verduras e legumes para complementar suas necessidades (Mendoza, 2010; p. 156).

Entretanto, a qualidade do composto era quase sempre questionável, constantemente contendo materiais não biodegradáveis. Pelo menos 15 *barangays* implementaram compostagem de melhor qualidade (composto mais puro) devido à segregação dos RS orgânicos na fonte. Os novos esquemas de gestão dos RS incluíram algumas taxas pela coleta.

No entanto, como aponta Mendoza (2010), as Filipinas possuem algumas das melhores leis ambientais do mundo, a exemplo da Lei de Gestão Ecológica de RS, mas muitos desafios ainda precisam ser superados: os *barangays* sofrem com a falta de verbas para implementar as determinações legais; muitos governos municipais e provinciais têm buscado na construção de aterros e incineradores a solução para a problemática dos RS, principalmente devido a fortes pressões externas de agentes que fazem *lobby* em seu favor; a responsabilidade por parte dos fabricantes têm sido negligenciada; o encerramento das centenas de lixões que ainda existem por todo o país.

3 - NAIRÓBI Quênia)

A cidade de Nairóbi é o centro político e administrativo da República do Quênia e tem uma população estimada em 4 milhões de habitantes vivendo em 696Km² (densidade populacional de 5.747 hab/Km²). O IDH para a cidade está em 0,541, sinalizando o ainda baixo padrão de qualidade de vida da população. A cidade é dividida em várias regiões e administrada pelo Conselho da Cidade de Nairóbi (CCN) que, entre suas atribuições, tem o provimento de serviços de educação, saúde, coleta de lixo, água e saneamento (Onduru, 2009).



Figura 4 - Sistemas de compostagem nas áreas urbanas e peri-urbanas de Nairóbi, aqui com pilhas cobertas

Fonte: Onduru *et al.*, 2009

Cerca de 2 milhões de nairobianos vivem em situação de grande pobreza amontoados em regiões com precários serviços sanitários. As ações em relação aos RS em Nairóbi ainda têm um foco mais sanitarista e menos ambiental: a cobertura de coleta e disposição adequada do lixo ainda são incipientes. A coleta atende a pouco mais de 60% e a disposição em aterros também. Os serviços de coleta e recuperação de materiais em grande parte estão sob responsabilidade do setor privado e essa tendência tem aumentado. Em 2001, o CCN aprovou

uma política de aproximação ainda maior do setor privado incluindo-se aqui os serviços de compostagem (ver Figuras 5 e 6) e reciclagem (Kirimi, 2010).



Figura 5 - Sistemas de compostagem nas áreas urbanas e peri-urbanas de Nairóbi, em contentores e a vermicompostagem

Fonte: Onduru *et al.*, 2009

Segundo Kasozi & von Blottnitz (2010), um panorama (ver Figura 6) dos RS em Nairóbi mostrava que:

- a cidade produzia 3.121 t/d, dos quais 68% são domésticos (2122 t/d);
- na composição gravimétrica, 51% dos resíduos são orgânicos;
- do que era coletado, menos de 1% dos resíduos orgânicos era reutilizado (cerca de 3 t/dia), e 8% do papel, 5% do plástico e 100% dos metais eram reciclados;
- das 2.971 t/d de RS dispostos, 830 t eram encaminhadas para o lixão Dandora.

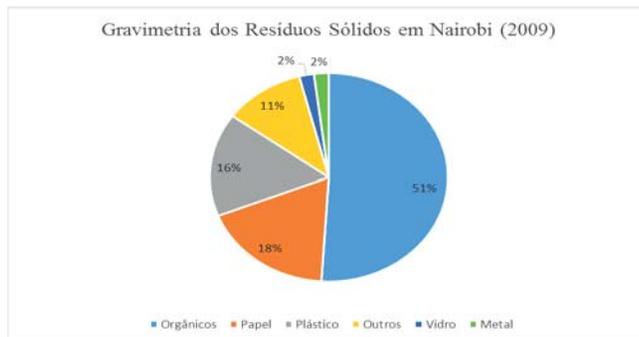


Figura 6 - Panorama geral dos RS gerados em Nairóbi.

Fonte: von Blottnitz, 2010

O baixo padrão de vida faz com que muitas pessoas se dediquem a coleta informal. Kirimi (2010) mostrou que 20% dos RS domésticos são coletados tanto pelo pessoal do CCN quanto informalmente por catadores, mesmo que isso às vezes seja contabilizado apenas como coleta formal. O destino final do que é coletado na cidade é bem diverso. A disposição “formal” situa-se a 25km do centro de Nairóbi numa antiga pedreira, o lixão de Dandora, onde cerca de 830 toneladas de RS são depositados por dia. No entanto, é comum ver-se o despejo de RS em terrenos baldios, encostas de rios, encostas de rodovias ou mesmo em ruas.

Em contrapartida, até 43% do lixo orgânico é compostado ou algum outro tipo de valorização dentro da agricultura local.

O projeto *Converting City Waste into Compost Pilot Nairobi¹* – CCWC (Onduru, 2009), buscou avaliar a indústria da compostagem em Nairóbi bem como conjecturar o potencial mercado para o composto produzido. Percebeu-se que RS orgânicos têm diversas destinações em Nairóbi. A população tem por hábito usar restos de alimentos na compostagem caseira (nem sempre da melhor forma), em pequenos centros de compostagem local, como fertilizante para a agricultura periurbana e como alimentação de animais. Ou seja, de variados modos, o material orgânico representa um recurso para muitos nairobianos. Lamentavelmente, uma expressiva parte da população pobre também vasculha diariamente o lixo em busca de restos que possam servir de alimento, além da procura por outros materiais que possam ser vendidos no mercado da reciclagem.

A emergência da compostagem em Nairóbi ocorreu a partir da década de 1990, quando diversas organizações como ONGs (*Uvumbuzi Club, Undugu Society of Kenya, Foundation for Sustainable Development in Africa*) e organismos internacionais (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA) somaram esforços para produzir soluções a partir do problema do lixo orgânico. As primeiras composteiras eram em pequena escala (de 0,5 a 6 t/dia), pouco mecanizada e em nível local (Furedy, 2002 *apud* Onduru *et al.*, 2009).

Curiosamente, enquanto em muitos locais no mundo, incluindo-se países desenvolvidos, muitas vezes a compostagem é iniciada pelo poder público para uso do composto em obras públicas de manutenção de espaços verdes, em Nairóbi a compostagem mostra ter evoluído atendendo a um mercado crescente de fertilizantes (ver Figura 7).



Figura 7 - Composto pronto para comercialização produzido por algumas das empresas de compostagem em Nairóbi
Fonte: Onduru *et al.*, 2009

Contudo, acrescenta também Onduru (2009, p. 10):

As empresas privadas envolvidas na compostagem são empreendimentos com um interesse comercial, quer produzindo adubo para venda de compostagem embalado e/ou produzindo composto a partir de RS de empresas (flores) para minimizar custos e cumprir as normas de gestão ambiental. As empresas têm empregados assalariados.

A compostagem em Nairóbi pode gerar benefícios em três vertentes. Primeiramente, incrementa a gestão dos RS municipais, pois desvia significativa parte do lixo que é disposto inadequadamente em lixões. Em segundo lugar, uma parcela considerável da população carente tem uma fonte de renda nos postos de compostagem que pagam trabalhadores nos

¹ CCWC: projeto com objetivo de desenvolver um sistema viável de coleta, processamento, distribuição e comercialização de RS orgânicos para aplicação na agricultura urbana e periurbana em Nairóbi.

serviços que focam principalmente a produção de fertilizantes. Por fim, o composto tem uma alta aceitação pelos produtores rurais locais(Onduru, 2009).

Novamente citando Onduru (2009, p.01):

A produção de alimentos também diminuiu no passado recente com a maioria dos agricultores que não conseguem produzir alimentos suficientes, portanto, resultando em insegurança alimentar em muitas partes do país. Transformar RS da cidade em produtos úteis como adubo, ração animal e biogás [...] seria, em parte, contribuição para a solução dos problemas dos RS da cidade, aumento à acessibilidade aos fertilizantes orgânicos e alimentos para animais e, assim, contribuindo para a segurança alimentar, e gerando renda para vários atores.

Como se nota, RS orgânicos têm um potencial de gerar outros produtos igualmente importantes para a sociedade local, além de composto, como o biogás e ração animal.O composto pode ter como finalidade, inclusive, a recuperação de áreas verdes municipais degradadas, muitas vezes pela própria disposição ilegal de lixo. Em face dos problemas enfrentados pelos locais de compostagem, pode-se incluir os espaços apropriados para instalar novos postos ou expandir os já existentes. Embora muitos postos sejam reconhecidos pelo CCN, outros acontecem de forma não legalizada, geralmente em locais pobres, podendo sofrer notificações por parte da administração municipal. Os financiamentos muitas vezes inexistem ou são insuficientes, mas muitas composteiras comunitárias mantêm-se por taxas, contribuições e doações. A venda do composto parece ainda ser o que sustenta o andamento das atividades (Onduru, 2009).

4 - NOVA IORQUE (Estados Unidos)

Um dos principais centros financeiros dos Estados Unidos e do mundo, esta metrópole tem pouco mais de 8 milhões de habitantes, sendo que um terço de seus habitantes são imigrantes. A gestão dos RS em Nova Iorque está sob responsabilidade do Departamento de Saneamento (*NYC Department of Sanitation – DSNY*), cujas informações constantes no *NYC Community Composting Report – 2014* apoiaram o panorama traçado abaixo.

Em 2013 o governo municipal, através da Lei Local 77, solicitou ao DSNY que desenvolvesse estratégias para lidar com os RS orgânicos da cidade. A análise gravimétrica do lixo nova-iorquino mostrou que 31% dos RSeram passíveis de compostagem, justificando ações em prol do manejo adequado e sustentável dessa fração. O DSNY trabalha no projeto de compostagem em três escalas: em nível municipal, em comunidades e bairros e a compostagem caseira.Em nível municipal, o projeto foi iniciado em 2012 e atende a residências, escolas e algumas poucas agências e instituições coletando também matéria orgânica proveniente de podas e do paisagismo privado. O produto é vendido ou doado para parques, jardins comunitários ou fazendas urbanas (*urban farms*). Pensa-se também em ampliar o tratamento da matéria orgânica investindo na produção de energia via produção de biogás. No sítio do Departamento de Saneamento² é possível encontrar outras informações sobre coleta, abrangência e tratamentos dos RS, incluindo-se dados sobre os orgânicos.

A compostagem realizada nas comunidades e a caseira, na verdade, data de 1993 quando o *NYC Compost Project* (NYCCP) usou desta tecnologia para prover educação ambiental e melhorar gestão dosRS orgânicos (restos de alimentos e de jardinagem) juntos às comunidades. O composto é doado para os projetos verdes da cidade. O NYCCP entendeu

² <http://www1.nyc.gov/site/dsny/index.page>

que a compostagem se estende bem além do manejo de RS, sendo também um instrumento de educação ambiental.

Em finais de 2014, O DSNY apontava que 225 locais de variados tamanhos formavam a rede nova-iorquina de tratamento de RS orgânicos via compostagem, como parques, escolas, igrejas, hortas urbanas e propriedades privadas, usando desde o trabalho braçal para produzir o composto até sistemas mecanizados que insuflam ar nas pilhas. A compostagem é realizada até em espaços subutilizados (ver Figura 8), dando novo proveito a um local antes subutilizado.



Figura 8 - Compostagem em Queensbridge Park, num espaço antes subutilizado

Fonte: DSNY, 2014

No intuito de realizar diagnóstico da situação da compostagem na cidade, um Relatório do DSNY levantou em 2014 uma série de informações (*NYC Community Composting Report 2014*). De acordo com o DSNY (2014), reúnem-se em três grupos as missões/objetivos da compostagem na cidade:

- *cuidar dos espaços públicos verdes*: uso do composto para melhorar a qualidade do solo em parques, jardins e árvores urbanas;
- *demonstrar como se faz compostagem*: envolve o compartilhamento de experiências, a educação ambiental e o engajamento comunitários nestas atividades. Muitos locais onde se praticam a compostagem relataram promover *tour* para demonstrações (62%) ou *workshops* (56%);
- *promover a compostagem comunitária ou in situ*, reduzindo, assim, a quantidade de RS encaminhados para aterros e buscando também envolver empresas e empreendimento maiores nestas ações.

Curiosamente, a pesquisa do DSNY apontou que, quando questionados se foi difícil conseguir áreas para implementar a compostagem, grande parte dos entrevistados responderam que não; contudo, 23% comentaram que foi difícil conseguir espaço para expandir o sistema. Constatou-se também que em 68% dos locais mantêm a compostagem durante todo o ano, enquanto o restante tem uma redução significativa nos invernos e início das primaveras. Quanto à capacidade de expansão do sistema, a pesquisa do DSNY mostrou que 46% deles poderiam ser ampliados enquanto 18% não tinham certeza de que isto fosse possível; 37% planejavam expansão da compostagem e 36% não almejavam isto.

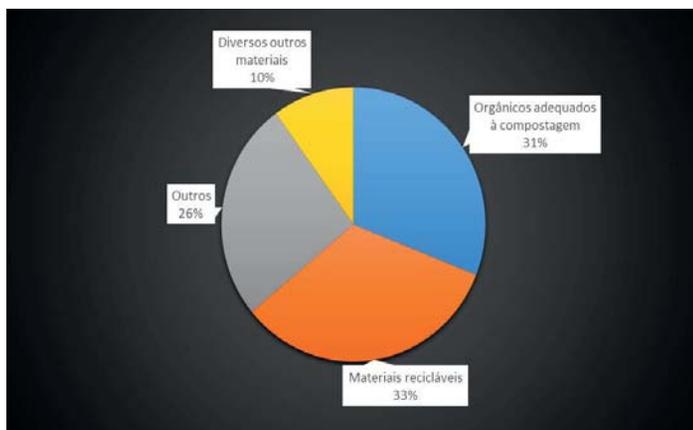


Figura 9 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos de Nova Iorque (EUA)
 Fonte: DSNY, 2014.

Muitos locais relataram que não monitoravam a origem da matéria orgânica que chega às composteiras, que os RS eram muitas vezes trazidos por pessoas da comunidade local e por elas mesmas depositadas nas pilhas, considerando que muitos locais eram espaços públicos, como os parques e jardins. No entanto, alguns locais controlavam o que era compostado, não aceitando receber carnes, peixes, laticínios entre outros materiais biodegradáveis (ver Figura 9). A grande maioria recebia folhas (96%), restos de poda (92%) e restos de frutas e vegetais (90%).

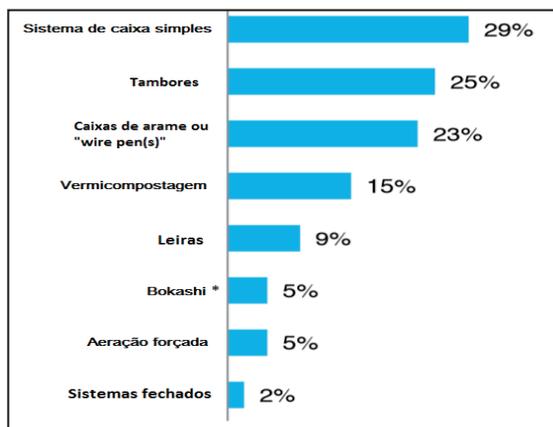


Figura 10 - Variedades de sistemas de compostagem utilizados pelas comunidades de Nova Iorque
 Fonte: DSNY, 2014

O sistema de compostagem comunitário em Nova Iorque é bem diversificado e reflete a escala e o tipo de RS que as comunidades trabalham (ver Figura 10). “Outros estão explorando o uso de fermentação dos resíduos alimentares (*Bokashi*³) de modo receber seguramente carnes, peixes e laticínios.” (DSNY, 2014; p. 16)

³*Bokashi* é uma forma de compostagem japonesa onde a matéria orgânica é fermentada por grupo específicos de micro-organismos em recipiente fechado para controle de todo processo, incluindo possíveis odores.

O principal destino do composto produzido pelas comunidades são as áreas verdes públicas próximas, ou seja, o composto na maior parte dos casos (72%) atende o entorno de onde foi produzido. Entretanto, alguns locais disseram vender o composto produzido – apesar de o mercado em Nova Iorque ainda ser pouco atraente – e com a receita cobrem parte das despesas de operação (Figura 11).

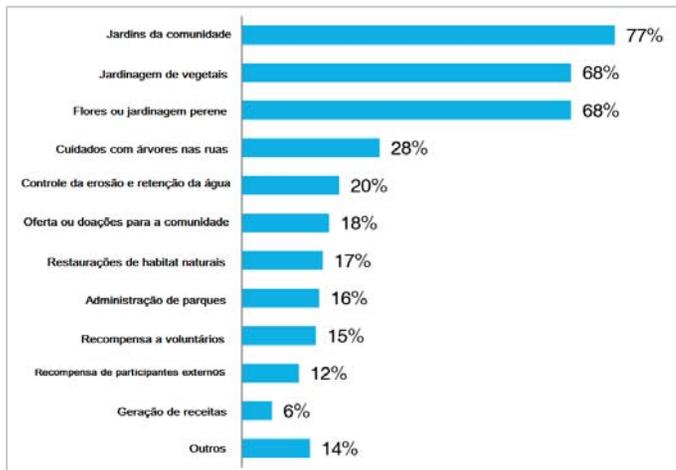


Figura 11 - Principais destinos para o composto produzido pelas comunidades de Nova Iorque
 Fonte: DSNY, 2014.

Os recursos que mantêm os programas de compostagem são variados, sendo financiados por taxas de associação de jardinagem da comunidade e pequenos programas de tomada de subvenção. Apenas 3% dos locais relataram usar o composto para obtenção de receita; contudo, mesmo nessa situação, há um caso que não o fazia diretamente vendendo o composto, e sim usando-o para produzir vegetais que seriam posteriormente comercializados. Outros, todavia, vendem o composto final.

O caráter comunitário da compostagem nova-iorquina destaca um dado já esperado: 78% da compostagem eram operados por voluntários (ver Figura 12). Um número crescente de locais (21%) é gerido por funcionários pagos. O financiamento para pagar os funcionários muitas vezes vem de uma variedade de fontes, tais como subsídios, as vendas de composto, taxas cobradas para aceitar e compostar resíduos orgânicos, e os fundos operacionais gerais. Em muitos desses locais, os funcionários pagos têm outras responsabilidades além do exemplo de operação da compostagem – por exemplo, um professor que gerencia o local de compostagem no jardim da escola (DSNY, p.20).



Figura 12 - Usos dados ao composto em Nova Iorque. Nas duas primeiras fotos, voluntárias usam o composto em árvores na região do Brooklyn; na terceira foto, o composto é usado para melhorar a qualidade do solo em Highbridge
 Fonte: DSNY, 2014

Isso ressalta a importância da participação das comunidades na gestão dos RS, uma vez que, nos casos de Nova Iorque, parte das pessoas vizinhas aos locais se apropriaram da ideia e trabalham, juntas, para manter os sistemas de compostagem.

5 - Região Metropolitana do PORTO (Portugal)

Localizada no litoral norte de Portugal, a Região ou Área Metropolitana do Porto (AMP) abraça uma zona geográfica composta por 17 municípios contíguos, numa área de 1.900 Km² com uma população a rondar 1.700.000 habitantes (AMP, 2016), sendo a própria cidade do Porto o segundo mais relevante ponto turístico português.

Em Portugal, o Decreto-Lei n.º 194/09 estabelece o regime jurídico dos serviços municipais de abastecimento público de água, de esgotamento de águas residuais e de gestão de RS urbanos. Assim como no Brasil, a lei portuguesa determina caber aos municípios a titularidade pelos serviços de saneamento básico, incluindo-se aí a gestão dos RS. A gestão pode se dar de forma isolada ou em associações intermunicipais ou de áreas metropolitanas, considerando os benefícios de um serviço prestado em maior escala e visando à minimização de custos.

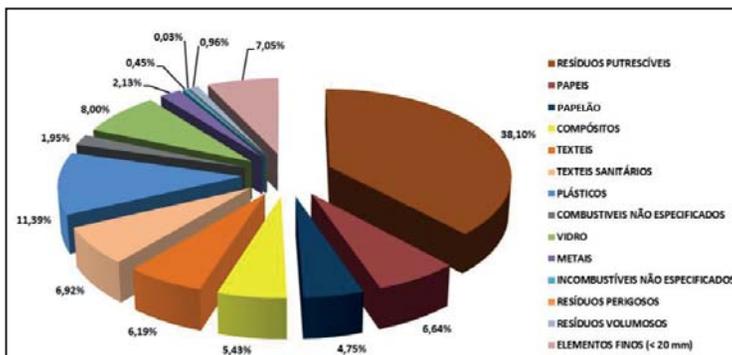


Figura 13 - Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos coletados pela LIPOR
 Fonte: LIPOR, 2014

À escala nacional, esta área representa cerca de 1% do território de Portugal Continental, concentra 10% da população e é responsável pela produção anual de 11% do total de resíduos urbanos (RU), ou seja, aproximadamente 500.000 toneladas de RU, anuais, correspondentes a uma captação de 515 kg/hab.ano (LIPOR, 2015).

Devido ao pequeno tamanho populacional dos municípios da AMP torna-se favorável a associação intermunicipal para prestação dos serviços relacionados aos RS urbanos. Assim, criou-se em 1982, a LIPOR (Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto), responsável pela gestão, valorização e tratamento dos RS produzidos por oito municípios. A LIPOR atende uma área total de 646 km² assistindo aproximadamente 1 milhão de habitantes. A LIPOR atua em todos os pontos da gestão de RS e apoia-se em três componentes principais: valorização multimaterial, valorização energética e valorização orgânica. A instituição coleta os resíduos nas modalidades porta-a-porta, através de ecopontos e ecocentros de geradores domésticos e não-domésticos.

Os RS orgânicos são encaminhados para uma Central de Valorização Orgânica cuja capacidade anual é de 60.000 toneladas de matéria orgânica proveniente de restos alimentares e podas. Aquilo que não é passível de compostagem é direcionado à Central de Valorização Energética para produção de biogás. A composição gravimétrica dos resíduos urbanos mostra (ver Figura 13) que 40% dos resíduos são “putrescíveis” e até 70%, no geral, permitem alguma forma de tratamento/reciclagem. A LIPOR encara os RS como um “recurso”, algo com valor e potencial de gerar novos produtos (ver Figura 14). Observando-se a arquitetura do modelo de gestão praticada pela instituição percebe-se que os aterros sanitários não são de forma alguma o principal destino dos RS. A valorização deste “recurso” exige diferentes instrumentos de manejo para reinserir matéria e energia na cadeia produtiva. Assim, a própria instituição considera como um de seus pontos fortes é a “abordagem estratégica do resíduo como recurso, pela adoção de um modelo circular de negócios” (PERSU, 2015, p. 8).



Figura 14 - Documentos informativos disponibilizados no sítio da LIPOR para orientar a compostagem caseira e a vermicompostagem. Também traz informações sobre o processo de compostagem industrial praticada na Central de Valorização Orgânica

Fonte: LIPOR, 2014

Na intenção de cumprir metas nacionais para a questão dos RS, a LIPOR apresenta em seu PERSU(Plano Estratégico de Resíduos Sólidos 2020) algumas metas e objetivos:

- *aumentar a taxa de coleta seletiva dos RS domésticos e não-domésticos para alcançar a meta de 50 kg/hab.ano em 2020. Espera-se atingir uma taxa anual de recuperação de resíduos de 51.000 toneladas em 2020.*
- *reduzir para 10% a disposição de matéria orgânica em aterros sanitários até 2020.*
- *atingir a taxa 35%, em peso, de reutilização e reciclagem do total dos RS urbanos produzidos em 2020. Uma atenção especial é dada à fração biodegradável devida à sua representatividade na massa total de resíduos.*

- a prevenção na geração de RS segue como um ponto fundamental para concretização das metas.

Desde a criação da LIPOR em 1982, a compostagem sempre esteve entre as principais estratégias no manejo e tratamento da matéria orgânica. A estação de compostagem processa 60.000 t/ano de RS orgânicos provenientes de variadas fontes. Complementam esta gestão o incentivo à compostagem caseira e outros projetos de hortas.

Um fator relevante foi a identificação de grandes geradores, como supermercados, hipermercados, feiras e centros de distribuição, para posterior comunicação e sensibilização na busca de parcerias que aprimorasse a coleta. A deposição dos RS orgânicos é realizada em contentores específicos, sendo a frequência de recolha de 3 a 7 dias por semana. O projeto, denominado de Operação Restauração 5 Estrelas, inclui também diverso material informativo e de sensibilização. O projeto permitiu valorizar através do processo de compostagem um total de 14.642 toneladas de RS orgânicos, o que significou um incremento de 8,5% comparativamente a 2013. A quantidade de resíduos orgânicos encaminhada para a CVO [Central de Valorização Orgânica] traduziu-se numa recuperação diária de cerca de 23,6 kg/estabelecimento, o que reflete bem a importância desta iniciativa inserida na estratégia de Valorização Orgânica da LIPOR e dos municípios (LIPOR, 2015).



Figura 15 - Folder informativo disponibilizado no sítio da LIPOR, que compõe as estratégias de educação ambiental e de incentivo à compostagem caseira

Fonte: LIPOR, 2017

Contudo, não é objetivo que a compostagem seja realizada apenas na estação da LIPOR, e faz parte das citadas metas a expansão da compostagem caseira e em escalas maiores para condomínios (ver Figura 15). Assim, não apenas haverá uma redução na massa biodegradável a ser mandada para aterros, como também haverá uma diminuição dos resíduos coletados.

A redução de quantidade de RS geradas é uma das metas previstas no PERSU2020. Com esse intuito, foi criado o projeto Dose Certa visando à conscientização contra o desperdício de alimentos, sensibilizando os portugueses da AMP para mudanças de comportamento e o consumo sustentável. Certamente, um dos fatores de sucesso da LIPOR está nas iniciativas voltadas para a educação ambiental.

6 - SÃO PAULO (Brasil)

São Paulo, maior centro financeiro do Brasil, possui uma população estimada em 12.038.175 habitantes, em uma área de 1.521 km² e densidade populacional correspondente a 7.398 hab/km² (IBGE, 2015). São Paulo vem experimentando uma taxa de crescimento decrescente de 3,7%, na década anterior a 1990, para 0,8% no período de 2000 a 2010 (PIGRS, 2104).

Em 2011, a cidade contribuiu com quase 12% do PIB nacional (PIGRS, 2014). Segundo o Atlas de Desenvolvimento Humano do Brasil, o município apresentou IDHM = 0,805 em 2010, e também um Índice de Gini⁴ = 0,62, maior que em anos anteriores (0,56, em 1991, e 0,61, em 2000) mostrando aumento da desigualdade.

Em relação ao saneamento básico, seu Plano de Gestão de RS (PGIRS, 2014) informa que:

o percentual de atendimento da população com sistema de abastecimento de água é de 99,32% dos domicílios e, em relação à coleta de esgotos, 92,26% dos domicílios dispõem do serviço. A situação do manejo das águas pluviais é ainda muito deficiente; segundo dados da CET, havia no início de 2013 no município 138 pontos persistentes de alagamento.

Tabela 2 - Origem dos resíduos sólidos coletados na cidade de São Paulo

Origem	Quantidade (x 1000 toneladas)	%
Domiciliares	10.500	52,2
Feiras livres	296	1,5
Limpeza de ruas e logradouros	1.140	5,7
Estruturas de drenagem	2.200	10,9
Lodos de ETEs	805	4,0
Entulhos	4.300	21,4
Resíduos volumosos	619	3,1
Podas	137	0,7
Serviços de saúde	101,3	0,5
TOTAL	20.100	100,0

Fonte: PIGRS, 2014

São Paulo também apresenta valores vultuosos quando se trata da geração de RS. Segundo o PIGRS, em 2012 foram geradas 20.100 t/d de RS no município, advindos de várias origens como mostra a Tabela 2.

O órgão público paulistano responsável pela gestão dos RS é a Autoridade Municipal de Limpeza Urbana (AMLURB) vinculada à Secretaria de Serviços (SES). Para a prestação dos serviços de limpeza urbana e gestão de RS a cidade foi dividida em dois agrupamentos: o Noroeste conta com 13 subprefeituras, 4.487.885 habitantes (39,8%) e cerca de 1,5 milhões de domicílios; e o Sudeste possui 19 subprefeituras, 6.765.558 (60,2%) habitantes e pouco mais de 2 milhões domicílios (AMLURB, 2015).

⁴**Índice de Gini:** é um instrumento usado para medir o grau de concentração de renda, aponta a diferença entre os rendimentos dos mais pobres e dos mais ricos. Numericamente, varia de 0 a 1, sendo que 0 representa a situação de total igualdade, ou seja, todos têm a mesma renda, e o valor 1 significa completa desigualdade de renda, ou seja, se uma só pessoa detém toda a renda da população considerada.



Figura 16 - Compostagem *in situ* realizada no Ecoporto Vicente Rao, sob o viaduto Av. Vereador José Diniz. O composto é produzido com restos de podas e capinas e, posteriormente, é distribuído para creches, escolas ou ofertado para os moradores

Fonte: Menos Lixo Projetos e Educação em Resíduos Sólidos (s/d)

Cada agrupamento é de responsabilidade de uma concessionária, responsável por toda a gestão dos RS de seus respectivos agrupamentos, incluindo-se também a “*implantação de um sistema de controle e fiscalização SISCOR/FISCOR e por programas de educação ambiental e comunicação social com a população, bem como pela realização de pesquisas de satisfação da população em relação aos serviços.*” (PIGRS, p. 72)

São Paulo apresentou em 2014, seu Planode Gestão Integrada de RS para os próximos vinte anos, resultado de ampla discussão entre diversos setores da sociedade paulistana na IV Conferência Municipal de Meio Ambiente. Aspectos gerais que merecem destaque em São Paulo incluem (PIGRS, 2014):

- dos 96 distritos paulistanos, 76 deles contam com coleta seletiva uma vez por semana a uma baixa adesão por parte da população. A recuperação de resíduos é de 1,6% com pouca segregação na fonte. Os resíduos são encaminhados para 22 cooperativas e associação de catadores conveniados à AMLURB;
- até fins de 2015, São Paulo dispunha seus RS em dois aterros sanitários: aterro Municipal CTL (Central de Tratamento de Resíduos Leste), no município de São Mateus; aterro sanitário privado CTR Caieiras, no Município de Caieiras.
- a cidade conta com três estações de transbordo, evidenciando que cada vez mais é preciso dispor os RS mais longe: 51 km até o CTR Caieiras, e 132 km até ao Aterro CTL em São Mateus, ida e volta para ambos os trajetos.
- outros quatro aterros recebem Resíduos Inertes da Construção Civil: Riúma, Lumina, Itaquareia e o Centro de Disposição de Resíduos Pedreira (CDR Pedreira).
- “A Lei municipal 13.478/02 dispõe sobre a organização do Sistema de Limpeza Urbana do Município de São Paulo e institui a Taxa de Resíduos Sólidos Domiciliares. Em seu inciso IV, Art. 3º, a lei traz como um de seus princípios o “princípio do poluidor pagador”.

- através da Lei 14.887/09, uma série de iniciativas foi desenvolvida na cidade, como o Programa Ambientes Verdes e Saudáveis⁵, a Carta da Terra em Ação⁶, algumas iniciativas socioambientais como as Escolas Sustentáveis, as Escolas Verdes, o “Minicurso Horta Caseira e Compostagem”⁷, o incentivo a compras verdes; porém, pela falta de uma Política Municipal Integrada de Educação Ambiental e do Sistema Integrado de Gestão de RS de alcance territorial naquela época, tais ações não vigaram

Da composição gravimétrica dos RS de São Paulo, nota-se que apenas 14% dos resíduos são caracterizados como rejeitos, sendo esta a parcela que, de fato, deve ir para aterros sanitários. Logo, 86% dos resíduos têm ainda um potencial (teórico) de tratamento e/ou reciclagem, incluindo-se aí uma enorme fração de matéria orgânica (51%).

Segundo dados da AMLURB/PIGRS-2014, naquele ano todos os dias eram coletados 6.300 toneladas de RS orgânicos em São Paulo, cujo fim era a disposição nos aterros sanitários do município. Após aterrados, tais resíduos contribuíram com 14% de todos os gases de efeito estufa (GEE) que a cidade gerou, além de aumentar muito o volume de lixiviado produzido.

A compostagem não é uma novidade para São Paulo, pois tanto o poder público quanto a iniciativa privada mantêm alguma forma de tratamento dos RS orgânicos em variadas escalas. Entre a década de 1970 e 1990, as centrais de compostagem Vila Leopoldina e São Mateus chegaram a processar o equivalente de 1.600 t/d de RS domiciliares ajudando a prolongar a vida útil dos aterros. No entanto, a falta de uma coleta diferenciada reduzia a qualidade do composto produzido e a central Vila Leopoldina gerou conflitos com a vizinhança, até ser encerrada (PIGRS, 2014).

Em 2001, foi criado o Programa Feira Limpa em parceria com 800 feiras do município para a coleta diferenciada dos RS orgânicos gerados melhorando a limpeza das feiras e a gestão dos RS. Este Programa não representou custos adicionais aos serviços de limpeza urbana, mas certamente contribuiu para melhorar a qualidade do manejo de RS(PIGRS-2014).

Outra iniciativa pública veio da Subprefeitura de Santo Amaro em parceria com a Sociedade Amigos do Jardim Petrópolis (SAJAPE). Juntos, criam o programa de compostagem local e comunitária no Ecoponto Vicente Rao processando resíduos de podas e capina (ver Figura 16). O projeto gerava 1 t/mês de composto entregue em creches e escolas ou mesmo distribuída em pequenas quantidades à população. Esta iniciativa mostra três pontos fulcrais na gestão dos RS: primeiramente, a responsabilidade compartilhada entre o poder público e a comunidade, sendo esta última peça-chave em qualquer ação de

⁵ É um programa da Secretaria Municipal de Saúde incorporado na Estratégia de Saúde da Família na Coordenação de Atenção Básica que desenvolve ações de promoção da saúde em São Paulo através de uma agenda integrada saúde e meio ambiente, construindo espaços integrados e sustentáveis. Fonte: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/saude/atencao_basica/pavs/

⁶ **Programa Carta da Terra em Ação:** visa a contribuir na formação de uma rede de cidadãos preparados para agir no ambiente urbano em prol da transformação para uma cidade sustentável e educadora, abertos a percorrer um processo de aprendizagem contínuo e integrado, fundado no revisitar de conceitos. Fazem parte deste Programa a Formação de Agentes Socioambientais Urbanos e Ciclos de Palestras contínuos que aprofundam as discussões e fomentam a rede. Fonte: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/umapaz/carta_da_terra/index.php?p=249

⁷ **Minicurso de Horta Caseira e Compostagem:** tem objetivo de apresentar técnicas de cultivo de hortaliças para consumo na própria residência, reaproveitando os RS gerados diariamente em casa (compostagem), diminuindo, assim, a quantidade de “lixo” encaminhado para os aterros da cidade. Fonte: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/servicos/escola_de_jardinagem/index.php?p=49785

planejamento e gestão. Outro ponto é a compostagem praticada de forma descentralizada, evitando o transporte dos RS a grandes distâncias. Por fim, cabe destacar que o Ecoponto se situa sob um viaduto, destacando a importância em se usar espaços urbanos subutilizados para atividades de interesse público.

A iniciativa privada também apresenta boas contribuições à gestão dos resíduos orgânicos e à compostagem. Em São Paulo, segundo o PIGRS (2014), destacam-se:

- instituições como *shoppings*, universidades, hospitais, hipermercados e empresas fazem compostagem parcial de parte de seus RS orgânicos;
- a fim de evitar o desperdício e promover ações sociais, um Instituto criou o programa “Satisfeito” onde um terço do valor de cada prato consumido nos 14 restaurantes por ele cadastrados é destinado a organizações que ajudam crianças em situação de pobreza e insegurança alimentar. Para contribuir, o cliente precisa aceitar pagar integralmente pelo prato mas receber apenas 2/3 da comida;
- A Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais de São Paulo (Ceagesp) também contribui com cerca de 200 toneladas de alimentos para 150 entidades cadastradas no banco de alimentos.

Os exemplos citados demonstram que São Paulo tem um enorme potencial para promover a compostagem, num esforço comum entre o governo municipal, o setor privado e a sociedade. A cidade cumpriu o prazo de entregar seu Plano Integrado de Gestão de RS e, neste, os resíduos orgânicos receberam uma considerável atenção. O PIGRS traz as diretrizes, estratégias, metas, ações e programas previstos para os próximos 20 anos bem como estudos de casos nacionais e internacionais bem sucedidos que fundamentam os projetos previstos para a cidade.

O Plano foca em dois pontos essenciais para fazer as futuras iniciativas darem certo: compostagem *in situ* e coleta diferenciada. Esses mesmos pontos foram determinantes em outros países para que a gestão e tratamento da matéria orgânica obtivesse êxito. A cidade é enorme, tendo o transporte dos RS a grandes distâncias custo alto e ambientalmente impactante. Da mesma forma, se não se promove uma coleta diferenciada, a recuperação de RS torna-se pobre e ineficaz, e persistirão os problemas com um composto de baixa qualidade.

Segundo o PIGRS (p. 29):

Para a recuperação dos resíduos orgânicos, o PIGRS prevê alcançar 1.600t/d de redução na origem por meio de compostagem em condomínios, casas, parques e áreas de difícil acesso, prevê a instalação a curto prazo de 8 centrais de pequeno porte (50 toneladas por dia cada uma, totalizando 400 toneladas diárias) e, em grandes áreas, a instalação de centrais de processamento da coleta seletiva de resíduos orgânicos (4 unidades distribuídas regionalmente, 2.400 toneladas por dia) e instalação de unidades de tratamento mecânico biológico (3 unidades distribuídas regionalmente, 1.900 t/d).

É previsto que ao final do Plano, a cidade produza 612.000 toneladas anuais de composto, prolongando a vida útil de seus aterros, reduzindo os custos de transporte e disposição final, atenuando a geração de gases de efeito estufa (GEE) e contribuindo para a fertilização dos solos. Este último ponto é também discutido no PIGRS, quando se identificam os destinos a serem dados ao composto produzido. O Plano destaca que “5% da área agrícola existente nas 26.755 UPAs [Unidades de Produção Agropecuária] dos municípios situados na área compreendida em um raio de 50 km traçado a partir de São Paulo, são suficientes para absorver o composto orgânico que será produzido quando todas as unidades previstas

estiverem em operação” (PIGRS, p.11) e que os espaços verdes do município podem e devem se beneficiar dessa fertilização. Contudo, claramente, outros mercados podem e devem absorver o composto gerados nas diversas pequenas estação previstas.

Resumindo, o PIGRS apresenta estratégias, entre as quais destacam-se:

- implantar o Programas Feira Sustentável nas 883 feiras livres do município;
- incentivar novas adesões ao Programa Escola Sustentáveis nas Unidades Educacionais municipais, com incentivo aos processos de compostagem e produção de horta urbana;
- fomentar e incentivar negócios sustentáveis com RS orgânicos;
- incentivar o uso de composteiras nos 29 mercados e sacolões;
- estabelecer a compostagem de podas nos 69 parques implantados (43 milhões de m²) com envolvimento dos seus administradores;

estabelecer a compostagem de podas nas 3.871 praças existentes (10 milhões de m²) com revigoração do Programa Zeladores de Praça.

7 - BELO HORIZONTE

Belo Horizonte, construída em 1897 para se tornar a nova capital de Minas Gerais, tem população da ordem de 2,5 milhões de habitantes vivendo numa área de 331,4 km² (IBGE (2015). Além de centro político-administrativo mineiro, Belo Horizonte também é um polo de investimentos no Brasil contando com grandes feiras e encontros de negócios nacionais e internacionais, além de possuir uma significativa agenda cultural. Um destaque também para a vida intelectual ligada a educação superior e ciência de BH onde importante centros de pesquisa e ensino geram trabalhos de alto nível.

Em 2017, 34 municípios formam a Região Metropolitana de Belo Horizonte, somando uma população de mais de 5,8 milhões de habitantes. Segundo o Atlas de Desenvolvimento Humano do Brasil, em 2010, o Índice de Desenvolvimento Humano (IDHM) do município era 0,810, e o Índice de Gini de 0,6. Dados do Atlas também apontam que, no mesmo período, 99,7% da população possuíam água encanada no domicílio, 99,9% possuíam energia elétrica e 99,7% tinham coleta de lixo. O Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2012/2015 (PMSBH, 2014) estima que em 2013 o percentual de coleta de RS domiciliares era de 96%, diferindo do que é apontado pelo Atlas, mas ainda assim sendo um percentual expressivo.



Figura 17 – Leiras no pátio impermeabilizado da unidade de compostagem no CTRS/BR-040

Fonte: Assessoria de Comunicação SLU/CEMP, 2015

A gestão dos RS é realizada desde 1973, pela Superintendência de Limpeza Urbana (SLU, 2016), autarquia municipal:

O serviço de coleta domiciliar porta a porta abrange cerca de 96% da extensão das vias formalmente urbanizadas e 76% da extensão das vias das vilas, favelas e conjuntos habitacionais, contemplando 95% da população de Belo Horizonte.

Em sua página eletrônica a SLU informa no setor de Estatística (2016) que, em BH:

- são coletadas 2.200 toneladas de resíduos domiciliares por dia;
- a coleta seletiva porta a porta atende a 36 bairros, cerca de 384.000 moradores;
- a coleta seletiva em pontos de entrega ocorre em 82 conjuntos de contêineres espalhados nas nove regionais da cidade;
- 80 km de sarjetas são capinados por dia.

Os resíduos municipais de BH são depositados no Aterro Sanitário Macaúbas, em Sabará (MG): o antigo aterro não funciona desde 2007. No local do antigo aterro foi instalada a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) na qual funcionam:

- **Estação de Reciclagem de Entulho (ERE):** onde RCC são reciclados e posteriormente usos em obras públicas.
- **Unidade de recebimentos de pneus:** cuja capacidade é de 4.000 unidades. São coletadas 24.000 pneus por mês. A cada 2.000 unidades coletadas, o material é recolhido pela Associação Nacional da Indústria de Pneumáticos (ANIP) para servirem de material de combustão em co-processamento de laminados e na indústria cimenteira.
- **Unidade de Educação Ambiental da SLU (UEA):** visando a promover ações de educação ambiental, recebendo cerca de 1.200 alunos por mês.
- **Central de aproveitamento energético do biogás:** onde se explora o metano produzido pelo antigo aterro. O gás é extraído com concessão de 15 anos, e a quantidade de energia produzida é suficiente para abastecer até 20.000 casas de consumo inferior a 100KWh/mês;
- **Estação de transbordo:** com objetivo de otimizar os custos com transporte dos RS até o Aterro Macaúbas (desativada desde 2015);
- **Programa de compostagem:** com resíduos provenientes de 40 estabelecimentos cadastrados (feiras, sacolões e supermercados), junto com restos de podas (ver Figura 17).

Assim, constata-se que o município dispõe de um sistema de compostagem, no qual os RS orgânicos são misturados a restos de podas. Depois de cerca de quatro meses, o composto é usado nas praças e parque municipais (ver Figura 18).



Figura 18 - Pilhas de composto na Unidade de compostagem no CTRS/BR-040
Fonte: Assessoria de Comunicação SLU/CEMP, 2015

O Plano de Saneamento Básico (2008-2011) de BH permite ter a visão estrutural do sistema de compostagem. O método utilizado na Unidade de Compostagem CTRS/BR-040 é do tipo “*Windrow*”, conhecido como leiras, cujas pilhas são reviradas por tratores. A área pavimentada destinada ao sistema é de 10.000 m² sendo 1.000 m² cobertos. O composto final, além ser usado em algumas áreas verdes da cidade, também é distribuído gratuitamente para escolas e creches da rede municipal de ensino e unidades da administração pública de BH.

O Relatório Anual de 2014, da SLU, relata que em 2014 foram coletados 2.786,48 kg de matéria orgânica e produzidos 957,94 kg de composto. Em 2015, foram coletados 2.695,07 toneladas de resíduos orgânicos e produzidos 876,82 toneladas de composto, pouco menos que no ano anterior. Das 2.695,07 toneladas coletadas, 2.525,02 toneladas (93,7%) foram provenientes de resíduos orgânicos de feiras e sacolões, sendo os 6,3% restante vindos de podas.

Do exposto até aqui, percebe-se que a compostagem realizada pelo poder público em BH ainda é pouco expressiva, abrangendo menos de 1% da matéria orgânica gerada. Obviamente que a inclusão de grandes geradores, como sacolões e feiras, no sistema de gestão desses RS é fundamental. Considerar coletar a fração de matéria orgânica proveniente dos RS domiciliares é chave para aumentar a amplitude da compostagem.

A Lei Federal 12.305/2010 determina em seu Art. 18 que a elaboração de plano municipal de gestão integrada de RS é condição para o Distrito Federal e os Municípios terem acesso a recursos da União. Belo Horizonte prevê o término da elaboração do seu PMGIRS para o primeiro semestre de 2017.

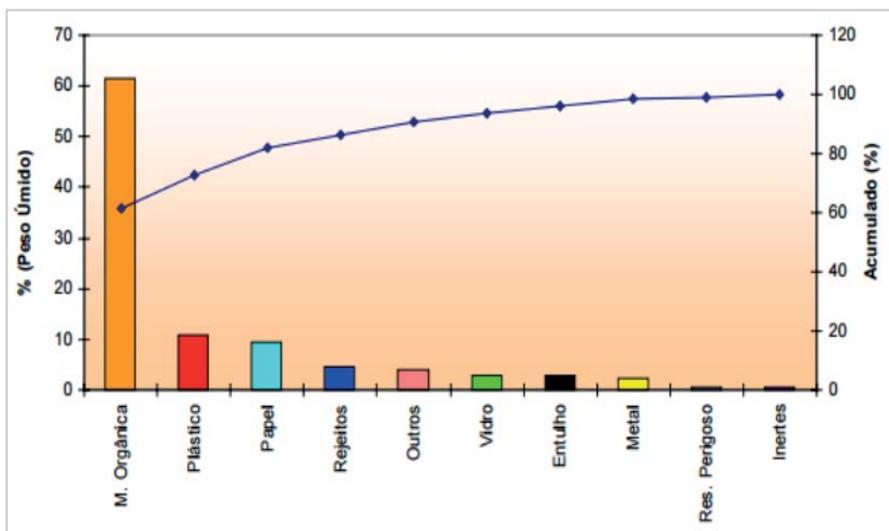


Figura 19 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos de Belo Horizonte (mais de 50% é de matéria orgânica)

Fonte. Secretária Municipal de Limpeza Urbana, 2004

Mais que uma obrigação legal, o PMGIRS-BH é um importante instrumento para a gestão dos RS municipais e, na elaboração do Plano, é fundamental que os resíduos orgânicos recebam uma atenção especial. A composição gravimétrica dos resíduos mostra que mais 60% do lixo domiciliar belo-horizontino são matéria orgânica e o tratamento desta fração

biodegradável representa um passo importante e necessário para otimizar custos econômicos e ambientais (Figura 19).

A compostagem se coloca como uma ferramenta poderosa, capaz recuperar nutrientes da matéria orgânica produzindo um composto de qualidade aproveitável em diversas áreas do município principalmente onde o solo é empobrecido assim como na manutenção das áreas verdes. Ao mesmo tempo, isto desviará uma enorme quantidade de RS a ser destinados aos aterros sanitários.

Conhecida como “Cidade Jardim”, BH apresenta enorme potencial para absorver um volume de composto bem maior que o produzido. Obviamente que estudos mais detalhados devem ser feitos para se ampliar o sistema de compostagem, mas a inclusão de metas e estratégias para os RS orgânicos certamente deve constar no futuro Plano de RS belo-horizontino.

Segundo a Fundação de Parques Municipais (FPM) de BH, são mais de 70 unidades na cidade administrados pelo poder público. Estes espaços, além árvores urbanas, cemitérios, praças, canteiros de grandes avenidas, escolas, unidades administrativas, hortas comunitárias entre outros locais, podem ser centros recebedores do composto produzido por um futuro sistema de compostagem mais vigoroso. Uma análise do mercado pode apontar setores estratégicos, como o paisagismo e jardinagem ou mesmo o público em geral, para os quais o composto seria um produto de venda. A Tabela 3 mostra as áreas verdes da cidade, logo, com potencial para aplicação do composto.

Tabela 3 - Áreas verdes das nove regionais de Belo Horizonte

Região Administrativa (RA)	Área total (km ²)	*população habit. (%)	(2010) área vegetada			índice de áreas verdes (2010)		
			km ²	%	m ² /hab	km ²	%	m ² /hab
1. Barreiro	53,46	282.552 (11,89)	20,55	38,44	72,73	16,53	30,93	58,52
2. Centro-Sul	31,73	283.776 (11,94)	7,43	23,41	26,18	4,90	15,45	17,27
3. Leste	27,90	237.923 (10,01)	6,89	24,70	28,96	4,04	14,48	16,98
4. Nordeste	39,33	290.969 (12,25)	9,37	23,82	32,20	2,96	7,54	10,19
5. Noroeste	30,08	268.038 (11,29)	2,01	6,68	7,50	0,55	1,82	2,05
6. Norte	32,56	212.055 (8,93)	12,81	39,34	60,41	4,70	14,44	22,17
7. Oeste	35,93	308.549 (12,99)	5,71	15,89	18,51	3,82	10,63	12,38
8. Pampulha	51,04	226.110 (9,52%)	13,98	27,39	61,83	3,97	7,77	17,54
9. Venda Nova	29,16	265.179 (11,16)	4,22	14,47	15,91	1,80	6,18	6,80
Belo Horizonte	331,19	2.375.151	82,97	25,05	34,93	43,28	13,07	18,22

*Censo Demográfico, 2010

Fonte: Secretaria Municipal de Meio Ambiente; Disponível em <http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade>

O Quadro a seguir apresenta uma síntese dos casos abordados, procurando dar uma noção de conjunto que faça contrapontos entre as cidades aqui consideradas.

CONCLUSÕES

A análise aqui realizada para as cidades procurou exemplificar casos de sucesso em locais no mundo onde profundas atitudes foram tomadas para melhorar a gestão dos resíduos sólidos, principalmente, tendo a compostagem como um ponto diferencial do sistema. Cada exemplo, dentro de suas especificidades, usou da compostagem como uma poderosa ferramenta no manejo da matéria orgânica e obteve êxitos ao articular diversos elementos da logística dos resíduos.

A composição gravimétrica dos resíduos aponta que a matéria orgânica é um recurso valioso que precisa de atenção especial. A compostagem deve ser encarada apenas como a “ponta do *iceberg*” pois, implementando-a de modo mais amplo, é possível também se obter:

- Redução de custos com transporte e transbordo, principalmente se entre as estratégias de ampliação do sistema se privilegiar a compostagem *in situ*(princípio da proximidade).
- Redução dos custos de deposição nos aterros sanitários, considerando o fato de que em muitos locais a matéria orgânica pode representar até 50% dos resíduos coletados.
- Menor volume de chorume e gases de efeito estufa produzidos pela decomposição da matéria orgânica, mitigando, assim, os impactos ambientais que eles provocam.
- Educação ambiental associada ao processo, promovendo-se iniciativas de proteção ambiental, conscientização contra o desperdício de alimentos, mudança de postura e visão quanto aos resíduos e sentimento de responsabilidade social pela gestão deles.
- Melhora da qualidade do solo nas áreas verdes do município.
- Oportunidade de desenvolver um novo mercado para o composto produzido, atraindo a iniciativa privada a somar esforços ao poder público.

Cidades → Caracter. ↓	ADELAIDE		ALAMINOS		NAIROBI		NOVA IORQUE		REG. METROP. DO PORTO		SÃO PAULO		BELO HORIZONTE	
População (hab.)	1.089.728	85.000	4 milhões	8.491.079	1 milhão	11.967.825	2.502.557							
Densidade Populacional (hab./Km ²)	1.295	505	5.747	10.756	Entre 1.102 e 6.482 (depende de cada cidade)	1.521	7.167							
Legislação	Environment Protection Act (1993)	Republic Act 9003 (Lei de Gestão Ecológica dos RS)	Não há política específica para RS. Seguem algumas legislações que abrangem os RS	Federal Solid Waste Disposal Act (1965)	Diretiva 75/442/CEE, relativa a resíduos	Lei Federal 12.305 (PNRS)	Lei Federal 12.305 (PNRS)							
	Zero Waste SA Act 2004		Lei de Gestão e Coordenação Ambiental (1999)	Resource Conservation Recovery Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act - CERCLA, 1980	Diretiva 94/62/CEE, relativa a embalagens e RS de embalagens	Lei Municipal 2.220/73 - cria a SLU	Lei Municipal 2.220/73 - cria a SLU							
Procedências dos resíduos orgânicos			Lei do Governo Local (CAP 265) e da Lei de Saúde Pública (CAP242)	Pollution Prevention Act, 1990	Diretiva 2002/96/CEE relativo a resíduos elétricos e eletrônicos	Portaria nº 3.150/91 - cria grupos de trabalho para supervisionar implantação da coleta seletiva em BH	Portaria nº 3.150/91 - cria grupos de trabalho para supervisionar implantação da coleta seletiva em BH							
			Lei de Águas	Local Law 77/13, New York	Diretiva 1999/31/CEE, relativo a disposição de resíduos em aterros	Lei Municipal 82.600/01 - Plano Municipal de Saneamento Básico	Lei Municipal 82.600/01 - Plano Municipal de Saneamento Básico							
Coleta seletiva de outros RS			Lei de Planejamento Físico	Restos de alimentos, podas, resíduos de jardim	Decreto-Lei nº 194/09 (Portugal)	Decreto Municipal nº 53.040/12	Decreto Municipal nº 53.040/12							
			Domiciliares, institucionais, comerciais, podas, industriais (como mata-douros), restos de colheitas e pastagens.	Restos de alimentos, podas, resíduos de jardim	Domiciliares, podas de jardim. Coleta de mercados e feiras, hotéis, restaurantes, cantinas, cooperativas agrícolas, unidades industriais	Domiciliares, podas e feiras	Domiciliares, podas e feiras							
	Sim	Sim	Sim, pelo setor informal com fonte de subsistência	Sim	Sim	Sim	Sim							Sim

Tipo de sistema	Centralizada, em grande escala. Empresas do ramo produzem para atender ao mercado	Compostagem centralizada, compostagem caseira	Compostagem em pequena escala e descentralizada. Compostagem caseira	Coleta seletiva, compostagem municipal, compostagem caseira	Coleta diferenciada + compostagem centralizada; compostagem descentralizada	Coleta seletiva + compostagem centralizada; compostagem descentralizada privada	Coleta seletiva + compostagem centralizada
Entidade administrativa do sistema	Zero Waste AS (futuramente Office of Green Industries AS)	Autoridade do <i>barangay</i> : O governo municipal tem a titularidade	Departamento de Meio Ambiente do Município de Nairóbi	Department of Sanitation (DSNY)	LIPOR - Serviço Intermunicipalizado de Tratamento de Lixos da Região do Porto	AMLURB - Autoridade Municipal de Limpeza Urbana	SLU - Superintendência de Limpeza Urbana
Quantidade de resíduos coletados	742.807 t/ano	25 t/d	3.121 t/dia	Não encontrado	1.342 t/dia	20.100 t/dia	2.000 t/dia
Quantidade de composto produzido	954.400 t	Não encontrado	Não encontrado, provavelmente devido ao fato de a compostagem ser muito descentralizada	Não encontrado	29.000 t/ano	Não encontrado	876,82 t
Aplicação do composto	Comercialização	Melhoria do solo, produção de legumes e verduras na compostagem caseira	Jardinagem urbana e produção de alimentos. Pode ter forte apoio à segurança alimentar em regiões muito pobres.	Distribuído para parques, jardins, escolas, instituições. Vendido em alguns locais	Agricultura de vinhos e pomares	Creches, escolas, hortas urbanas, moradores. Venda em alguns casos	Ofertado a escolas, creches da rede municipal. Órgãos da administração pública
Fontes	Zero Waste (2010). EPA (2012)	GAIA (2012)	Nairobi City County (2016). Kasozi & von Blotnitz (2010)	DSNY (2014)	LIPOR (2015)	PIGRS (2013)	PSBH 2007-2011; SLU; IBGE

REFERÊNCIAS

Área Metropolitana do Porto – AMP. 2016. Disponível em <<http://portal.amp.pt/pt/>>

Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. Belo Horizonte.
<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_m/belo-horizonte_mg>. Acesso em 03/11/2015.

Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. São Paulo.
>http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_uf/sao-paulo>. Acesso em 03/11/2015.
Acesso em 01/11/2015.

Belo Horizonte. 2004. Caracterização dos resíduos sólidos de Belo Horizonte. Relatório final da caracterização dos resíduos sólidos de Belo Horizonte. Prefeitura de Belo Horizonte, Secretaria Municipal de Limpeza Urbana. Disponível em <<http://www.blogdocancado.com/wp-content/uploads/2011/02/RELAT-CARACTERIZACAO-RESIDUOS-2004-BH.pdf>>. Acesso em 03/11/2015>.

BARROS, R.T.V. Elementos de gestão de resíduos sólidos. Vol 1. 1ed. Belo Horizonte:Editora. Tessitura. 410p. 2012.

Decreto nº 53.040, de 23 de março de 2012. Incumbe ao Departamento de Limpeza Urbana - LIMPURB, da Secretaria Municipal de Serviços, na forma que especifica, realizar campanhas periódicas educativas destinadas a conscientizar a população quanto à necessidade de manutenção da limpeza da Cidade. Prefeitura de São Paulo.

Diretiva 1999/31/CE, de 26 de abril de 1999. Relativa à deposição de resíduos em aterros.

Filipinas. 2010. Census of Population and Housing. National Statistics Office. Retrieved 22 November 2012. Disponível em <<https://psa.gov.ph/sites/default/files/attachments/hsd/pressrelease/llocos.pdf>> Último acesso em 04/11/2015. Acesso em 28/10/2015.

Human Development Network (HDN). 2012/2013. 2013. Philippine Human Development Report. Disponível em <<http://ejepney.org/pdf/2012-2013-PHDR.pdf>>

IBGE. 2015. São Paulo, São Paulo. Disponível em <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=355030>. Acesso em 03/11/2015.

IBGE. 2015. Belo Horizonte. Disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=310620>>

Jura, I. A. G. M. 2005. Legislação sobre resíduos sólidos: exemplos da Europa, Estados Unidos e Canadá. Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados. Nota Técnica. 10 p.

Lei municipal 13.478, de 30 de dezembro de 2002. Prefeitura de São Paulo. Dispõe sobre a organização do Sistema de Limpeza Urbana do Município de São Paulo.

Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasil.

Lei nº 14.887, de 15 de janeiro de 2009. Reorganiza a Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente – SVMA, e dá outras providências. Prefeitura de São Paulo.

LIPOR – Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto. Disponível em <<http://www.lipor.pt/pt/>>

Mendoza, S. 2010. Gestão de Resíduos Sólidos nas Filipinas. In: Resíduos, como lidar com recursos naturais. São Leopoldo: Oikos. p 144-160.

Nairobi City County. 2016. Disponível em < <http://www.nairobi.go.ke/>>

NYC Department of Sanitation – DSNY. 2014. NYC Community Composting Report. 48 p. Disponível em: <<http://www1.nyc.gov/assets/dsny/downloads/pdf/studies-and-reports/2014-community-composting-report-LL77.pdf>>

Plano de Saneamento Básico de Belo Horizonte 2008-2011. Prefeitura de Belo Horizonte. Texto I/II. 2008. Disponível em: <http://www.pbh.gov.br/comunicacao/pdfs/politicaurbana/plano_municipal_saneamento/PMS20_08_texto.pdf>. Acesso em: 03/11/2015.

PERSU 2020. Plano Estratégico de Resíduos Sólidos. 2015. LIPOR – Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto. Portugal. 28 p.

Portugal. Decreto-Lei n.º 194, de 20 de agosto de 2009. Serviços Municipais de Abastecimento Público de Água, Saneamento e Resíduos Urbanos.

Prefeitura de Nova Iorque. 2015. Organics Collection Pilot Program. Disponível em: <<http://www1.nyc.gov/nyc-resources/service/2165/organics-collection-pilot-program>>. Acesso em 04/11/2015.

Relatório Anual de Atividades da Limpeza Urbana. 2014. SLU/SMLU. Prefeitura de Belo Horizonte.

Relatório Brundtland. Nosso futuro comum. 1988 . Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Rio de Janeiro: Editora da Fundação Getúlio Vargas, 430 p.

Republic Act 9003. 2000. Lei de Gestão Ecológica de Resíduos Sólidos. Filipinas.

Nova Iorque. 2013. Lei Local 77 (Local Law 77). New York City Environmental Protection. Disponível em: <http://home2.nyc.gov/html/dep/pdf/local_law_77.pdf>. Acesso em 04/11/2015.

South Australia. Government of South Australia. Disponível em <<http://www.sa.gov.au/home>>

Superintendência de Limpeza Urbana –SLU. 2015. Central de Tratamento de Resíduos Sólidos. Prefeitura de Belo Horizonte. Disponível em: <<http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/comunidade.do?app=slu>>. Acesso em: 03/11/2015.

Zero Waste Ordinance of the City of Alaminos. 2009. Global Alliance for Incinerator Alternatives – GAIA. 88p. Disponível em: <<http://www.no-burn.org/downloads/On%20the%20Road%20to%20Zero%20Waste.pdf>>

Zero Waste. Industry Insight Upclose. Government South of Australia. Zero Waste SA. Folheto. Disponível em: <http://www.zerowaste.sa.gov.au/upload/resource-centre/publications/reuse-recovery-and-recycling/ZWSA_Upclose_Industry_web.pdf>
Zero Waste. 2010. Valuing our food waste. South Sustralia's household food waste recycling pilot. Summary Report. Government South of Australia.

2 COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS EM PEQUENA ESCALA UTILIZANDO DIFERENTES MATERIAIS ESTRUTURANTES (DANIELE VITAL VICH, LUCIANO MATOS QUEIROZ, TIAGO ROCHA SANTOS, VIVIANA MARIA ZANTA)

RESUMO: Esta pesquisa monitorou o processo de compostagem em composteiras de 10L preenchidas com resíduos de alimentos (RA) e três diferentes tipos de materiais estruturantes (ME). Na primeira fase, duas composteiras foram preenchidas com serragem, uma com papel e uma com folha seca. As composteiras preenchidas com serragem diferiram entre si na proporção volumétrica de ME: RA (2:1 e 1:1), enquanto as composteiras com papel e folha seca foram preenchidas na proporção volumétrica 2:1. Na segunda fase, apenas as composteiras contendo serragem 2:1 e folha seca receberam nova adição de RA e ME. Foram monitorados os parâmetros temperatura, pH, umidade, matéria orgânica, carbono total, nitrogênio total Kjeldahl, coliformes totais e *Escherichia coli*. Apenas condições mesofílicas predominaram no processo. As composteiras contendo serragem 2:1 e folha seca apresentaram teores de umidade iniciais de 57% e 65%, respectivamente. Nas composteiras com serragem 1:1 e papel, a umidade inicial foi ligeiramente acima de 70%. Após 25 dias de compostagem, a redução de massa úmida para as misturas serragem 2:1, serragem 1:1, papel e folha seca foi de 58%, 57%, 78% e 69%, respectivamente. Na segunda fase, as composteiras serragem 2:1 e folha seca tiveram redução de 73% e 64% de massa úmida, respectivamente. Após 74 dias, a massa final presente nas composteiras contendo serragem 2:1 e folha seca apresentaram uma cor castanha escura e odor semelhante ao de terra molhada. Essa massa final foi peneirada para obtenção do produto final, que correspondeu a 5% da massa final total. A concentração de *E. coli* nos dois compostos foi inferior a 1 NMP g⁻¹ sólidos totais, o que os enquadra nos limites de referência IN25/2009 (MAPA, 2009).

Palavras-chave: Compostagem doméstica. Resíduo de alimentos. Material estruturante. Patógenos.

2.1 INTRODUÇÃO

A compostagem doméstica é uma opção de gestão de resíduos em vários países, pois é vista como uma rota de desvio potencialmente importante para os resíduos sólidos domésticos orgânicos. É difícil descrever a compostagem doméstica como uma única tecnologia padrão, pois o produtor de resíduos também é o operador e usuário final do composto. O processo de compostagem tem lugar de diversas formas e com esquemas operacionais muito diferentes, o que é uma das razões para a falta de estudos científicos neste campo (Andersen *et al.*, 2011).

Miyamoto, *et al.*, 2016, com base em dados gravimétricos de estudo realizado pelo BRASIL (2011), menciona que cerca de 83% dos resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil são potencialmente recicláveis, sendo 51 % resíduos orgânicos. Esses autores caracterizaram os resíduos sólidos em um conjunto habitacional do Programa Minha Casa Minha Vida da faixa 1, com renda familiar bruta mensal de até 1.800,00 reais analisando a tratabilidade dos RSD, constataram que 71% dos resíduos gerados correspondem ao fração orgânica com potencial de serem tratados por compostagem doméstica.

A compostagem doméstica evita a coleta de uma parte importante dos resíduos sólidos urbanos, reduzindo os investimentos econômicos, materiais e energéticos em infraestruturas, e permite um controle mais específico do processo de compostagem e dos materiais orgânicos

tratados (Cólón *et al.*, 2010). A compostagem em escala doméstica é utilizada para a degradação de resíduos de alimentos e resíduos verdes, gerados nas habitações.

O teor de umidade é um parâmetro importante no processo de compostagem, pois a água fornece um meio para a dissolução e o transporte de substâncias como os nutrientes que são necessários para a atividade microbiana. O teor de umidade durante o processo de compostagem é influenciado pela atividade microbiana, pela temperatura e pelo grau de aeração. A atividade microbiana pode fazer com que o teor de umidade aumente devido à água liberada durante a decomposição da matéria orgânica, enquanto elevados níveis de aeração e de temperaturas podem aumentar a taxa de evaporação, levando à perda de grandes quantidades de água. Um baixo teor de umidade compromete processos biológicos e faz com que o produto de compostagem seja instável e imaturo, enquanto que um alto teor de umidade em meio com partículas pequenas torna o material compostável mais adensável, o que afeta a transferência de massa de ar e produz condições anaeróbias que inibem o processo de compostagem. Portanto, é importante controlar o teor de umidade durante o processo de compostagem (Shen *et al.*, 2015).

Resíduos de alimentos “*in natura*” compostos por frutas e verduras possuem respectivamente cerca de 80% (Nogués, *et al.* 2010) e 90 % de umidade (Abdullah, *et al.* 2015). Altos teores de umidade, além de tornar o meio anaeróbio, podem produzir chorume se ultrapassada sua capacidade de retenção do meio e emitir CH₄, gás que contribui para o efeito estufa. Já o controle da umidade e a manutenção do meio aeróbio libera CO₂ e NH₃. Estudos relatam que 9,6-46% do nitrogênio total inicial é perdido na forma de NH₃ durante a compostagem (Yang *et al.*, 2013).

Para regular a umidade e manter o meio aeróbio são utilizados materiais estruturantes de diferentes tipo e granulometrias com a finalidade de criar vazios entre partículas e de absorver parte da umidade. O material estruturante deve manter a mistura úmida o suficiente para manter uma atividade microbiana ativa (Adhikari *et al.*, 2009).

Em diferentes estudos, materiais estruturantes comolascas de madeira, palha, serragem, cascas de arroz e cascas de amendoim foram misturados com resíduos de alimentos para ajustar o teor de umidade, relação C/N e espaços vazios entre as partículas. Os resultados desses estudos mostraram que os diferentes materiais estruturantes podem modificar as propriedades físicas da massa de compostagem, além de também alterar a cinética de biodegradação e reduzir o período de compostagem (Yang *et al.*, 2013; Chang e Chen, 2010).

O presente trabalho teve como objetivo monitorar o processo de compostagem de resíduos de alimentos (RA) em composteiras domésticas de pequeno porte (10 litros) utilizando três materiais estruturantes (ME): serragem, papel e folhas secas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Na Fase 1, com duração de 25 dias, quatro composteiras foram preenchidas com RA e três tipos diferentes de ME: duas composteiras com serragem em pó, uma com papel e uma com folha seca. As composteiras preenchidas com serragem diferiram entre si na proporção volumétrica de ME:RA (2:1 e 1:1); as composteiras com papel e folha seca foram preenchidas na proporção de ME:RA de 2:1 (v:v).

Na Fase 2, apenas as composteiras contendo serragem 2:1 e folha seca 2:1 receberam nova adição de RA e ME e foram monitoradas por mais 49 dias, totalizando 74 dias de manejo. A massa inicial da mistura ME:RA de cada composteira e os dias nos quais ocorreu revolvimento manual, em ambas as fases, estão indicados na Figura 1.

As composteiras com serragem foram denominadas de serragem 2:1, serragem 1:1, e as demais como papel e folha seca.

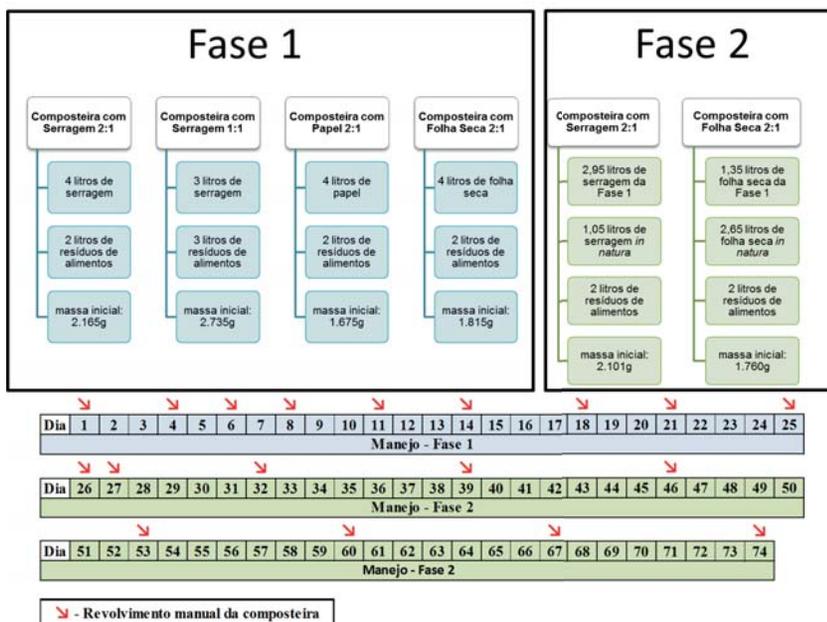


Figura 1. Esquema ilustrativo do manejo experimental das composteiras.

Para a realização do estudo, foram utilizados recipientes plásticos com volume nominal e útil de 10 litros, de baixo custo (R\$15,00) e disponíveis para compra em estabelecimentos comerciais. Para promover a aeração natural durante o processo de compostagem, os recipientes foram perfurados em todo o seu comprimento com orifícios de 0,6 cm de diâmetro, dispostos em 12 fileiras com oito furos cada, correspondendo a 4% da área superficial total. Cada composteira possuía 23 cm de altura, 19 cm de diâmetro inferior e 26 cm de diâmetro superior. A distância entre os furos era de 6 cm na direção horizontal e 2 cm na direção vertical (Figura 2).



Figura 2. Composteira confeccionada em recipiente plástico de 10 litros.

A Tabela 1 mostra as características do RA, ou seja, pH, unidade (U), matéria orgânica (MO), carbono total (C) e nitrogênio total Kjeldahl (N) e dos diferentes tipos de ME utilizados para preenchimento das composteiras.

Tabela 1. Caracterização dos resíduos de alimentos e do material estruturante - Fases 1 e 2

	RA					
	pH	MO (%)	U (%)	N (%)	C (%)	Relação C/N
Fase 1	4,2	92,9	86,5	1,7	31,4	18,5
Fase 2	6,2	82,1	87,1	2,1	32,7	15,4
	ME					
	pH	MO (%)	U (%)	N(%)	C (%)	Relação C/N
Serragem	-	97,8	10,2	0,4	25,4	69,8
Papel	-	99,0	13,4	0,2	20,4	102,4
Folha seca	-	89,1	9,1	1,7	42,3	24,5

Antes do preenchimento das composteiras, os RA compostos exclusivamente de vegetais e frutas foram coletados em unidades de alimentação e reduzidos a partículas de 1,0cm manualmente. A composição dos RA foi:

- Fase 1: Abacaxi (5,5%), Abóbora (5,9%), Alface (4,0%), Cebola (2,8%), Cebolinha (7,3%), Cenoura (8,0%), Coentro (36,7%), Laranja (5,9%), Mamão (9,9%), Maracujá (10,5%), Quiabo (1,7%), Repolho (1,8%);
- Fase 2: Abacaxi (10,7%), Abóbora (2,1%), Batata (11,5%), Berinjela (2,3%), Beterraba (5,1%), Gengibre (0,4%), Hortelã (2,0%), Limão (13,5%), Mamão (3,2%), Manga (8,6%), Maracujá (17,2%), Maxixe (1,1%), Melancia (16,3%), Pimentão (1,9%), Repolho (3,9%).

Os parâmetros monitorados durante o processo de compostagem foram: temperatura (T), pH, U, MO, C e N. A temperatura foi monitorada diariamente, enquanto que os outros parâmetros foram monitorados semanalmente. Coliformes totais e *Escherichia coli* foram quantificados apenas no composto peneirado ao final de cada fase.

O valor de pH foi determinado por meio de um medidor equipado com eletrodo utilizando 1 g da amostra imersa em 50 mL de CaCl₂ (0,01M) e agitada durante 30 minutos. O teor de umidade e os sólidos totais voláteis foram analisados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2012). O nitrogênio foi determinado por uma metodologia adaptada do método 4500-Norg B; 200 mg da amostra previamente seca foram colocados em frascos Kjeldahl contendo 1 ml de H₂O₂ comercial, 700 mg de mistura de digestão (contendo 100 g de Na₂SO₄, 10 g de CuSO₄ 5H₂O e 1 g de selênio) e 5 ml de H₂SO₄ concentrado. A digestão foi conduzida na unidade de digestão modelo K-425, Büchi. Após digestão, foram adicionados à amostra 50 ml de água deionizada e 35 ml de NaOH 10M, que foi então destilada em 50 ml de ácido bórico com pH 4,65 na unidade de destilação modelo K355, Büchi. O carbono foi determinado em um sistema de combustão de sólidos a alta temperatura (1200 °C) utilizando o analisador multi N/C[®] 2100 da Analytic Jena. Coliformes totais e *Escherichia coli* foram quantificados por meio da técnica de substrato definido utilizando Colilert[®], IDEXX. A qualidade do composto foi analisada considerando os limites de referência constantes na IN29/2005.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variações da temperatura ambiente e nas composteiras ao longo do tempo são mostradas na Figura 3, com maior detalhamento para os sete primeiros dias do processo nos quais ocorreram as maiores variações. A temperatura ambiente variou entre 27,1 e 30, 8°C, com amplitude térmica de apenas 3,7°C.

A evolução da temperatura é um indicador da atividade microbiana durante processos biológicos e, conseqüentemente, pode ser considerada como um parâmetro conveniente e direto para determinar o status do processo de compostagem (Li *et al.*, 2013). Nesta pesquisa, apenas as condições mesofílicas caracterizaram o processo de compostagem, independentemente do material estruturante utilizado. Em todas as composteiras é possível observar que o pico de temperatura ocorreu logo no segundo dia após a adição dos resíduos de alimentos. Tanto na Fase 1 como na Fase 2 ,quando ocorreu novo preenchimento das composteiras contendo serragem 2:1 e folha seca, as máximas temperaturas observadas variaram entre 41 e 43°C, o que correspondeu a uma diferença de 12 e 14°C em relação à temperatura ambiente, respectivamente.

Estudos experimentais realizados em composteiras de pequeno a médio porte revelam uma diversidade de perfis de temperatura resultantes do processo de compostagem, subdivididos em (1) comportamento de subida e queda, com flutuações térmicas significativas ou (2) comportamento que acompanha de perto as mudanças sazonais. A temperatura influencia tanto a natureza específica da população microbiana como a taxa e o tipo de decomposição. Dado que populações microbianas diversificadas geralmente evoluem e dominam o ambiente durante um processo de compostagem, as chances são de que, em qualquer instante no tempo (em condições mesofílicas ou termofílicas), a temperatura interna será apropriada para algum grupo microbiano (Tatano *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2013; Smith e Jasim, 2009; Ryckeboer *et al.*, 2003). No presente estudo, o desenvolvimento global da atividade microbiana exotérmica em condições aeróbias é mostrado, mesmo que discretamente, pelos aumentos na temperatura interna de 2,6 a 3,6°C (média) ou 1,2 a 2,1°C (mediana) acima da temperatura ambiente, em todas as composteiras.

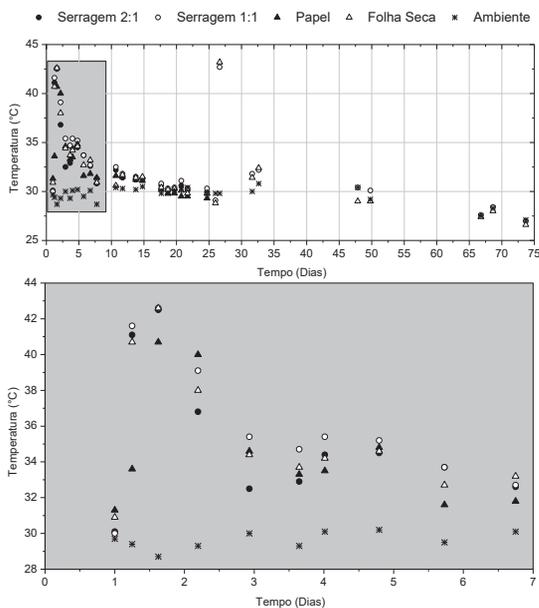


Figura 3. Variação da temperatura ambiente e das composteiras ao longo do tempo: ● - serragem 2:1, ○ - serragem 1:1, ▲ - papel 2:1, △ - folha seca 2:1.

Em todas as composteiras, o teor de umidade foi monitorado ao longo do processo (Figura 4a). O teor de umidade afeta diretamente a atividade microbiana, a temperatura do composto e, portanto, a taxa de decomposição (Kumar *et al.*, 2010). O teor de umidade mais favorável para a degradação biológica de diferentes misturas durante a compostagem situa-se na faixa entre 50 e 70% (Li *et al.*, 2013). Neste estudo, esta faixa ideal foi obtida inicialmente somente nas composteiras contendo serragem 2:1 e folha seca, com teores de umidade de 57% e 65%, respectivamente. Nas composteiras com serragem 1:1 e papel 2:1, a umidade inicial foi ligeiramente acima de 70%. No entanto, isso não afetou a atividade microbiana no processo de degradação, visto que os perfis de temperatura observados foram muito semelhantes em todas as composteiras. Com exceção da composteira contendo serragem 2:1, foi observada a produção de chorume em todas as composteiras durante os dez primeiros dias do processo.

O armazenamento dos resíduos de alimentos antes que a compostagem comece, geralmente ocorre e, portanto, baixos valores de pH podem ser obtidos no início do experimento em função da produção de ácidos orgânicos, como acético e butírico, produzidos por reações microbianas (Yang *et al.*, 2013). O pH inicial das composteiras estava em torno de 4,5. Após seis dias experimentais, o pH do material compostado em todas as composteiras já atingiam valores entre 7,0 e 8,4 (Figura 4f).

Durante o processo de compostagem, os ácidos orgânicos de cadeia curta, gerados a partir da matéria-prima na fase inicial da batelada, parte são consumidos e parte pode volatilizar a medida que a temperatura aumenta rapidamente. Concomitantemente, sua decomposição é seguida por um aumento rápido de pH causado pela transformação de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. Em seguida, o pH aumenta geralmente de forma acentuada para 8 ou 9. Após essa fase, devido à diminuição da temperatura, o efeito de volatilização e mineralização são reduzidos e os valores de pH tendem a diminuir (Yang *et*

al., 2013, Li *et al.*, 2013, Kumar *et al.*, 2010). Nesse experimento, esse padrão foi observado principalmente na Fase 2, como pode ser visto na Figura 4f.

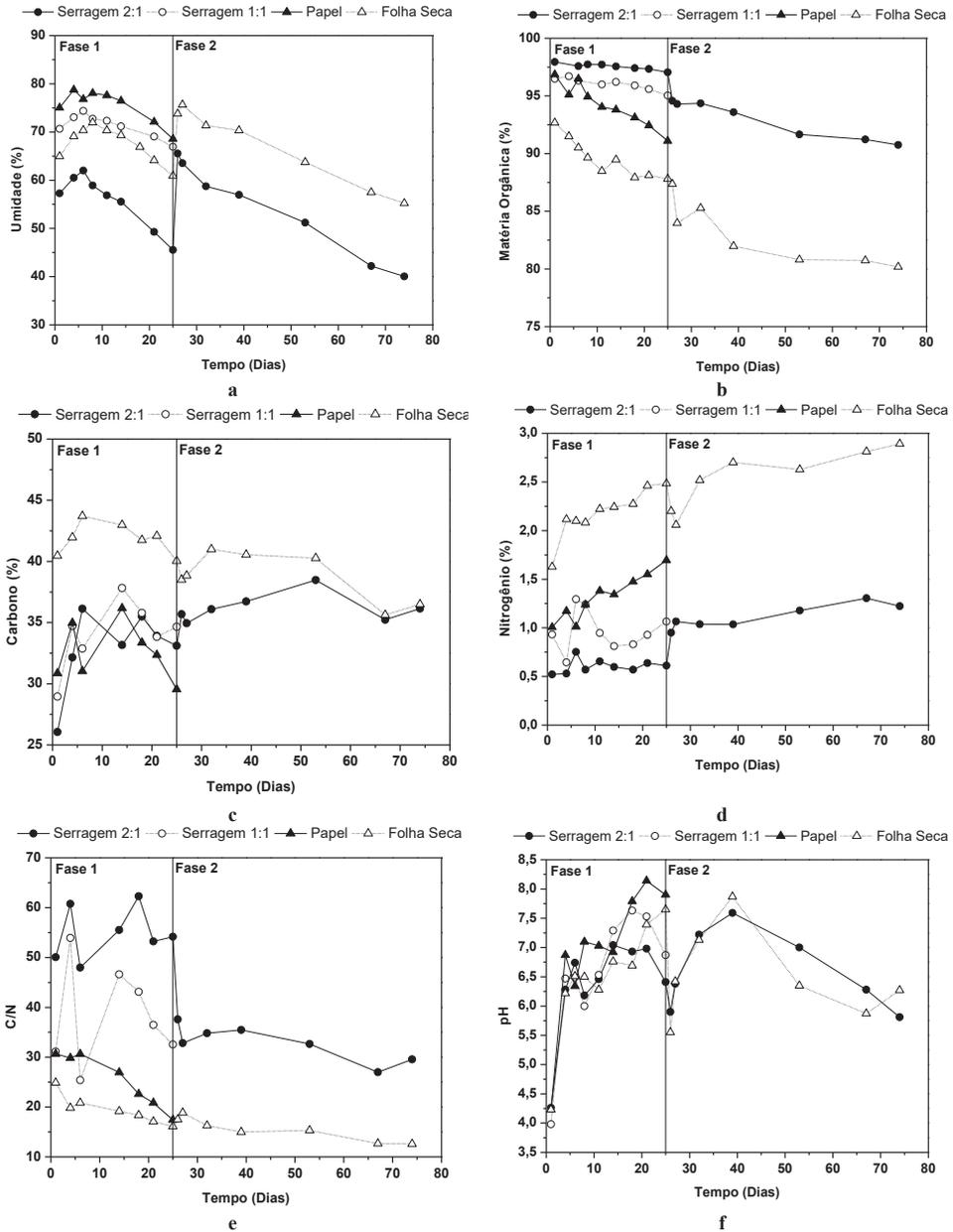


Figura 4. Umidade (a), Matéria Orgânica (b), Carbono total (c), Nitrogênio Total (d), relação C/N (e) e pH (f) durante o processo de compostagem

De acordo com a Tabela 2 na Fase 1, após 25 dias de compostagem, as reduções de massa úmida para as misturas serragem 2:1, serragem 1:1, papel e folha seca foram de 58%, 57%, 78% e 69%, respectivamente. Uma grande parte desta redução de massa resultou da perda de água por evaporação e pela produção de chorume já que as composteiras perderam entre 40 e 120 gramas de água por kg de massa de composto úmido inicial. A massa seca foi reduzida em 46%, 52%, 72% e 65% nas misturas serragem 2:1, serragem 1:1, papel e folha seca, respectivamente. Na Fase 2, as composteiras serragem 2:1 e folha seca tiveram redução de 73% e 64% de massa úmida, respectivamente, com perda de 260 e 190 gramas de água por kg de massa de composto úmido inicial, respectivamente. A redução de massa seca foi de 55% na composteira serragem 2:1 e 33% na composteira folha seca.

Adhikari *et al.* (2009) verificaram que a redução de massa de resíduos de alimentos e materiais estruturantes no processo de compostagem é proporcional ao teor de umidade da mistura, porque a maior parte da redução de massa está associada à produção de chorume e evaporação da umidade. Como o processo de compostagem deve ocorrer em meio aeróbio o mecanismo de evaporação associado às altas temperaturas durante o processo de degradação, deve predominar.

Tabela 2. Redução de massa nas composteiras ao final das Fases 1 e 2.

		% Redução de Massa		Umidade Final (%)
		Massa Seca	Massa Úmida	
Fase 1	Serragem 2:1	45,8	57,5	45,5
	Serragem 1:1	51,8	57,2	66,9
	Papel	72,3	77,9	68,6
	Folha Seca	64,9	68,6	60,9
Fase 2	Serragem 2:1	55,1	72,7	40,0
	Folha Seca	33,3	63,7	55,2

Após 25 dias de compostagem (Fase 1), observou-se que as composteiras com serragem 2:1 e a com folha seca apresentaram maior controle de umidade por apresentarem os menores valores de umidade final, sendo por isso selecionadas para receberem nova adição de resíduos de alimentos (Fase 2).

Após 74 dias de compostagem, a massa presente na composteira contendo serragem 2:1 apresentou cor castanha escura e odor semelhante ao de terra molhada. Contudo, parte das folhas secas ainda era visível. Entretanto, a composteira folha seca apresentou uma redução de carbono e matéria orgânica superior quando comparada à composteira contendo serragem 2:1. Conforme apresentado na Tabela 3, o produto da composteira com folhas secas da fase 2 atendeu aos limites físicos químicos dispostos pela IN 25/2009 (MAPA, 2009), com exceção da umidade. Após peneiramento, o produto da composteira com serragem 2:1 atendeu a todos os parâmetros da IN 25/2009, enquanto a composteira com folhas secas ainda apresentou umidade ligeiramente superior ao valor de referência de 50%.

A massa final presente em cada composteira foi peneirada em malha de 1,2mm para obtenção do material particulado mais fino. Tanto na composteira contendo serragem 2:1 como na composteira contendo folhas secas, o produto final peneirado correspondeu a 5% da massa final total. Nesses produtos foram realizadas análises microbiológicas para detecção de coliformes totais e *Escherichia coli*. Os coliformes totais estavam presentes em concentração

de 127 NMP g⁻¹ sólidos totais na composteira serragem 2:1 e 3.448 NMP g⁻¹ sólidos totais na composteira folha seca. A concentração de *E. coli*, indicador de coliformes termotolerantes, nos dois compostos foi inferior a 1 NMP g⁻¹ sólidos totais, o que os enquadra nos limites de referência das normas adotadas pelo Ministério da Agricultura do Brasil para fertilizante orgânico classe C no anexo III da IN 25/2009, MAPA, 2009, que restringem a presença de coliformes a números abaixo de 10³ NMP g⁻¹ sólidos totais.

Tabela 3. Teor de nutrientes e perda de água nos produtos finais obtidos nas Fases 1 e 2.

Limites de referencia*		Fase 1			
		Serragem 2:1	Serragem 1:1	Papel	Folha Seca
pH	6,5 (mínimo)	8,4	9,2	9,4	8,6
U (%)	50,0 (máximo)	45,5	66,9	68,6	60,9
MO (%MS)	-	97,0	95	91,1	87,8
NTK (%MS)	0,5 (mínimo)	0,6	1,1	1,7	2,5
C (%MS)	15,0 (mínimo)	33,1	34,7	29,5	38,5
C/N	20,0 (máximo)	54,1	32,6	17,4	16,1

Limites de referencia IN 25/2009 (MAPA, 2009)		Fase 2		Produto final Peneirado*	
		Serragem 2:1	Folha Seca	Serragem 2:1	Folha Seca
pH	6,5 (mínimo)	8,6	8,0	9,15	8,42
U(%)	50,0 (máximo)	40,0	55,2	36,7	54,7
MO (%MS)	-	90,7	80,2	86,0	74,7
NTK (%MS)	0,5 (mínimo)	1,2	2,9	1,9	3,0
C (%MS)	15,0 (mínimo)	36,2	36,5	33,3	35,5
C/N	20,0 (máximo)	29,6	12,6	17,9	11,9

* partículas peneiradas em malha de 1,2mm.

CONCLUSÕES

Esta pesquisa mostrou que o processo com uma duração de 74 dias em temperaturas mesofílicas foi suficiente para que o padrão microbiológico da IN 25/2009 fosse alcançado nas composteiras com folhas secas e serragem 2:1. Ao final desse período de observação e com duas adições de resíduos de alimentos, tanto a composteira com serragem 2:1 e a composteira com folhas secas atenderam aos parâmetros físico químicos de referência, com exceção da Umidade para a composteira de folhas secas que ficou ligeiramente acima. No entanto, cabe ressaltar que essa composteira apresentou a melhor relação final de C:N.

REFERÊNCIAS

ABDULLAH, N. CHIM N. L. MOKHTAR, M.M. , TAIP. F.S.- Effects of bulking Agents , Load Size or Starter Cultures in Kitchen- Waste Composting. In: Biological Treatment of Solid Wastes Enhancing Sustainability, Ed Elena Cristina Rada. CRC PRESS , 2015.

ADHIKARI, B. K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., KING, S. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. **Waste Management**, v. 29, n. 1, p. 197–203, January 2009.

ANDERSEN, J., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T., SCHEUTZ, C. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. **Waste Management**, v. 31, n. 9-10, p. 1934 – 1942, September-October 2011.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, v. 22. American Water Works Association, 2012.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa n.º 25, de julho de 2009. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 23 jul. 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente., Plano Nacional de Resíduos Sólidos (versão preliminar), setembro de 2011. 109p Disponível em >http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/versao_preliminar_pnrs_wm.pdf. acesso 24 de março de 2017.

KUMAR, M., OU, Y.L., LIN, J.G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste Management**, v.30, n.4, p.602–609, April 2010.

CHANG, J. I., CHEN, Y. J. Effects of bulking agents on food waste composting. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5917–5924, August 2010..

COLÓN, J., MARTÍNEZ-BLANCO, J., GABARRELL, X., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A., RIERADEVALL, J., FONT, X. Environmental assessment of home composting.

Resources, Conservation and Recycling, v. 54, n. 11, p. 893–904, September 2010.

LI, Z., LU, H., REN, L., HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting : A review. **Chemosphere**, v. 93, n. 7, p. 1247–1257, October 2013.

MIYAMOTO, H.P., ZANTA, V. M. Caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares gerados em conjuntos habitacionais Minha Casa Minha Vida localizados no município de Camaçari- Bahia VI Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cruz das Almas, 2016

NOGUÈS, F.S. GALINDO, D.G.; REZEAU, A. Energia de la biomassa. Zaragoza: Prensas Universitarias de Zaragoza, 2010

PAPARGYROPOULOU, E, LOZANO, R, STEINBERGER, J. K., WRIGHTD, N. BIN UJANGE, Z. The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 76, p. 106–115. August 2014. DOI:10.1016/j.jclepro.2014.04.020.

RYCKEBOER, J., MERGAERT, J., VAES, K., KLAMMER, S., CLERCQ, D. D., COOSEMANS, J., INSAM, H., SWINGS, J. A survey of bacteria and fungi occurring during

composting and selfheating processes. **Annals of Microbiology** v. 53, n. 4, p. 349 – 410, January 2003.

SCHOTT, A. B. S., ANDERSSON, T. Food waste minimization from a life-cycle perspective. **Journal of Environmental Management**, v. 147, p. 219–226, January 2015.

SHEN, D., YANG, Y., HUANG, H., HU, L., LONG, Y. Water state changes during the composting of kitchen waste. **Waste Management**, n. 38, p. 381–387. April 2015.

SMITH, S. R., JASIM, S. Small-scale home composting of biodegradable household waste : overview of key results from a 3-year research programme in West London. **Waste Management Research**, v. 27, n. 10 p. 941–950. December 2009.

TATÀNO, F., PAGLIARO, G., GIOVANNI, P. DI, FLORIANI, E., MANGANI, F. Biowaste home composting : Experimental process monitoring and quality control. **Waste Management**, v. 38, pp. 72–85, April 2015.

YANG, F., LI, G.X., YANG, Q. Y., LUO, W. H. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Chemosphere**, v.93, n. 7, p. 1393–1399, October 2013..

3 COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS EM COMPOSTEIRA DOMÉSTICA DE PEQUENO PORTE (DANIELE VITAL VICH, LUCIANO MATOS QUEIROZ, HITOMI PIRES MIYAMOTO, CAMILA VIRGENS DOS SANTOS, VIVIANA MARIA ZANTA)

Este Artigo foi aceito em 2017 para publicação na Revista Ambiente & Água ISSN 1980-993X

RESUMO: A compostagem doméstica de resíduos de alimentos é uma opção atrativa para a gestão dos resíduos sólidos orgânicos no Brasil. No entanto, existem poucos programas, estudos e experiências sobre o comportamento físico, químico e microbiológico deste processo em pequena escala no País. Esta pesquisa investigou o desempenho da compostagem de resíduos de alimentos com lascas de madeira em uma composteira de 10L para uso doméstico. O experimento teve 3 fases, com diferentes composições de mistura, ciclos de alimentação e revolvimento. Na primeira fase, a composteira foi preenchida semanalmente com resíduos de alimentos e lascas de madeira durante quatro semanas. Na fase 2 a composteira foi preenchida uma única vez com uma mistura de resíduos de alimentos e 100% das lascas de madeira decompostas remanescentes da fase 1. Na terceira fase, a composteira foi preenchida com resíduos de alimentos, 50% de lascas de madeira decompostas na fase 2 e 50% de lascas novas de madeira. Os parâmetros físicos e químicos foram monitorados e os coliformes totais e *E. coli* foram quantificados no composto. Em todas as fases, a temperatura variou entre 26,7°C a 46,2°C ao longo do processo. A redução da massa úmida nas fases do experimento ficou na faixa de 58-69%, enquanto que a redução da massa seca variou de 37-61%. O valor de pH, os teores de carbono e nitrogênio e a relação C/N estavam de acordo com os valores recomendados na legislação brasileira. Apenas o produto da fase 2 não atendeu aos padrões para contagem de *E. coli*, com 1900 NMP g⁻¹ sólidos totais, provavelmente porque a temperatura permaneceu na faixa termofílica por pequenos intervalos de tempo. Para atingir a qualidade do composto exigida quanto ao parâmetro microbiológico um maior período de tempo de processo é necessário para que haja escassez de matéria orgânica facilmente degradável.

Palavras-chave: Compostagem doméstica, Resíduo de alimentos, Patógenos.

3.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, domicílios, pequenos estabelecimentos comerciais e serviços de varrição produzem cerca de 90 toneladas de resíduos orgânicos por dia, o que representa 51% da produção total de resíduos sólidos urbanos (Brasil, 2012). Apenas 1% destes resíduos é destinado aos sistemas de compostagem, enquanto que 59% são depositados em aterros sanitários e cerca de 40% ainda são lançados em lixões. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010) tem como diretrizes a produção zero de resíduos, a reciclagem, a compostagem, a incineração e a disposição final em aterros sanitários. O Plano Nacional de Resíduos Sólidos define a compostagem como uma prioridade para a gestão de resíduos orgânicos (Brasil, 2012).

A compostagem é a estabilização da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, realizada pela comunidade microbiana em condições aeróbias controladas. As variáveis de controle mais usuais do processo de compostagem são: relação carbono/nitrogênio entre 20 e 40, teor de umidade entre 50 e 70%, aeração adequada, tamanho reduzido das partículas e

adequada transferência de massa entre o ar e os sólidos (Chang *et al.*, 2006). A eficiência do processo de compostagem depende das condições ambientais fornecidas pela composteira doméstica e de sua operação. Alguns experimentos foram realizados buscando levar em consideração o desempenho da composteira doméstica em relação à aeração passiva e/ou forçada e ao preenchimento com resíduo de alimentos de forma contínua e/ou em batelada (Chang *et al.*, 2006; Karnchanawong e Suriyanon, 2011).

Os poucos sistemas de compostagem de resíduos sólidos urbanos em operação no Brasil são, em sua maioria, em larga escala e em pátio abertos, centralizados e, geridos pelo município. Existem alguns programas, estudos e experiências-piloto sobre compostagem doméstica. A compostagem apresenta vantagens sobre os processos de incineração e disposição em aterros sanitários devido aos menores custos operacionais, menor risco de poluição ambiental e, mais importante, o uso benéfico de seu produto final (Snyman e Vorster, 2011). O composto gerado é usado como condicionador do solo e, em alguns casos, como fertilizante orgânico (Li *et al.*, 2013).

Aproximadamente 90% dos municípios brasileiros têm uma população de até 50.000 habitantes (IBGE, 2010), correspondendo a 33 % da população brasileira. Estes municípios em grande parte apresentam padrão de ocupação horizontal e habitações com disponibilidade de espaço intra-domicílio permitindo o uso de composteiras domésticas e do composto produzido no próprio local, em jardins ou hortas. Há também, regiões brasileiras em clima semiárido com solos pobres em matéria orgânica, onde o composto pode ser usado para a melhoria do solo. Além disso, existem áreas urbanas densamente habitadas nas quais a prática de compostagem doméstica e o uso do composto em locais próximos, como praças e parques, pode, além de contribuir com o crescimento de plantas, reduzir o custo de transporte dos resíduos sólidos para aterros sanitários. Portanto, no Brasil, a adoção de programas de compostagem doméstica é uma alternativa atrativa.

Várias investigações sobre compostagem doméstica foram conduzidas em outros países nos últimos dez anos com foco na eficiência do processo com diferentes materiais estruturantes e estratégias de operação (Faverial e Sierra, 2014; Lleó *et al.*, 2013; Cólón *et al.*, 2010; Martínez-Blanco *et al.*, 2010; Smith e Jasim, 2009; Chang *et al.* 2006; Iyengar e Bhave, 2006), no estudo e compreensão da comunidade microbiana envolvida no processo (Bijlsma *et al.* 2013; Sundberg *et al.* 2013), nos parâmetros cinéticos (Baptista *et al.*, 2012), nos efeitos da aeração (Karnchanawong e Suriyanon, 2011), no balanço de massa e análise de ciclo de vida (Andersen *et al.*, 2011), na qualidade e estabilidade do composto (Cesaro *et al.*, 2015; Barrena *et al.*, 2014) e na emissão de gases (Ermolaev *et al.*, 2014; Quirós *et al.*, 2014; Adhikari *et al.*, 2013; Andersen *et al.*, 2010).

A maioria das pesquisas citadas foi realizada em escala laboratorial de bancada ou em composteiras de médio porte (100 – 400L). As composteiras de médio porte são concebidas para serem instaladas em quintais e são operadas, em geral, com resíduo de alimentos e resíduos verdes. Entretanto, muitas residências em áreas urbanas mais adensadas não comportam a instalação destes sistemas por falta de espaço físico ou mesmo por não produzirem resíduos verdes.

Desta forma, este estudo avaliou a eficiência do processo de compostagem em composteiras domésticas de pequena escala com volumes de 10 litros, preenchidas com resíduo de alimentos usando como material estruturante, lascas de madeira “*in natura*” ou reinseridas após um ciclo de compostagem.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Aparato experimental, materiais compostados e forma de operação

Para a realização do estudo, foram utilizados recipientes plásticos com volume nominal e útil de 10 litros, de baixo custo (R\$15,00) (Figura 1). Para possibilitar a aeração natural durante o processo de compostagem, os recipientes foram perfurados em sua área lateral com orifícios de 0,6 cm de diâmetro, correspondendo a 4% da área superficial.



Figura 1. Composteira de 10 L.

O resíduo de alimentos (RA), vegetais e frutas, foram provenientes do preparo de refeições de unidade de alimentação, e as lascas de madeira foram de eucalipto não tratado (LM). O RA foi reduzido manualmente a partículas de 1,0 cm e misturado com as LM. A relação, em massa úmida, entre RA e as LM utilizada foi de 7:3 respectivamente. A Figura 2 mostra a frequência de preenchimento e revolvimento, bem como as quantidades de RA e LM utilizadas.

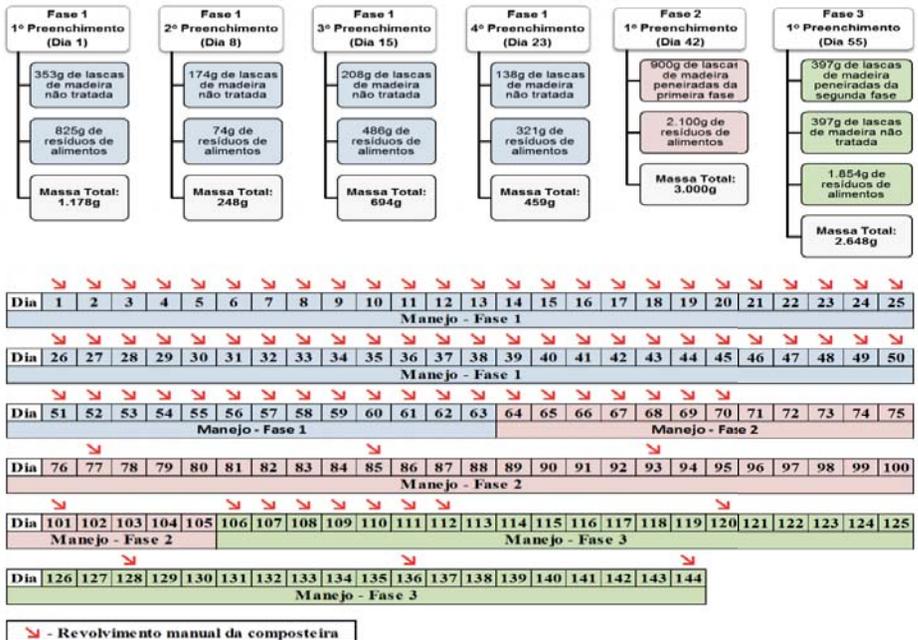


Figura 2. Frequência de preenchimento e de revolvimento das composteiras

Na Fase 1 preencheu-se as composteiras a cada semana adicionando quantidade da mistura de RA e LM, uma vez por semana, Nessa fase, o revolvimento manual da mistura foi feito diariamente para promover uma melhor aeração. Na Fase 2 a composteira foi preenchida com RA e lascas de madeiradecompostas remanescentes na primeira fase do experimento (LMF1). A frequência derevolvimentofoi diária durante a primeira semana e, posteriormente, uma vez por semana. Na Fase 3 a composteira foi preenchida com RA e lascas de madeira decompostas na fase anterior (LMF2). A frequência derevolvimentofoi diária durante a primeira semana e a cada 7 diasaté o final do monitoramento.

As características dos RA e LM utilizados para o preenchimento inicial em cada fase do experimento são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Valores de pH, teor de umidade (U), matéria orgânica (MO), carbono (C), nitrogênio (N) e relação C/N (C/N) do RA e das LM usados em todas as fases.

RA											
Fase 1 – 1º preenchimento			Fase 1 – 2º preenchimento								
pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
5,4	87,5	71,2	28,8	1,5	19,2	5,0	87,4	78,2	31,4	2,3	13,7
Fase 1 – 3º preenchimento			Fase 1 – 4º preenchimento								
pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
5,4	85,3	74,0	31,4	1,5	20,9	5,6	90,2	84,8	38,5	2,3	16,7
Fase 2			Fase 3								
pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
3,6	82,6	94,7	30,7	1,4	21,9	4,9	84,1	88,1	34,4	1,0	34,4
LM											
Fase 1 – 1º preenchimento			Fase 1 – 2º preenchimento								
pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
4,4	10,0	99,1	28,6	0,2	145,3	4,4	10,0	99,1	28,6	0,2	145,3
Fase 1 – 3º preenchimento			Fase 1 – 4º preenchimento								
pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
4,4	10,0	99,1	28,6	0,2	145,3	4,4	10,0	99,1	28,6	0,2	145,3
LMF1			LM ^(a) LMF2 ^(b)								
Fase 2			Fase 3								
pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
6,7	42,2	86,5	35,8	0,9	38,6	(a)4,4	10,0	99,1	28,6	0,2	145,3
						(b)6,9	15,9	85,3	37,1	1,4	25,8

3.2.2. Monitoramento do processo de compostagem

Diversos parâmetros foram monitorados ao longo do tempo: Temperatura (T), pH, Umidade (U), Sólidos Totais Voláteis (STV), Carbono Total (C) e Nitrogênio Total (N). A temperatura foi monitorada diariamente, enquanto que os outros parâmetros foram monitorados semanalmente.

O valor de pH foi determinado por meio de um medidor equipado com eletrodo utilizando 1 g da amostra imersa em 50 mL de CaCl_2 (0,01M) e agitada durante 30 minutos. O teor de umidade e os sólidos totais voláteis foram analisados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2012). O nitrogênio foi determinado por metodologia adaptada do método 4500-Norg B; 200 mg da amostra previamente seca foram colocados em frascos Kjeldahl contendo 1 ml de H_2O_2 comercial, 700 mg de mistura de digestão (contendo 100 g de Na_2SO_4 , 10 g de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ e 1 g de selênio) e 5 ml de H_2SO_4 concentrado. A digestão foi conduzida na unidade de digestão modelo K-425, Büchi. Após digestão, foram adicionados à amostra 50 ml de água deionizada e 35 ml de NaOH 10M, que foi então destilada em 50 ml de ácido bórico com pH 4,65 na unidade de destilação modelo K355, Büchi. O carbono foi determinado em um sistema de combustão de sólidos a alta temperatura (1200 °C) utilizando o analisador multi N/C[®] 2100 da Analytic Jena. Coliformes totais e *Escherichia coli* foram quantificados por meio da técnica de substrato definido utilizando Colilert[®], IDEXX.

A qualidade dos produtos da compostagem foi analisada considerando os limites de referência das IN 25/2009 (MAPA, 2009) adotadas para fertilizantes orgânicos classe C. O material obtido ao final de cada fase do experimento foi peneirado até se obter a fração fina passante em peneira de 40 mesh, ou seja, formada por partículas menores que 0,42 mm. Coliformes totais e *Escherichia coli* foram quantificados em alíquotas desse material.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O processo de compostagem foi monitorado durante 63 dias na fase 1, 42 dias na fase 2 e 39 dias na fase 3, totalizando 144 dias de operação. Em todas as fases, a temperatura na composteira variou entre 26,7°C e 46,2°C.

As temperaturas mais elevadas foram obtidas durante os três primeiros dias após a adição do resíduo, com exceção do primeiropreenchimento da fase 1, quando a temperatura máxima de 30,9°C foi atingida após 6 dias de operação. As temperaturas mais altas, 46,2°C e 44,9°C, foram obtidas nas fases 2 e 3, respectivamente (Figura 3).

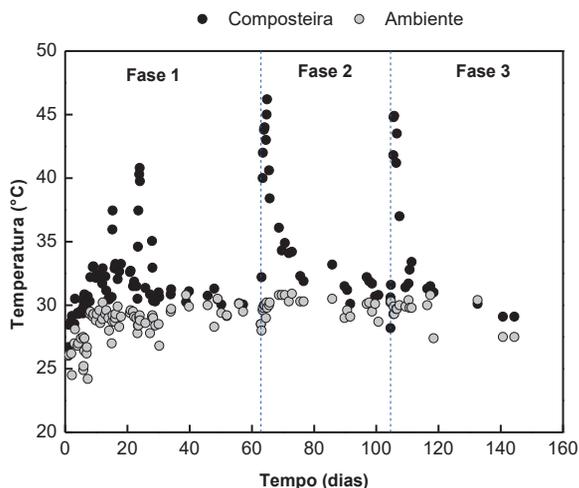
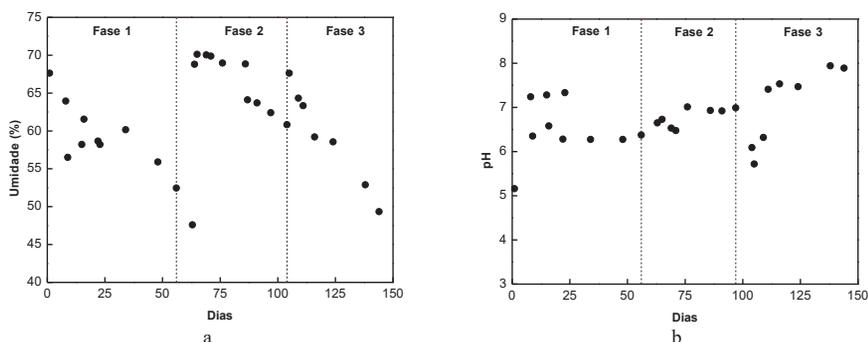


Figura 3. Variação da temperatura ambiente e da massa em compostagem

De acordo com Ryckeboer *et al.* (2003), em condições ótimas o processo de compostagem pode ser dividido em quatro fases: uma fase mesofílica inicial (10°C - 42°C) que pode durar horas ou dias, uma fase termofílica (45°C - 75°C) que pode durar alguns dias, semanas ou meses, uma segunda fase mesofílica e a fase final de estabilização. Em estudos sobre compostagem doméstica de resíduo de alimentos observou-se um padrão semelhante de variação de temperatura, com uma fase termofílica inexistente ou com poucas horas de duração (Colón *et al.*, 2010). O auto aquecimento durante o processo de compostagem é determinado pela biodegradabilidade e pelo conteúdo energético do substrato, pela disponibilidade de umidade, oxigênio e pelo modelo de conservação de energia como, por exemplo, o isolamento e as perdas por convecção (Ryckeboer *et al.*, 2003).

Faverial e Sierra (2014) observaram uma alteração de apenas alguns graus acima da temperatura ambiente (2°C-12°C) em composteiras de 400 litros preenchidas duas vezes por semana com resíduo de alimentos e poda de jardim. A temperatura máxima de 43°C sempre foi observada 3 a 4 dias após a adição de resíduo de alimentos. Colón *et al.* (2010) observaram temperatura máxima de 65°C e temperatura média de 37,4°C em composteiras de aproximadamente 500 litros preenchidas uma vez por semana, também com resíduos de alimentos e poda de jardim. Lleó *et al.* (2013) operaram composteiras de 300 litros, inicialmente preenchidas até a metade com resíduo de alimentos e poda de jardim e posteriormente preenchidas uma vez por semana. A temperatura de 55°C foi observada apenas no início do processo de compostagem, no restante do tempo de observação aproximadamente, 200 dias, a temperatura esteve próxima a temperatura ambiente, com temperaturas máximas abaixo de 40°C, após cada adição de resíduos de alimentos. Assim, nesse estudo, a pequena quantidade de matéria orgânica facilmente degradável aliada a concepção física da composteira e a inexistência de isolamento térmico contribuíram para se ter um comportamento similar com temperaturas máximas de pequena duração próximas ou na faixa termofílica.

A Figura 3 apresenta o comportamento temporal dos valores médios de Umidade, pH, matéria orgânica, carbono, nitrogênio e relação C: N observados.



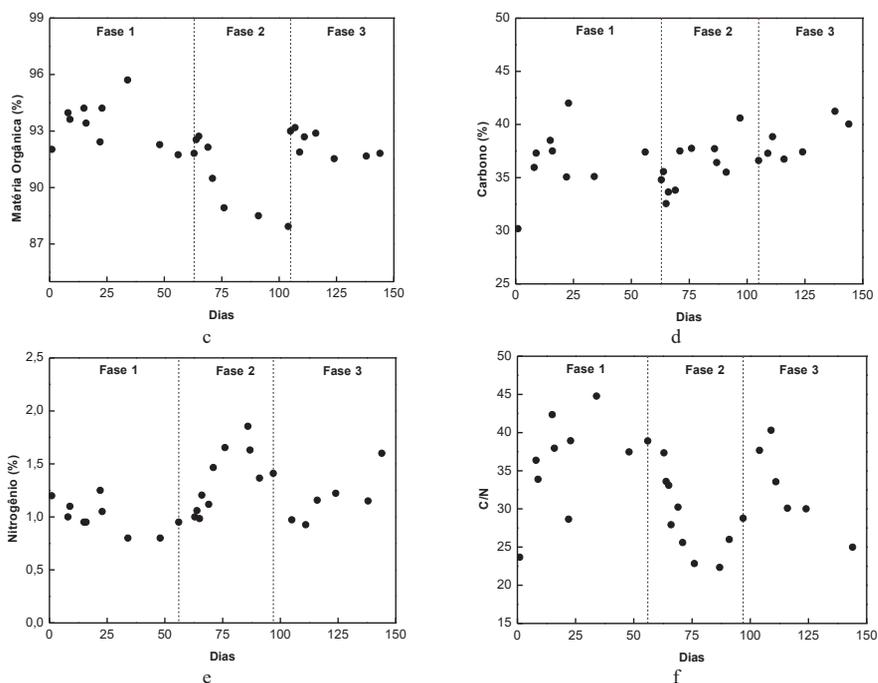


Figura 3. Teores médios de umidade (a); pH (b); matéria orgânica (c); carbono (d); nitrogênio (e) e relação C/N (f)

Em todas as fases (Figura 3a), a umidade inicial da mistura foi sempre inferior a 70%, não sendo observada a produção de chorume. Nas fases 1 e 3, o teor de umidade final foi de aproximadamente 50%. Na fase 2, com a adição de material estruturante resultante da fase 1, o teor final de umidade ficou próximo de 60%. Este teor mais elevado pode ser explicado pelo fato de não terem sido introduzidas lascas de madeira novas, com capacidade de absorver umidade. Os teores de umidade observados foram similares aos obtidos por outros autores em experimentos realizados com composteiras de médio porte, que variaram entre 44 e 73% (Barrena *et al.*, 2014, Ermolaev *et al.*, 2014, Faverial e Sierra, 2014, Quirós *et al.*, 2014, Lleó *et al.*, 2013, Karnchanawong e Suriyanon, 2011).

O teor de umidade é a segunda variável, após a temperatura, que influencia fortemente a evolução de perda de matéria orgânica e de nitrogênio (Andersen *et al.*, 2011; Quirós *et al.*, 2014). De acordo com Li *et al.* (2013), o teor de umidade mais favorável para a degradação biológica de diferentes misturas durante a compostagem varia entre 50 e 70%. Teores extremamente elevados de umidade (> 70%) podem levar à depleção de oxigênio, à perda de nutrientes por lixiviação e ao aparecimento de condições anaeróbias nas quais a taxa de degradação diminui e há o surgimento de problemas como mau odor e atração de vetores. Por outro lado, se o teor de umidade decai abaixo de um nível crítico (<30%), a atividade microbiana diminui e os micro-organismos entram em estado latente. Além disso, teores de umidade extremamente baixos podem ocasionar problemas operacionais, resultando em uma baixa estabilidade da matéria orgânica (Ryckeboer *et al.*, 2003; Barrena *et al.*, 2014).

O pH apresentou uma queda a cada nova adição de mistura (Figura 3b). Esse comportamento pode ser devido à produção de ácidos orgânicos intermediários. Com o

consumo desses ácidos e a produção de NH_4 proveniente da liberação e acúmulo de NH_3 dissolvido oriundo da decomposição de matéria orgânica nitrogenada, o pH eleva-se (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001.)

A relação C/N inicial indicada como favorável ao processo de compostagem é de 30:1. As relações identificadas no experimento se situaram relativamente próximas desse valor. Na fase 1 a razão C/N inicial variou entre 23,7 e 38,9, respectivamente, no primeiro e quarto preenchimento da fase 1, enquanto na fase 2 foi de 33,6, e de 37,7 (Figura 3e) na fase 3.

No final do processo de compostagem da fase 1 a relação C:N determinada, na fração com partículas menores que 0,42 mm, foi de 20:1, na fase 2 foi de 16,4:1 e na fase 3 13:1. Durante o processo de compostagem, a relação C/N diminuiu devido a mineralização do carbono e sua emissão para atmosfera na forma de dióxido de carbono enquanto o Nitrogênio total é transformado em formas assimiláveis. A volatilização de NH_3 necessita de condições de pH acima de 7,5 e temperaturas elevadas para ocorrer.

Tabela 2. Principais parâmetros iniciais, finais e do produto das fases 1, 2 e 3: pH, teor de umidade (U), matéria orgânica (MO), carbono (C), nitrogênio (N) e relação C/N (C/N).

Parâmetros	Fase 1 – 1º preenchimento						Fase 1 – 2º preenchimento					
	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
Inicial	5,2	67,6	92,0	23,7	1,2	23,7	6,4	56,5	93,6	33,9	1,1	33,9
Final	7,2	63,9	93,9	36,4	1,0	36,4	7,3	58,2	94,2	42,3	1,0	42,3
Parâmetros	Fase 1 – 3º preenchimento						Fase 1 – 4º preenchimento					
	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
Inicial	6,6	61,6	93,4	37,9	1,0	37,9	6,3	58,2	90,3	38,9	1,1	38,9
Final	7,3	58,7	90,1	28,6	1,3	28,6	6,7	47,6	83,9	37,4	1,0	37,4
Produto*							6,7	28,0	66,5	31,8	1,6	20,1
Parâmetros	Fase 2						Fase 3					
	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N	pH	U (%)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
Inicial	4,3	68,8	92,5	35,6	1,1	33,6	5,7	67,6	93,0	36,6	1,0	37,7
Final	6,1	60,8	87,9	37,1	1,8	25,8	7,9	49,3	87,8	40,0	1,6	25,0
Produto*	7,6	50,7	80,9	40,8	2,5	16,4	8,0	50,3	82,3	37,3	2,9	13,1

- Produto peneirado: tamanho de partícula < 0,42 mm;

As massas úmida (MU) e seca (MS) da mistura foram determinadas no início e no final de cada fase (Tabela 3). A redução na massa seca considerando o 4º preenchimento da fase 1 e a fase 2 foi de 51 e 61%, respectivamente, o uso de LM já decompostas podem explicar a valor um pouco mais acentuado de redução para a fase 2. A terceira fase, por outro lado, mostrou uma redução de massa seca de apenas 37%, devida a adição de lascas de madeiras novas. Embora as lascas ajudem a controlar a umidade e promover melhor aeração, os constituintes da madeira não são prontamente degradados por micro-organismos. O teor de matéria orgânica (MO) teve uma redução que variou de 37 a 63% considerando todas as fases, o que pode ser explicado pela maior ou menor facilidade de degradação do material compostado.

Tabela 3. Balanço de massa: massa úmida (MU), massa seca (MS), matéria orgânica (MO), carbono (C) e nitrogênio (N) em todas as fases.

Parâmetros	Fase 1 – 1º preenchimento					Fase 1 – 2º preenchimento				
	MU	MS	MO	C	N	MU	MS	MO	C	N
Massa inicial (g)	1410	456	420	138	5	1358	591	553	220	7
Massa final (g)	1110	400	376	144	4	1180	494	465	190	5
Redução (%)	21	12	10	0	27	13	16	16	14	24

Parâmetros	Fase 1 – 3º preenchimento					Fase 1 – 4º preenchimento				
	MU	MS	MO	C	N	MU	MS	MO	C	N
Massa inicial (g)	1873	719	672	270	7	1985	830	749	349	9
Massa final (g)	1526	631	568	221	8	772	405	340	141	4
Redução (%)	19	12	15	18	0	61	51	55	60	56

Parâmetros	Fase 2					Fase 3				
	MU	MS	MO	C	N	MU	MS	MO	C	N
Massa inicial (g)	3000	936	866	333	10	2648	857	797	314	9
Massa final (g)	938	368	323	136	7	1121	568	499	227	9
Redução (%)	69	61	63	59	36	58	34	37	28	0

A Tabela 4 mostra a comparação entre os valores dos parâmetros de referência segundo IN 25 de 2009 (MAPA, 2009) para fertilizantes classe C com a faixa de variação desses parâmetros determinados no produto final do processo de compostagem sem peneiramento e no produto peneirado com partículas menores que 0,42mm

Tabela 4. Qualidade dos produtos sem e com peneiramento com base na IN 25 de 2009 (MAPA, 2009)

Produto	pH	U (%)	C (%)	N (%)	C/N
IN25/2009	6,5 (mín.)	50,0 (máx.)	15,0 (mín.)	0,5 (mín.)	20,0 (máx.)
Sem peneiramento	6,1-7,9	47,6-60,8	28,6-40,0	1,0-1,8	25,0-37,4
Peneirado	6,7-8,0	28,0-50,7	31,8-40,8	1,6-2,9	13,1-20,1

Os parâmetros físico químicos no produto peneirado estavam em acordo ou muito próximos aos valores de referência. Os coliformes termotolerantes devem estar abaixo de 10^3 NMP g^{-1} sólidos totais. A quantificação de *E. coli* indicou presença de 4,1 NMP g^{-1} sólidos totais no composto final da fase 1 e 250 NMP g^{-1} sólidos totais no composto final da fase 3. Apenas o composto resultante da fase 2 não se adequou ao padrão, apresentando 1900 NMP g^{-1} sólidos totais. A higienização do material (destruição de patógenos e sementes viáveis de ervas daninhas) não pôde ser assegurada pelo fato das temperaturas termofílicas sido observados por longos períodos. Entretanto, a adoção de tempos de residência relativamente longos do resíduo nas composteiras permite a ocorrência do decaimento natural destes microorganismos patogênicos de acordo com Cólón *et al.*, 2010). A quantidade produzida do produto peneirado correspondeu a 1 a 2 % da massa seca final.

Por sua vez, o produto da compostagem sem peneiramento, apresentou valores ligeiramente acima do padrão em termos de Umidade para a fase 2 e 3. Para o pH a fase 1

apresentou valores um pouco abaixo do valor mínimo e a relação acima de 20 indicando um produto que necessitaria de um maior tempo de decomposição, devido a presença de LM ainda não estabilizadas.

CONCLUSÕES

Esta pesquisa mostrou que a estabilização de resíduos de alimentos ocorre em composteiras simples e pequenas preenchidas com resíduos de alimentos e lascas de madeira como material estruturante. No entanto, maiores tempos de compostagem são requeridos para o decaimento natural dos micro-organismos patogênicos. Por outro lado, caso se adote o peneiramento do produto da compostagem e o reuso das lascas de madeira, a pequena quantidade produzida pode ser facilmente dispostas in loco, tendo como benefício a redução da necessidade de transporte e disposição final dos resíduos sólidos para o município.

REFERÊNCIAS

ADHIKARI, B. K., TRÉMIER, A., MARTINEZ, J., BARRINGTON, S. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. **Waste Management & Research**, v. 28, n. 11, p. 1039–1053, November 2010. DOI:10.1177/0734242X10373801.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, v. 22. American Water Works Association, 2012.

ANDERSEN, J., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T., SCHEUTZ, C. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. **Waste Management**, v. 31, n. 9-10, p. 1934 – 1942, September-October 2011. DOI:10.1016/j.wasman.2011.05.004.

ANDERSEN, J. K., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T. H., SCHEUTZ, C. (2010) Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. **Waste Management**, v.30, n.12, p.2475–2482, December 2010. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.07.004.

BAPTISTA, M., SILVEIRA, A., ANTUNES, F. Theoretical analysis of the kinetic performance of laboratory- and full-scale composting systems. **Waste Management & Research**, v. 30, n. 7, p. 300-307, July 2012. DOI: 10.1177/0734242X11433528.

BARRENA, R., FONT, X., GABARRELL, X., SÁNCHEZ, A. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. **Waste Management**, v. 34, n. 7, p. 1109 – 1116, July 2014. DOI:10.1016/j.wasman.2014.02.008.

BIJLSMA, P. B., WIT, D. H. DE, DUINDAM, J. W., ELSINGA, G. J., ELSINGA, W. Spot test analysis of microbial contents during composting of kitchen- and garden biowaste : Sampling procedures , bacterial reductions , time e temperature relationships , and their relevance for EU-regulations concerning animal by- products. **Journal of Environmental Management**, v. 115, p. 198-205, January 2013. DOI:10.1016/j.jenvman.2012.11.023.

BRASIL. **Instrução Normativa número 25** - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Julho 2009.

BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, Lei 12.305, Agosto 2010.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**, Agosto 2012.

CESARO, A., BELGIORNO, V., GUIDA, M. Compost from organic solid waste: Quality assessment and European regulations for its sustainable use. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 94, p. 72–79. January 2015. DOI:10.1016/j.resconrec.2014.11.003.

CHANG, J. I., TSAI, J. J., WU, K. H. Composting of vegetable waste. **Waste Management and Research**, v. 24, p. 354 – 362, August 2006. DOI: 10.1177/0734242X06065727.

COLÓN, J., MARTÍNEZ-BLANCO, J., GABARRELL, X., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A., RIERADEVALL, J., FONT, X. Environmental assessment of home composting. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 11, p. 893 – 904, September 2010. DOI:10.1016/j.resconrec.2010.01.008.

ERMOLAEV, E., SUNDBERG, C., PELL, M., JÖNSSON, H. Greenhouse gas emissions from home composting in practice. **Bioresource Technology**, v. 151, p. 174 – 182, January 2014. DOI:10.1016/j.biortech.2013.10.049.

FAVERIAL, J., SIERRA, J. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). **Journal of Cleaner Production**, v. 83, p. 238 – 244, November 2014. DOI:10.1016/j.jclepro.2014.07.068.

IYENGAR, S. R., BHAVE, P. P. In-vessel composting of household wastes. *Waste Management*, v. 26, n. 10, p. 1070–1080, 2006. DOI: 10.1016/j.wasman.2005.06.011

KARNCHANAWONG, S., SURIYANON, N. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 5, p. 548 – 553, March 2011.

LI, Z., LU, H., REN, L., HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting. **Chemosphere** 93, 7 (October 2013), 1247 – 1257. DOI:10.1016/j.resconrec.2011.01.006.

LLEÓ, T., ALBACETE, E., BARRENA, R., FONT, X., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 70 – 76, May 2013. DOI:10.1016/j.jclepro.2012.08.011.

MARTÍNEZ-BLANCO, J., COLÓN, J., GABARRELL, X., FONT, X., SÁNCHEZ, A., ARTOLA, A., RIERADEVALL, J. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. **Waste Management**, v. 30, n. 6, p. 983–994, June 2010. DOI:10.1016/j.wasman.2010.02.023

QUIRÓS, R., VILLALBA, G., MUÑOZ, P., COLÓN, J., FONT, X., GABARRELL, X. Environmental assessment of two home composts with high and low gaseous emissions of the composting process. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 90, p. 9 – 20, September 2014. DOI:10.1016/j.resconrec.2014.05.008.

RYCKEBOER, J., MERGAERT, J., VAES, K., KLAMMER, S., CLERCQ, D. D., COOSEMANS, J., INSAM, H., SWINGS, J. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and selfheating processes. **Annals of Microbiology** v. 53, n. 4, p. 349 – 410, January 2003.

S'ANCHEZ-MONEDERO, M.A., ROIG, A., PAREDES, C., BEMAL, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresour. Technol.** 78, 301–308.

SMITH, S. R., JASIM, S. Small-scale home composting of biodegradable household waste : overview of key results from a 3-year research programme in West London. **Waste Management & Research**, v. 27, n. 10, p. 941–950, December 2009, DOI:10.1177/0734242X09103828.

SNYMAN, J., VORSTER, K. (2011) Sustainability of composting as an alternative waste management option for developing countries : a case study of the City of Tshwane. **Waste Management & Research** v.29, n.11, p. 1222 – 1231, November 2011. DOI:10.1177/0734242X10385747.

SUNDBERG, C., YU, D., FRANKE-WHITTLE, I., KAUPPI, S., SMÅRS, S., INSAM, H., ROMANTSCHUK, M., JÖNSSON, H. Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. **Waste Management**, v. 33, n. 1, p. 204–211, January 2013. DOI:10.1016/j.wasman.2012.09.017.

4 QUALIDADE DO COMPOSTO FINAL PRODUZIDO A PARTIR DA COMPOSTAGEM DOMÉSTICA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS *(LUCIANE MARA CARDOSO FREITAS, RENATA CARLOS FREIRE, CÍCERO PAULO DA SILVA JÚNIOR, ARI CLECIUS ALVES DE LIMA, RONALDO STEFANUTTI)*

RESUMO: Diante do contexto da crescente geração de resíduos sólidos nas cidades brasileiras, esse artigo traz a compostagem doméstica como uma alternativa para tratamento de resíduos orgânicos domiciliares. Por meio de uma metodologia de baixo custo e de fácil operação, geraram-se produtos finais cuja sua avaliação de qualidade é o objetivo principal desse trabalho. Testaram-se recipientes com 3 formatos e volumes correspondentes a 45, 70 e 135L, além de 3 materiais estruturantes (grama, poda de árvore e serragem) para se avaliar a melhor condição em âmbito de trabalho caseiro. Foram também inseridas aos testes, composteiras sem material estruturante para se verificar o efeito da sua ausência deste no processo. Os resíduos produzidos em restaurante universitário foram inseridos diariamente em camadas durante cerca de 60 dias e o material não foi misturado ao longo do processo. Gerou-se diferentes características entre as regiões inferiores e superiores das composteiras devido ao processo de alimentação diário. O monitoramento da compostagem se deu pelas análises dos parâmetros pH, condutividade elétrica, relação entre carbono e nitrogênio, índice de germinação de sementes e grau de polimerização, tomando por base a coleta de amostras na altura de 0,15m, no centro das composteiras. Aos 90 dias, o material da região inferior já se encontrava decomposto e sem odor, porém com qualidade inferior tratando-se de condições ótimas para o desenvolvimento de plantas. O recipiente que melhor se adequou à facilidade de operação foi o de 70L e, quanto aos estruturantes, serragem e poda tiveram vantagens em relação à grama e o tratamento sem estruturante. Constatou-se também que não houve invasão de ratos e larvas de moscas ao serem utilizadas telas do tipo mosquiteiro envolvendo as composteiras. O tratamento por meio da compostagem doméstica sem o revolvimento do material, além de ser importante para a destinação de resíduos orgânicos domiciliares, resultou em produto com qualidade e potencial para a implantação de hortas caseiras, atividade que pode favorecer a alimentação saudável da população.

Palavras chave: Compostagem, composto, composteiras

4.1 INTRODUÇÃO

A geração de grandes quantidades de resíduos sólidos representa um grave problema ambiental que requer uma gestão adequada, de modo a minimizar os impactos ambientais negativos ao nível da qualidade do ar, dos recursos hídricos e do solo (BELO, 2011).

A eliminação de resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma situação global que continua a crescer com o desenvolvimento das nações industrializadas e do crescimento da população. A destinação segura e confiável de RSU tornou-se um componente importante da gestão integrada de resíduos sólidos urbanos (SNYMAN; VORSTER, 2011).

No Brasil, a geração de RSU é expressiva. Segundo a ABRELPE (2015) tem-se uma geração anual de 79,9 milhões de toneladas. Essa quantidade de resíduos, que vem aumentando progressivamente, pode estar associada, entre outros fatores, ao aumento do grau de industrialização, à alteração qualitativa da composição dos RSU (com a incorporação de novos produtos e a intensificação na produção de descartáveis) e à falta de política específica para o setor que vise estimular a minimização na geração, o reaproveitamento e a reciclagem

dos resíduos (PARANÁ, 2012). Apesar de já existir a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305 de 2010, a sua concretização torna-se fundamental.

De acordo Snyman e Vorster (2011), o aterro sanitário é a forma de disposição mais barata para se destinar essa classe de resíduo. Entretanto, devido à crescente urbanização, as áreas adequadas para a disposição final tornam-se cada vez menos disponíveis.

Para dispor resíduos sólidos no solo, deve-se levar em consideração uma série de fatores sobre o local, tais como: a topografia, as características do solo, os corpos d'água e a distância do centro gerador. Devido a esses requisitos e aos impactos que a área receberá, não é simples determiná-la e encontrá-la (SOUSA, 2012). Outro problema referente aos aterros sanitários é a emissão dos gases do efeito estufa, que devem ser capturados para serem tratados ou serem destinados ao aproveitamento energético e isso nem sempre está ao alcance dos governos, pois requer investimento em pesquisas, tecnologias e articulação política.

O desenvolvimento de métodos de tratamento de RSU torna-se necessário para se diminuir a quantidade de resíduos que é encaminhada aos aterros sanitários, a fim de reduzir os custos de infraestrutura, áreas para disposição dos resíduos e emissão de gases, quando não há meios viáveis e disponíveis para o aproveitamento energético. A compostagem apresenta-se, nesse contexto, como uma forma de tratamento de resíduos orgânicos alternativa ao aterro sanitário para se moderar os impactos resultantes da implantação do mesmo como única forma de tratamento.

A compostagem doméstica é uma alternativa interessante, especialmente em áreas com população de baixa densidade, haja vista que, em vários casos, a coleta de lixo para a destinação do RSU é dispendiosa para as prefeituras (MARTÍNEZ-BLANCO *et al.* 2010).

Esse tratamento de resíduos orgânicos define-se como a estabilização da matéria orgânica, realizada por micro-organismos aeróbios, que ocorre naturalmente sem a interferência humana. Entretanto, pode-se planejar, montar e gerenciar sistemas capazes de tornar o processo mais conveniente às condições de operação e geração de resíduos dependendo da situação proposta. Além disso, estudos tornam-se necessários para se obter qualidade do produto final e eliminação de fatores repulsivos aos usuários que queiram adotar esse tratamento.

Para Andersen *et al.* (2012), a compostagem doméstica não deve ser vista como uma opção alternativa de tratamento para todos os resíduos orgânicos em uma região, mas sim como uma solução complementar. O potencial de promover seu desenvolvimento é fornecer uma abordagem flexível e de baixo custo à gestão de resíduos e facilitar a reciclagem sustentável para proprietários de casas individuais.

Um das vantagens de se realizar a compostagem caseira é o aproveitamento do adubo produzido na implantação de hortas nas próprias residências. Segundo Siviero *et al.* (2011), o cultivo de espécies vegetais em quintais auxilia na complementação da dieta familiar, gerando maior segurança alimentar, pois oferece alimentos seguros e de fácil acesso em quantidade e qualidade.

De acordo com Karnchanawong e Suriyanon (2011), os critérios técnicos e científicos relevantes para compostagem doméstica têm sido pouco estudados. Sugere-se normalmente que se acumule os materiais orgânicos para serem inseridos em grande quantidade no sistema de compostagem, no entanto, armazenar os restos de alimentos em domicílios em localidades de clima quente pode gerar fatores desagradáveis como geração de chorume e odor. Faltam ainda informações completas sobre o desempenho da compostagem no caso de alimentação diária de resíduos.

Diante desse contexto, o presente trabalho possui a finalidade de determinar a qualidade do composto final produzido por meio da compostagem doméstica a partir de um método de operação de baixo custo, fácil manejo e de difícil acesso a insetos e ratos, para atrair proprietários de residências a adotar esse sistema como forma de tratamento de resíduos orgânicos gerados em cozinhas. Nesse método, foram testados 3 recipientes e 3 materiais estruturantes resultando na mais adequada operação para a realidade das residências de locais de clima quente.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Generalidades

O experimento se caracterizou pelo teste realizado com 36 composteiras onde se combinaram diferentes volumes de recipientes, bem como diferentes materiais estruturantes na compostagem de resíduos orgânicos de alimentos.

Os resíduos orgânicos de alimentos coletados do Restaurante Universitário da Universidade Federal do Ceará, caracterizados como alimentos deixados nos pratos dos usuários do restaurante, assim como sobras da comida do dia que não foi servida devido ao número insuficiente de usuários. O cardápio oferecido pelo restaurante é caracterizado, em geral, pela presença de carnes, salada, arroz, feijão, farofa, frutas, doces de sobremesa e sucos.

Os materiais estruturantes utilizados foram resíduos de podas de árvores urbanas triturados, serragem (de serrarias) e grama seca - recolhida da operação de manutenção do Campus do PICI.

4.2.2 Montagem e operação do experimento

O experimento foi montado na Universidade Federal do Ceará no *Campus* do Pici, na Horta didática do Departamento de Fitotecnia, localizada nas seguintes coordenadas: 3°44'22,3" S e 38°34'34,4" W.

Os recipientes utilizados para desenvolver o processo de compostagem caseira foram cestos de plástico perfurado comumente utilizados em domicílios para armazenar roupas e uma *bag*, fabricada em polipropileno (PP) com pequenos furos quadrangulares de 5mm de aresta, desenvolvidos por uma empresa. Foram escolhidos dois formatos de cestos, um redondo com 70L e outro quadrangular com 45L os quais foram recobertos com tela de 1 cm de diâmetro para evitar a entrada de ratos. A *bag* possui um volume de 135L. Posteriormente, os cestos receberam o revestimento de uma tela mosquiteiro extrafina, fio 0,25 mm e malha 6x6.

Esses recipientes foram escolhidos por serem de baixo custo e de fácil acesso à população, com preços variando entre 13 a 25 reais. Para a seleção desses equipamentos de compostagem, foi considerada a possibilidade de reutilização dos mesmos após um ciclo de compostagem, além do impedimento à entrada de roedores e ratos na unidade de processamento, para evitar a repulsa na adoção do processo de compostagem. Para o caso da *bag*, a mesma foi confeccionada considerando a liberação de todo material pelos fundos e a alimentação na região superior, com dispositivo de fácil operação. Outro aspecto considerado foi a facilidade na disposição dos resíduos, com a remoção de uma tampa ou a abertura do estrangulador da *bag*. A Figura 1 apresenta os formatos dos recipientes utilizados no experimento.

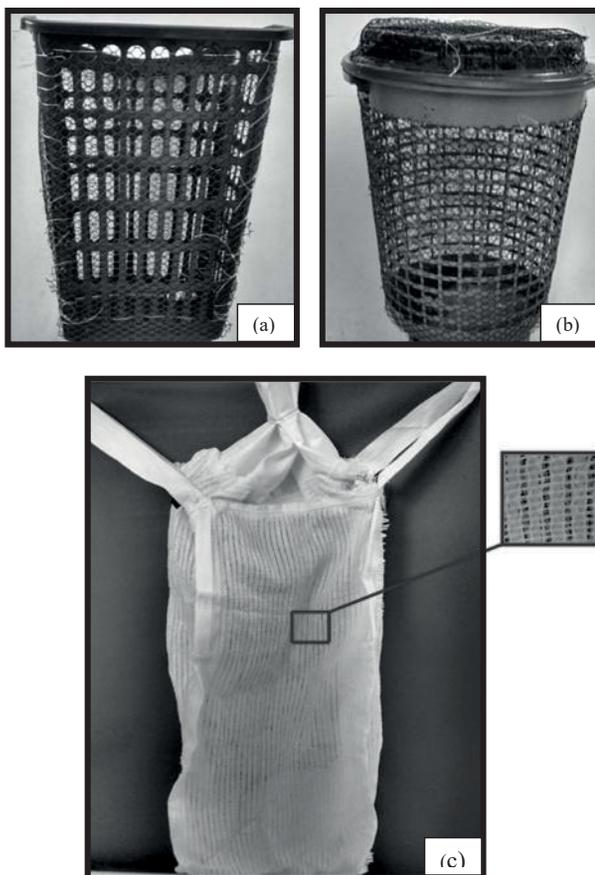


Figura 1-Detalhe dos recipientes utilizados na compostagem: (a) Cesto de 45L (b) Cesto de 70L (c) Bag de 135L com zoom para os furos

Além dos testes com os materiais estruturantes (poda, serragem e grama), foram montados recipientes-controle caracterizados pelo uso das mesmas condições de operação, mas sem a adição de material estruturante, apenas o resíduo do restaurante universitário. O experimento foi montado com 12 composteiras e 3 repetições de cada formato/material estruturante, totalizando 36 composteiras.

Durante a operação, foram introduzidas nas composteiras 5 vezes por semana quantidades equivalentes à produção de resíduo orgânico por uma família de 4 pessoas, cerca de 2,7 Kg (BRASIL, 2011). Esse procedimento ocorreu até o período em que o volume total da maior composteira foi preenchido, sem que ocorresse a redução de seu volume. Enquanto isso, à medida que as composteiras de menor volume eram preenchidas, a alimentação era pausada até que o volume se reduzisse à metade.

Os resíduos orgânicos do restaurante universitário utilizados na presente pesquisa continham sobras de pratos servidos, sobras dos richôs, contendo restos de carne, ossos e demais materiais da alimentação servida. Antes da deposição desses resíduos nas

composteiras, eram primeiramente misturados de forma manual e pesados. Para controle de umidade, foi adicionada água duas vezes por semana.

A adição de material estruturante nas composteiras foi realizada de forma a cobrir o resíduo orgânico já depositado, ou seja, a cada camada de resíduo orgânico introduzida, colocava-se uma camada de material intercalado com as camadas de restos de alimentos.

4.2.3 Monitoramento do processo de compostagem

O monitoramento do processo de compostagem foi realizado através da coleta de 250g da amostra a 0,15m do fundo dos recipientes, nos tempos de reação de 0, 7, 14, 30, 45, 60, 90 e 120 dias. Após o fim da alimentação diária das composteiras, foram coletadas amostras de superfície nos tempos de 60, 90, 120 e 150 dias contados a partir do encerramento da alimentação, ou seja, após 67 dias. Foi realizada ainda mais uma coleta equivalendo a 180 dias representando o composto final, com características do fundo e superfície. As coletas de fundo foram realizadas por meio da introdução de um tubo cortado com inclinação de 45°.

Nos dias de cada coleta, foram utilizadas amostras *in natura* para análise de pH e umidade, em seguida, as amostras eram refrigeradas a 4°C para posterior secagem a 65°C. Para os outros parâmetros, nitrogênio total, carbono orgânico, ácidos húmicos e fúlvicos, índice de germinação e condutividade elétrica, as análises eram realizadas com amostras secas, trituradas e passadas por peneiras de 2 mm, conforme He *et al.* (2007).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Qualidade do composto produzido

Percebeu-se que apenas em 180 dias após o fim da alimentação contínua, ou seja, 300 dias de compostagem da massa total é que a maioria das unidades experimentais apresentava-se com características indicativas de boa qualidade do produto, de acordo com os resultados de condutividade elétrica (CE), índice de germinação (IG) e grau de polimerização (GP). A Tabela 1 resume os valores finais encontrados em cada unidade experimental de compostagem deste trabalho.

De acordo com a Instrução Normativa MAPA nº 25 de 2009, a classificação dada ao composto obtido neste experimento é Classe A, pois durante o processo de compostagem não foram inseridos metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos. Compostos dessa classe devem possuir no mínimo 15% de carbono orgânico; 0,5% de nitrogênio total (limite mínimo), pH \geq 6, umidade e relação C/N máximas de 50% e 20, respectivamente.

Tabela 1- Valores finais obtidos nos recipientes R1, R2 e R3 com o respectivo material estruturante

Recip.	Estrut.	pH	Umidade (%)	Nitrogênio Total (%)	Carbono Orgânico (%)	Relação C/N	CE* (mS/cm)	IG* (%)	GP*
R1	C	7,49	28,89	3,96	34,21	8,70	9,78	27,76	0,15
R1	G	7,13	45,51	2,49	21,25	8,57	2,46	289,50	1,03
R1	P	6,26	57,74	2,47	32,43	13,21	2,40	209,99	3,83
R1	S	5,94	63,72	2,37	28,46	13,03	2,85	183,01	0,83
R2	C	6,87	26,76	4,41	37,36	8,49	12,61	0,00	0,54
R2	G	7,66	55,27	3,32	25,00	8,27	5,21	36,44	7,08
R2	P	6,09	63,77	1,82	21,50	11,80	2,32	47,69	1,48
R2	S	6,41	53,13	3,24	31,99	10,07	2,63	155,53	2,75
R3	C	6,87	16,25	4,25	25,66	6,03	8,30	9,05	0,32
R3	G	6,04	35,72	2,59	27,15	10,63	4,42	61,92	3,99
R3	P	6,01	55,49	2,68	20,75	7,97	3,50	31,17	1,45
R3	S	6,04	35,00	2,61	29,56	10,96	3,26	296,67	3,93

Fonte: Autor (2017). C - comida; G - grama; P -poda de árvore urbana picada; S -serragem.

*CE: Condutividade elétrica; IG: índice de germinação; GP: grau de polimerização.

Tendo em vista o atendimento dos compostos aos padrões da Instrução Normativa citada e realizando-se uma análise individual das composteiras, verificou-se que quanto ao pH apenas R1-S encontra-se abaixo do limite, entretanto, considerando o valor bem próximo da norma e índice de germinação com valor ideal, acredita-se que não seja um resultado negativo para o sistema, já que o IG mede a fitotoxicidade e maturidade do composto testado. De acordo com CCQC (2001), para valores do IG maiores que 90, o composto é considerado muito maduro, entre 80 e 90 é maturado e menor que 80, é imaturo. Para Riffaldi *et al.* (1986), quando o índice está acima da faixa de 80 a 85%, o composto é definitivamente não tóxico.

Em relação à umidade, R1-P, R1-S, R2-G, R2-P e R3-P apresentaram valores acima de 50%. Segundo Kiehl (1985), se a umidade estiver abaixo de 40% no período final da compostagem, não há comprometimento da qualidade do composto. Diaz *et al.* (2007) recomendam que o teor de umidade seja inferior a 50% para manter o manuseio, transporte e aplicação viável, entretanto, de acordo com Andersen *et al.* (2011), isto não se torna um grande problema uma vez que o objetivo da compostagem seja usar o composto diretamente no jardim ou em hortas da casa do usuário que adotará o sistema. Portanto, os valores obtidos neste trabalho encontram-se adequados. Tratando-se dos parâmetros, nitrogênio total, carbono orgânico e relação C/N, o material de todas as composteiras encontra-se dentro dos limites estabelecidas pela IN 25.

Quanto à condutividade elétrica, esse parâmetro não é regulamentado pela IN nº25 de 2009, entretanto R1-C, R2-C, R3-C, R2-G e R3-G apresentaram valores acima do recomendado por Kiehl (1998) e Lasaridi *et al.* (2006). Segundo os autores, o limite considerado tolerável para plantas de média sensibilidade é de 4 mS/cm. Para Manios (2004), Farrel e Jones (2009), processos de compostagem com uso de resíduos sólidos municipais pode apresentar um nível relativamente elevado de sais inorgânicos comparado com outros substratos (lodos, resíduos agrícolas, entre outros). Isto pode ser explicado pelo elevado grau de decomposição de materiais orgânicos, especialmente ricos em proteínas, o que leva à acumulação de vários sais solúveis em água.

Pela Tabela 1, notou-se que o IG considerado baixo se deu pela CE elevada. Segundo Manios (2004), a CE pode ser um fator limitante na qualidade final do composto produzido. Adubos com alto teor de CE pode apresentar um comportamento fitotóxico afetando o

crescimento de sementes quando usado em grandes quantidades. Portanto, para esses materiais que resultaram em CE acima do limite, recomenda-se utilizar o composto na plantas até 30% em volume.

Em relação aos casos em que não houve a concordância entre CE e IG (R2-P e R3-P), que tiveram efeitos tóxicos embora a CE estivesse abaixo de 4 mS/cm, recomenda-se um maior tempo de compostagem para que possíveis compostos como amônia e ácidos orgânicos de baixo peso molecular sejam liberados ou degradados.

Quanto ao grau de polimerização, segundo Roletto *et al.* (1985) *apud* Silva (2009), a proporção entre ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, chamada de grau de polimerização, deve atingir valores maiores que 1 para indicar um grau elevado de condensação dos componentes aromáticos, caracterizando o composto amadurecido, isto porque, de acordo com Canellas *et al.* (2001), os ácidos húmicos representam a fração reativa mais estável da matéria orgânica humificada, por isso deve ter maior representação.

Tratando-se das composteiras do presente trabalho, verificou-se que na maioria dos casos, o material produzido apresentou valores considerados ótimos, exceto para as composteiras constituídas de comida (exclusivamente) e R1-S. Silva *et al.* (2009), ao realizar compostagem utilizando apenas esterco de galinha sem adição de material estruturante, também encontraram ao final do processo um valor de 0,2 para o grau de polimerização. Percebe-se, portanto, a importância da presença de material estruturante na formação dessas substâncias húmicas e sua ausência decorre numa qualidade final inferior. No que se refere ao R1-S, como o valor de 0,83 ficou bem próximo ao ideal, tal fato pode ter ocorrido pela diferença de massa inserida na composteira que resultou nesse valor pouco abaixo.

A partir da análise dos parâmetros citados, constatou-se que as composteiras que possuem apenas comida não fornecem um composto com qualidade, apesar de poder ser utilizado para melhorar a qualidade de solos pobres. Aquelas em que foi utilizada a grama como estruturante possuem sais acima do recomendado, porém o composto formado pode ser adicionado em quantidade menor para não prejudicar o desenvolvimento das plantas. Em termos de qualidade de matéria orgânica, de acordo com Xiong *et al.* (2010), os ácidos húmicos produzidos a partir da compostagem utilizando como agentes estruturantes materiais com maior teor de lignina, como é o caso da poda de árvore e serragem, em relação à grama, apresentam-se com maior capacidade de complexação, característica que favorece à ligação com metais pesados, tornando-os menos disponíveis no solo.

Analisando-se a Tabela 2, a qual se refere aos valores encontrados do material compostado coletado na região inferior das composteiras em 90 dias de processo, verificou-se que a maioria das composteiras atende aos parâmetros estabelecidos pela IN nº25 de 2009. Com exceção da umidade, porém como foi mencionado anteriormente, tal efeito não é negativo para as condições do estudo.

Tabela 2- Valores dos parâmetros obtidos em 90 dias de compostagem na região inferior dos recipientes R1, R2 e R3 com o respectivo material estruturante

Recip.	Estrut.	pH	Umidade (%)	Nitrogênio Total (%)	Carbono Orgânico (%)	Relação C/N
R1	C	6,95	35,97	4,74	27,15	5,83
R1	G	7,94	63,60	2,89	25,04	5,67
R1	P	7,05	43,13	2,23	33,61	9,63
R1	S	7,14	47,43	1,78	35,55	12,38
R2	C	6,61	15,12	3,73	25,36	10,37
R2	G	8,05	54,79	4,13	28,20	9,25
R2	P	6,97	53,93	2,27	32,63	9,83
R2	S	6,64	56,92	2,04	26,82	12,39
R3	C	7,59	24,31	4,16	30,63	7,14
R3	G	6,89	50,49	3,38	28,95	9,37
R3	P	7,19	30,62	3,23	27,76	7,82
R3	S	6,54	43,89	2,05	34,28	12,97

Fonte: Autor (2017). C - comida; G - grama; P -poda de árvore urbana picada; S -serragem.

Comparando-se o material formado aos 90 dias de compostagem na região inferior dos recipientes em relação à massa total que demorou cerca de 300 dias para que todo o composto estivesse com características homogêneas, percebeu-se que é possível realizar a retirada do material a partir de 90 dias. Porém, deve-se atentar ao tipo de destinação que se pretende, ou seja, se a qualidade não for essencial ao processo não há problemas, caso contrário, é necessário esperar mais tempo para que composto seja maturado e estabilizado.

4.3.2 Operação do sistema de compostagem doméstica proposto

O sistema de compostagem proposto neste trabalho pode ser implantado em residências com quintal. É necessário que as composteiras se localizem em espaços com cobertura, como embaixo de árvores ou estruturas com telhas, para que, em épocas de chuva intensa, não haja excesso de umidade no material em compostagem.

Em relação ao tipo de recipiente a ser utilizado, a Tabela 3 mostra a quantidade de dias que foram inseridos os materiais até o preenchimento do volume dos recipientes, de acordo com o tipo de material estruturante utilizado.

Tabela 3 - Dias de preenchimento do volume dos recipientes

Recipiente	Comida	Grama	Poda	Serragem
Redondo (70L)	24,00 ± 1,20	19,33 ± 0,58	12,00 ± 4,36	15,67 ± 1,15
Quadrado (45L)	14,00 ± 0,45	7,33 ± 0,58	9,33 ± 4,93	6,00 ± 0,00
Bag (135L)	ND	ND	65,00 ± 5,95	67,00 ± 0,57

Fonte: Autor (2017).

*ND: Não determinado. O volume dos materiais reduzia de forma a não ser possível acompanhar a medida.

De acordo com os dados acima, verificou-se que a *Bag* foi o recipiente com maior capacidade de armazenamento, entretanto, tratando-se de operação do sistema, o recipiente redondo foi o que apresentou maior facilidade de operação e possui um volume adequado para uso no cotidiano.

Recomenda-se a utilização de mais de uma unidade de compostagem, ao se atingir o volume máximo do recipiente. Dessa forma, à medida que se preenche o volume de um, inicia-se a operação de um segundo e, após o alcance da capacidade do segundo, pode-se retornar a preencher o primeiro, visto que o volume do primeiro terá, durante esse intervalo, reduzido o suficiente para que haja essa alternância. Para uma maior facilidade de operação, a utilização de um recipiente com a mesma característica do R1, mas volume maior (cerca de 135L) é sugerido para famílias maiores do que 4 integrantes.

Em relação ao tipo de material estruturante que se recomenda, sugere-se a utilização de materiais de relação C/N mais alta, como foi o caso da serragem e poda. No caso da adição de água, o que se faz necessário pelo menos 2 vezes por semana, é preciso ter um controle maior, verificando sempre se há indícios de condições anaeróbicas, como formação de chorume e odor forte.

A utilização de composteiras sem adição de material estruturante não é indicada devido ao desconforto em relação à operação, mau cheiro e baixa qualidade do produto final.

Esse trabalho apresentou algumas dificuldades relativas à infestação de moscas durante o período inicial de alimentação das composteiras. Algumas sugestões podem ser dadas para justificar tal ocorrência, como a proximidade dos recipientes alimentados exclusivamente de resíduo de alimentos das outras composteiras. Esses recipientes citados não possuíam qualquer proteção contra a invasão desses insetos, como é o caso dos outros que possuíam o material estruturante como impedimento.

Outra hipótese se refere ao período de chuvas, já que a observância da presença desses insetos se deu durante os meses de maio a julho. Tal período de chuvas se encerrou exatamente quando não havia mais indícios da presença desses insetos no local. Para sanar esse problema, resolveu-se realizar um teste utilizando-se os recipientes redondos envolvidos por tela tipo “mosquiteiro”, que possuía orifícios menores, dificultando o desenvolvimento destes.

Realizou-se a montagem de 9 composteiras adicionais, sendo 3 com serragem, 3 com grama e 3 com poda de árvore. Composteiras com alimentação exclusiva de resíduos de comida não foram montadas, para eliminar a influência das mesmas na proliferação dos insetos. O período da montagem desse novo lote de composteiras se deu entre os meses de outubro a dezembro, período caracterizado pela baixa ocorrência de precipitação no Ceará. Além disso, tomou-se o cuidado para não haver resíduos dispostos no local próximo às composteiras.

Durante todo o período de operação dessas composteiras, que se prosseguiu da mesma forma do primeiro modelo proposto, não houve indícios de proliferação de moscas. Quanto a ratos e outros tipos de roedores, não houve indícios da presença deles nem no primeiro nem no segundo lote e as composteiras permaneceram durante todo o período do experimento sem violação do material, nem se observaram fezes que são características da presença desses roedores.

CONCLUSÕES

Diante dos resultados apresentados, recomenda-se a coleta do material compostado no fundo dos recipientes a partir de 90 dias de iniciado o processo de alimentação das unidades de compostagem. Para uma estabilização de toda a massa da composteira, após o encerramento do processo de alimentação, pode se aguardar até 180 dias para obtenção de um material de plenamente estabilizado.

O recipiente mais indicado para o sistema de compostagem proposto é o R1, devido sua praticidade de operação, embora os resultados atingidos por R3 tenham sido considerado bons também, porém, em âmbito de tratamento caseiro, aquele obteve o melhor desempenho operacional.

Quanto ao tipo de estruturante a ser utilizado, recomendam-se materiais com relação C/N maiores, como a serragem e a poda de árvore triturada. Em relação a grama e folhas é necessário um maior cuidado em relação ao controle da umidade nesses materiais, pois facilita a geração de condições anaeróbias, gerando mal cheiro no ambiente.

No que se refere à proliferação de pragas, percebeu-se que para garantir um processo livre da presença de moscas é necessário uma proteção das composteiras com tela tipo mosquiteiro. Quanto aos roedores, não se observou indícios da presença desses animais na área.

Esse método de compostagem mostrou-se efetivo no tratamento nos resíduos orgânicos em residências gerando composto orgânico de qualidade. Com esse potencial, pode-se favorecer a implantação de hortas caseiras para contribuir com uma alimentação mais saudável da população mais carente, além de contribuir para redução do envio de materiais orgânicos para os aterros sanitários.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2015*. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf> Acesso em: 04 out. 2016

ANDERSEN, J.K.; BOLDRIN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; SCHEUTZ, C. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, v. 32, n. 1, p.31-40, jan. 2012. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.09.014.

BELO, S. R. S. *Avaliação de fitotoxicidade através de Lepidium sativum no âmbito de processos de compostagem*. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Plano nacional de resíduos sólidos*. 2011. Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/documents/10180/185386/253_publicacao02022012041757.pdf/d18a7f4f-c2a3-4eef-a05c-286bfcfce7ea> Acesso em: 15 jan. 2015

CARBALLO, T.; GIL, M. V.; CALVO, L. F.; MORAN, A. The influence of aeration system, temperature and compost origin on the phytotoxicity of compost tea. *Compost Science & Utilization*, v. 17, n. 2, p.127-139, 2009.

CCQC. California Compost Quality Council. *Compost maturity index*. Nevada City, 2001. Disponível em: <<http://compostingcouncil.org/wp/wp-content/uploads/2014/02/2-CCQC-Maturity-Index.pdf>> Acesso em: 30 jan. 2015

DIAS, B. O. *Compostagem de esterco de galinha: composição química da matéria orgânica e extração de substâncias húmicas*. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

- RIFFALDI, R.; LEVI-MINZI, R.; PERA, A.; BERTOLDI, M. evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. *Waste Management & Research*, v. 4, 387-396, 1986.
- FARRELL, M.; JONES, D. L. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technol.* v. 100, p. 4301–4310. 2009
- FAVERIAL, J.; SIERRA, J. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal Of Cleaner Production*, v. 83, p.238-244, nov. 2014. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.07.068.
- HE, M. M.; TIAN, G. M.; LIANG, X. Q.; YU, Y. T.; WU, J. Y.; ZHOU, G. D. Effects of two sludge application on fractionation and phytotoxicity of zinc and copper in soil. *Journal of Environmental Sciences* v. 19 p. 1482–1490, 2007.
- KARNCHANAWONG, S.; SURIYANON, N. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 5, p.548-553, mar. 2011. DOI: 10.1016/j.resconrec.2011.01.006.
- KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985, 492p
- KIEHL, E. J. *Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto*. Piracicaba: Gráfica e Editora Degaspari, 1998. 171 p
- LASARIDI, K., PROTOPAPA, I., KOTSOU, M., PILIDIS, G., MANIOS, T. & KYRIACOU, A. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, 80, 58–65. 2006
- MARTÍNEZ-BLANCO, J.; COLÓN, J.; GABARRELL, X.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A.; ARTOLA, A.; RIERADEVALL, J. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*, v. 30, n. 6, p.983-994, jun. 2010. DOI:10.1016/j.wasman.2010.02.023.
- PARANÁ. Ministério Público do Paraná. *Unidades de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos*. Apostila para a Gestão Municipal de Resíduos Sólidos Urbanos. 2ª ed. Curitiba, 2013.
- ROLETTO, E.R.; BARBERIS, M.; CONSIGLIO, M.; JODICE R. Chemical parameters for evaluation compost maturity. *Biocycle*, v. 26, p. 46–47. 1985.
- SILVA, M. E.; LEMOS, L T; NUNES, O. C. Co-composting of poultry manure with low quantities of carbon-rich materials. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 2, p.119-128, 1 mar. 2009b. DOI:10.1177/0734242x08096693.
- SIVIERO. A.; DELUNARDO, T. A.; HAVERROTH, M.; DE OLIVEIRA, L. C.; MENDONÇA, A. M. S. Cultivo de Espécies Alimentares em Quintais Urbanos de Rio Branco, Acre, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, n. 3, p: 549-556. 2011.
- SNYMAN, J.; VORSTER, K. Sustainability of composting as an alternative waste management option for developing countries: a case study of the City of Tshwane. *Waste Management & Research*, v. 29, n. 11, p: 1222–1231. 2011. DOI: 10.1177/0734242X10385747

SOUSA, C. O. M. *A Política Nacional dos Resíduos Sólidos: avanços e desafios*. Monografia (Pós Graduação Lato Sensu) – Faculdade de Direito da Fundação Armando Álvares Penteado, São Paulo, 2012.

XIONG, X.; YAN-XIA, L.; MING, Y.; FENG-SONG, Z; WEI, L. Increase in complexation ability of humic acids with the addition of ligneous bulking agents during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 24, p.9650-9653, dez. 2010. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.07.098.

5 COMPOSTAGEM PARA TRATAMENTO DA PARCELA FACILMENTE DEGRADÁVEL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS REJEITADA NOS PROCESSOS DE TRIAGEM DE INERTES (LUCIANA PAULO GOMES, CAROLINE LOBATO DE LIMA SOUZA)

RESUMO: A crescente produção de resíduos sólidos de origem doméstica, frente à escassez de áreas que possibilitem uma destinação final técnica e ambientalmente adequadas, torna imprescindível a busca de alternativas de tratamento ou gerenciamento desses resíduos, de forma a minimizar a parcela a ser destinada para os aterros sanitários. Sendo os resíduos de origem orgânica predominantes na composição dos resíduos sólidos domésticos (RSD) nas cidades brasileiras. Logo, esta pesquisa teve como objetivo empregar o processo de compostagem para estabilizar a parcela facilmente degradável dos resíduos rejeitados na Central de Triagem de resíduos sólidos domésticos da cidade de São Leopoldo/RS. Neste estudo foram montadas seis pilhas de compostagem, compostas por uma mistura de RSDs e resíduos de podas, onde em três pilhas os RSDs passaram por um processo de trituração prévia. Os controles externos de temperatura e umidade foram realizados via aeração mecanizada. Foram realizadas análises periódicas durante o processo de compostagem e no composto final. A qualidade sanitária do composto foi avaliada pela eliminação de patógenos. Os resultados obtidos demonstraram que ao final do processo a matéria orgânica mostrou-se com características físicas que indicam estabilização do processo. As pilhas onde os RSDs não foram triturados apresentaram melhor desempenho em tempo de maturação do composto. Quimicamente, todas as pilhas geraram produtos em conformidade com a legislação aplicável

Palavras-chave: Compostagem. Resíduos Sólidos Domésticos. Parcela facilmente degradável.

5.1 INTRODUÇÃO

Sabe-se que os resíduos sólidos domésticos (RSD) constituem-se de um veículo para diferentes doenças, uma vez que o excesso de matéria orgânica (frutas, legumes, alimentos) são o habitat ideal para proliferação de vetores biológicos (moscas, mosquitos, baratas, ratos) transmissores de bactérias e fungos de características patogênicas.

Na esfera ambiental, Massukado (2008) destaca que os resíduos orgânicos têm como característica a rápida degradação, tendo como consequência a geração de produtos indesejáveis, como os líquidos lixiviados e, como ambiente em que essa degradação ocorre é basicamente anaeróbico, o gás metano. O lixiviado tem o potencial de poluir solos e corpos hídricos (superficiais e subterrâneos) devido à dissolução de substâncias químicas, as quais, em alguns casos, não são retiradas nem mesmo pelos sistemas de tratamento de águas usuais no Brasil. Já o metano, é amplamente difundido que o mesmo participa da formação do efeito estufa, colaborando, desta forma, para o aquecimento global.

Conforme dados obtidos em estudo paralelo realizado na FEPAM, um total de 4.318.330 kg/dia de RSU são destinados à disposição final no Rio Grande do Sul. O mesmo estudo estima a geração de gases a partir desta quantidade de resíduos, conferindo a eles um potencial de geração de 13.847.800 kg de dióxido de carbono (CO₂) equivalente, ao longo de anos. Se toda a matéria orgânica fosse enviada para compostagem o potencial de geração cairia para 3.066.730 kg de CO₂ equivalente (KIST et al., 2006 apud GABIATTI et al., 2006).

No Brasil o composto orgânico produzido em usinas de compostagem de RSU deve atender as diretrizes estabelecidas pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento – MAPA para que possa ser comercializado (MONTEIRO e ZVEIBIL, 2001). O MAPA dispõe de uma ampla Legislação, na forma de Leis, Decretos, Portarias e Instruções Normativas de maneira a controlar, fiscalizar e definir parâmetros para produção, comercialização, análises, classificação e registros desses compostos.

Dentre essas legislações destaca-se a Instrução Normativa nº 25, de 23 de Julho de 2009, que aprovou as normas sobre as especificações, garantias e tolerâncias dos fertilizantes, bem como, classificou os mesmos de acordo com a sua natureza física (BRASIL, 2009b) e a Instrução Normativa nº27 de 05 de junho de 2006, que determina, entre outros, as concentrações máximas admitidas para agentes microbiológicos patogênicos para a utilização, produção, importação e comercialização de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes (BRASIL, 2006), esses parâmetros estão demonstrados no Quadro 1.

Quadro 1: Concentrações admitidas para fertilizantes orgânicos

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO ADMITIDA
Umidade (% máximo)	50
Nitrogênio total (% mínimo)	0,5
Carbono Orgânico Total (% mínimo)	15
CTC	Conforme declarado
pH (mínimo)	6,5
Relação C:N (máxima)	20
Relação CTC/C	Conforme declarado
Outros nutrientes	Conforme declarado
Coliformestermotolerantes (NMP/g de MS)	1.000,00
Ovos viáveis de helmintos (nº em 4g ST)	1,00

Legenda: NMP: Número Mais Provável. MS: Matéria Seca. ST: Sólidos Totais.

Fonte: Adaptado de BRASIL, 2006, 2009b

Brasil (2009a) cita dentre as principais vantagens da compostagem o fato de que esse processo diminui consideravelmente o volume de resíduos encaminhado para os aterros sanitários, o que corrobora com as afirmações de Barreira, Philippi Júnior e Rodrigues (2006). Esses autores salientam que, mesmo que as usinas não produzam compostos de alta qualidade, a retirada destes materiais da rota tradicional de descarte já pode ser considerada um benefício extremamente vantajoso para o meio ambiente, pois esse processo transforma a matéria orgânica crua em um produto estabilizado. Caso esse composto viesse a ter uma destinação em aterros sanitários, devido sua pouca qualidade, o processo ainda levaria vantagem em relação à disposição direta no solo devido à diminuição da massa em volume e ao reduzido potencial de contaminação.

Frente ao exposto, justifica-se o presente estudo, cujo o objetivo foi estudar a alternativa tecnológica “compostagem” para o tratamento dos rejeitos gerados nos processos de triagem de RSD, pelo fato da compostagem possuir o potencial de ser um dos tratamentos ambientais mais adequados para tratamento e estabilização da parcela de resíduos sólidos potencialmente biodegradáveis.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

A ênfase do presente estudo foi a produção de um biocomposto, desenvolvido através do processo de compostagem, onde utilizou-se a parcela facilmente degradável dos RSD coletados em São Leopoldo/RS e que foram rejeitados no processo de triagem de inertes. No município, essa triagem é realizada por uma cooperativa de catadores, que está localizada nas dependências do aterro sanitário e que separa apenas o material inerte reciclável. Todo material orgânico é tratado como rejeito.

Ao considerar a disponibilidade, bem como a problemática ambiental de tais resíduos, foram utilizados resíduos de poda e grama como agente de bulking, ou agente estruturante, para compor a montagem das pilhas, os quais foram obtidos no local de armazenamento temporário na Unisinós.

O sistema de compostagem empregado nesta pesquisa foi o processo de Pilhas Estáticas com Aeração Forçada. Para tanto, foram seguidas as orientações de Fernandes e Silva (1999), ou seja, a mistura de resíduos sólidos e agente de bulking foi colocada sobre uma tubulação perfurada, conectada a um soprador. A aeração necessária foi fornecida por este sistema constituído de canos de PVC de 50 mm de diâmetro, com orifícios de saída de ar a cada 15 cm aproximadamente. Esta tubulação foi recoberta com uma camada de 20 a 30 cm de resíduo estruturante seco, para evitar entupimentos. Além disso, as pilhas foram recobertas por uma camada de aproximadamente cinco centímetros de resíduo estruturante, a fim de evitar problemas de odor no local.

O pátio é coberto, de forma a não sofrer influência pluviométrica, impermeabilizado e com inclinação suficiente para a drenagem de possíveis lixiviados, porém, não foi observada a geração de lixiviado durante o processo.

Para o experimento foram montadas seis pilhas de compostagem, das quais três pilhas foram montadas utilizando RSD triturados, por um triturador Trapp, modelo TR200, e três pilhas utilizaram RSD não triturados. O intuito da variação da granulometria dos resíduos foi comparar o desempenho dos dois sistemas, já que a trituração constitui uma etapa a mais no processo. As pilhas compostas por resíduos não triturados foram identificadas como P-1, P-2 e P-3 e as com resíduos triturados como P-4, P-5 e P-6.

A proporção de RSD e de resíduo estruturante foi calculada levando em consideração a massa específica desses resíduos, de forma a compor uma mistura de 70% de RSD e 30% de resíduo estruturante em volume. As dimensões iniciais das pilhas, bem como a massa, em base úmida, de resíduos utilizados na montagem estão descritas no Quadro 2.

Quadro 2: Identificação das pilhas de compostagem

Identificação da pilha	Base (m)		Altura (m)	Volume (m ³)	Volume Média (m ³)	Volume DP (m ³)	Volume CV (%)	Quantidade de resíduos		
								RSU (kg)	Podas (kg)	Mistura total na pilha (kg)
P-1	1,95	1,70	0,80	0,88	0,77	0,03	3,3	210,32	19,00	229,32
P-2	1,65	1,80	0,77	0,76				203,92	19,00	222,92
P-3	1,48	1,73	0,75	0,64				185,80	19,00	204,80
P-4	1,27	1,34	0,78	0,44	0,51	0,06	11,7	144,22	14,00	158,22
P-5	1,56	1,50	0,70	0,55				151,89	14,00	165,89
P-6	1,53	1,53	0,70	0,55				149,51	14,00	163,51

Legenda: DP: Desvio Padrão, CV: Coeficiente de Variação.

Para fins de definição dos parâmetros de análise e frequência dos monitoramentos, foram considerados três tempos: **T₀** – logo após montagem das pilhas e antes do início do processo de compostagem; **T_{processo}** – tempo do processo de compostagem, definido em 90 dias; **T_{final}** – produto final, pós peneiramento, sendo que, tendo por base a Instrução Normativa nº 25 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), foi definido como produto final a parcela igual ou inferior a 4,8 mm.

A temperatura e a umidade foram monitoradas em todos os dias úteis, por meio de um termohigrometro digital Incoterm, com faixa de uso de -40°C a 70°C para temperatura e de 0% a 99% para umidade. Sempre que a temperatura esteve próxima dos 60°C foi realizada insuflação de ar no interior da pilha. A umidade foi mantida entre 60% e 70%. O excesso da umidade foi corrigido mediante insuflação de ar e a sua falta, por meio de irrigação.

Tanto para o monitoramento diário de temperatura e umidade, quanto para as amostragens para realização dos ensaios laboratoriais, foram definidos cinco pontos de amostragens, sendo quatro pontos na base da pilha, um em cada face e um ponto no topo. Esses cinco pontos compuseram uma amostra composta para cada pilha.

Os parâmetros monitorados, a frequência do monitoramento e os métodos de análise para T_{processo} estão de acordo com os estudos realizados por Blundi e Campos (1999). As análises físico-químicas realizadas em T_{final} foram as mesmas efetuadas por Büttenbender e Miller (2005) e os resultados foram comparados com os limites estabelecidos pela Instrução Normativa nº 25, de 23 de Julho de 2009 do MAPA.

Em T_{final} também foram realizados ensaios microbiológicos. Estas análises tiveram como objetivo determinar o índice de coliformes termotolerantes e de ovos de helmintos, portanto, verificam a qualidade do composto gerado sob o ponto de vista das condições higiênico sanitárias. Para a avaliação do número mais provável (NMP/100mL) de coliformes termotolerantes foi utilizada a metodologia do substrato cromogênico enzimático, utilizando a Seladora Colilert IDEXX. Para a determinação de ovos de helmintos foi utilizado o método da sedimentação desenvolvido por Bailenger (OMS, 1989) e modificado por Ayres & Mara (1996), conforme referenciado por Soares et al. (2000), Coelho, Carvalho e Araújo (2002) e Zerbini, Chernicharo e Viana (1999). Os resultados foram comparados aos limites fixados pela Instrução Normativa nº27 de 05 de junho de 2006 do MAPA.

As análises realizadas, bem como a frequência desses monitoramentos estão descritas no Quadro 3.

Quadro 3: Análises em Tprocesso

PARÂMETRO	MÉTODO	EQUIPAMENTO	AMOSTRA/ TEMPO	FREQUÊNCIA
pH	Potenciométrico	pHmetro portátil Thermo	T0	Única
			Tprocesso	Semanal
			Tfinal	Única
Umidade	Direto	Termohigrômetro Digital	Tprocesso	Diária
	U65	Estufa	T0	Única
			Tfinal	Única
Temperatura	Direto	Termohigrômetro Digital	Tprocesso	Diária
Nitrogênio Total	Extração da amostra: Oxidação com o Ácido Perclórico	Analytik Jena Multi N/C	T0	Única
	Detecção de N: detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada		Tprocesso	Semanal
			Tfinal	Única
Carbono Orgânico Total	Detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada	Analytik Jena Multi N/C	T0	Única
			Tprocesso	Semanal
			Tfinal	Única
Relação C:N	Cálculo entre os resultados de teor de carbono e nitrogênio	-	T0	Única
			Tprocesso	Semanal
			Tfinal	Única
Fósforo	Colorimétrico	Espectrofotômetro	T0	Única
			Tfinal	Única
Potássio	Espectrofotométrico	Fotômetro de Chamas	T0	Única
Granulometria CTC	ABNT/NBR 7181/82	Peneiras	Tfinal	Única
	Titulométrico	-	Tfinal	Única
Relação CTC/C	Cálculo entre os resultados de teor de CTC e C	-	Tfinal	Única
Coliformes Termotolerantes	Substrato Cromogênico Enzimático	Seladora Colilert IDEXX	Tfinal	Única
Ovos de Helminhos	Sedimentação	Câmara McMaster	Tfinal	Única

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DAS PILHAS DE COMPOSTAGEM (T0):

A umidade inicial das pilhas não trituradas foi 39,7% para P-1, 45,7% para P-2 e 43,2% para P-3. Para as pilhas trituradas a umidade em T0 ficou em 35,3% para P-4, 37,7% para P-5 e 24,1% para P-6. A faixa de umidade estava abaixo do ideal para que o processo se desenvolvesse satisfatoriamente em todas as pilhas. Diante do evidenciado, a umidade foi corrigida para 65%, de forma a equacionar o ambiente desejado. A umidade baixa na mistura deveu-se ao fato de que os resíduos de poda utilizados já estavam dispostos no armazenamento temporário da Unisinos em uma temperatura ambiente média superior a 30°C e, portanto, já estavam secos. A caracterização química inicial das pilhas está demonstrada no Quadro 4.

Quadro 4: Caracterização inicial de resíduos: composição físico-química

PILHA	CARBONO ORGÂNICO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	NITROGÊNIO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	RELAÇÃO C:N	MÉDIA	DP	CV (%)
P-1	26,7	28,5	2,6	9	1,0	1,0	0,0	0	27:1	28,5	2,6	9
P-2	31,5				1,0				32:1			
P-3	27,2				1,0				27:1			
P-4	22,7	22,3	1,3	6	0,6	0,6	0,1	9	38:1	35,6	5,0	14
P-5	20,9				0,7				30:1			
P-6	23,4				0,6				39:1			
PILHA	FÓSFORO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	POTÁSSIO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	pH	MÉDIA	DP	CV (%)
P-1	0,2	0,3	0,1	43	0,4	0,4	0,1	13	7,0	7,1	0,2	2
P-2	0,2				0,4				7,0			
P-3	0,4				0,5				7,3			
P-4	0,3	0,3	0,0	0	0,3	0,3	0,1	17	7,5	7,4	0,2	3
P-5	0,3				0,4				7,5			
P-6	0,3				0,3				7,1			

Legenda: DP: Desvio Padrão, CV: Coeficiente de Variação

Em relação aos resíduos sólidos domésticos, fatores como local de geração e sazonalidade influenciam diretamente nas características desse material e, portanto, os resultados encontrados por diferentes autores apresentam flutuações significativas que, dessa maneira, inviabilizam comparações. A forte influência da sazonalidade sobre as características químicas de resíduos sólidos domésticos foi comprovada por Rempel (2014), avaliando essas características nos resíduos orgânicos coletados pós-esteira da central de triagem do município de São Leopoldo/RS, mesmo local de onde provém o material-base para este estudo. Esse autor realizou suas análises em diferentes períodos, que compreenderam parte do inverno, a primavera e o verão e verificou que o resíduo estudado apresentou oscilações em suas características.

As relações C:N das misturas encontraram-se muito próximas ao ideal, que é de 30:1, nas pilhas P-2 e P-5. Em P-4 e P-6 este parâmetro ficou ligeiramente acima do ideal e em P-1 e P-3 levemente abaixo. O pH apresentou-se neutro ou muito próximo da neutralidade em todas as pilhas, ficando assim no patamar ideal para não inibir a atividade microbiana.

5.3.2 MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM (Tprocesso):

A temperatura apresentou evolução semelhante em todas as pilhas avaliadas, elevando-se gradativamente até atingir 60°C no quarto dia após a montagem das pilhas, quando foi realizada a primeira insuflação de ar. As pilhas foram aeradas por seis horas e novamente monitoradas. Como, após esse período, as temperaturas ficaram próximas as desejadas, em torno de 50°C, convencionou-se como essa a duração aproximada da aeração padrão neste experimento.

As temperaturas das pilhas já se encontravam superiores a 50°C já no primeiro dia de monitoramento, característica que leva a crer que a fase termofílica foi iniciada nas primeiras horas após montagem das pilhas, praticamente não ocorrendo a fase mesofílica inicial, comumente observada em processos de compostagem. A explicação para este comportamento está associada ao tipo de substrato utilizado no processo, RSD, que podem já ter sido gerados a alguns dias, levando em consideração o período de coleta e transporte. Neste caso, o

processo de degradação já teria iniciado, fazendo com que no momento da montagem das pilhas já existisse microrganismos em atividade.

Durante a etapa termofílica houve a necessidade de insuflação de ar nas pilhas nos dias 4, 6, 7, 11, 14 e 19 após montagem do experimento. Após a aeração realizada no 19º dia, as pilhas não atingiram mais a temperatura termofílica, as quais ficaram deste período em diante, sempre próximo da temperatura ambiente, onde caracterizou-se assim, o final da etapa termofílica. Reis (2005) ao trabalhar com leiras de alturas iniciais em torno de 1,0 m evidenciou perda de calor durante o processo e, conseqüentemente, a fase termofílica foi mantida por períodos mais curtos do que quando trabalhou com leiras com dimensões maiores. Resultados semelhantes ao desse estudo foram vistos por Pereira (2013), que trabalhou com pilhas com dimensões semelhantes à desta pesquisa e obteve o final da fase termofílica no 23º dia após montagem do experimento e por Paiva (2008) o qual verificou que a temperatura de suas leiras estáticas, após 17 dias da montagem do experimento, apresentou decréscimo contínuo. Fernandes, Silva e Trennepohl (2009) avaliaram as três tecnologias mais usuais de compostagem, onde empregaram substratos semelhantes e compararam os tempos de duração das respectivas fases termofílicas, concluindo que, para leiras aeradas esse período teve duração de 20 dias.

Após o período termofílico foi realizada aeração nas pilhas, pelo tempo padrão de seis horas, uma vez por semana (nos dias 27, 34, 41, 48, 55, 62, 69, 76 e 83 após montagem), de forma a evitar a comatação dos substratos que poderiam gerar pontos de anaerobiose, os quais poderiam comprometer a qualidade final do produto. A Figura 1 ilustra a evolução da temperatura nas pilhas montadas com resíduos não triturados e a Figura 2 elucida a evolução da temperatura nas pilhas montadas com trituração prévia dos resíduos.

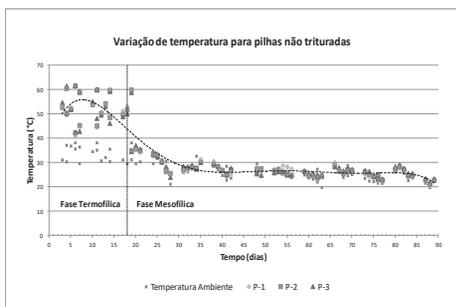


Figura 1: Evolução da temperatura em função do tempo para pilhas não trituradas

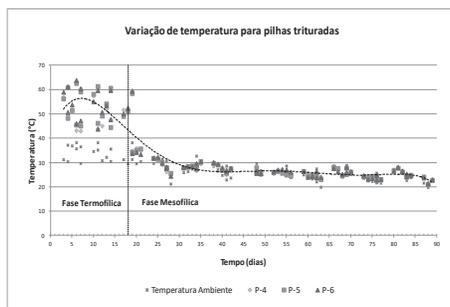


Figura 2: Evolução da temperatura em função do tempo para pilhas trituradas

A umidade inicial, em Tprocesso, de todas as pilhas foi corrigida para 65% e manteve-se constante, entre 60% e 70% até o 11º dia, quando começou a cair gradativamente até ficar abaixo de 50% no 24º dia, quando foi necessário pela primeira vez adicionar água para reestabelecer a umidade desejada. Apesar da temperatura ambiente ter estado elevada, o que facilitaria a perda de água por evaporação e acarretaria em perda acentuada de umidade, esta condição não foi verificada em nenhuma das pilhas. Condições semelhantes foram observadas por Reis, Bidone e Gehling (2000) em leiras com altura de 1,20 m. Os autores atribuíram tal fenômeno a alta umidade do ambiente, que possibilita que o calor produzido nas leiras, inicialmente com altas temperaturas seja perdido em sua maior parte por convecção, isto é, troca de calor com a atmosfera. Brito et al. (2008) atribuíram o fato da umidade não diminuir

durante a compostagem devido a evaporação de água não ter compensado a produção de água resultante do processo de mineralização da matéria orgânica e a diminuição da matéria seca.

Nesta pesquisa, as observações realizadas em campo sugeriram que no decorrer do processo, o vapor de água perdido no processo tendeu a migrar para a superfície junto com o ar quente, onde formou-se uma área de condensação entre a pilha e a sua cobertura confeccionada com resíduos de poda secos que, aparentemente, funcionou como uma barreira diminuindo a perda de água para o ambiente. O fenômeno proporcionou o umedecimento da camada de topo, logo abaixo da cobertura, e a distribuição da água no material da pilha.

Nas semanas subsequentes adicionou-se água uma vez por semana, sempre após o uso do soprador (nos dias 27, 34, 41, 48, 55, 62 e 69 após montagem), de forma a manter a umidade ideal a fase do processo. Nas duas últimas semanas não houve adição de água nas pilhas, de forma a proporcionar a estabilização do material e a umidade natural do processo e assim facilitar o beneficiamento e armazenamento do composto.

Aos 90 dias a umidade ficou abaixo dos 40% para todas as pilhas, sendo que as pilhas trituradas mostraram-se com uma umidade ligeiramente menor que as pilhas não trituradas. A Figura 3 ilustra a variação da umidade nas pilhas montadas com resíduos não triturados e a Figura 4 elucida essa variação nas pilhas montadas com trituração prévia dos resíduos.

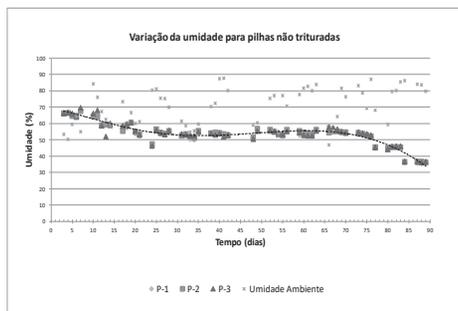


Figura 3: Variação da umidade em função do tempo para pilhas não trituradas

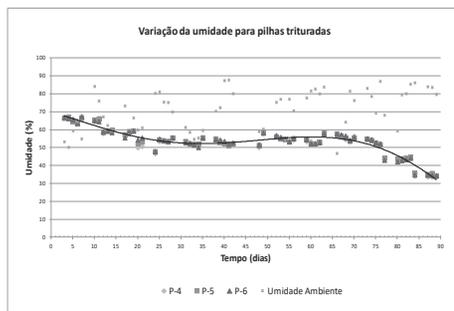


Figura 4: Variação da umidade em função do tempo para pilhas trituradas

Para o parâmetro pH, a variação foi semelhante para todas as pilhas. No início do processo (T0) o pH médio para as pilhas não trituradas foi de 7,1 e de 7,4 para as pilhas trituradas. Em ambos os casos, a variação do pH mostrou tendência a aumentar até o 41º dia após o início do processo, quando atingiu seu valor médio máximo de 8,5 nas pilhas não trituradas e de 7,9 nas pilhas trituradas. Nas semanas subsequentes, para as pilhas não trituradas o pH foi decrescendo discretamente, o qual chegou ao final dos 90 dias com valor médio de 7,6, enquanto que nas pilhas trituradas manteve-se a partir dali praticamente estabilizado, chegando na 13ª semana com valor de 8,1. Os resultados obtidos sugerem uma boa biodegradação dos substratos, já que a matéria orgânica estabilizada tende a apresentar pH levemente básico. A evolução do pH em relação ao tempo das pilhas montadas com resíduos não triturados é apresentada na Figura 5 e a Figura 6 mostra a evolução desse parâmetro nas pilhas montadas com trituração prévia dos resíduos.

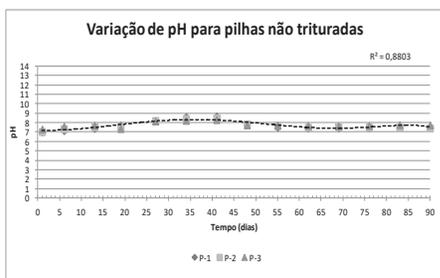


Figura 5: Evolução do pH em função do tempo para pilhas não trituradas

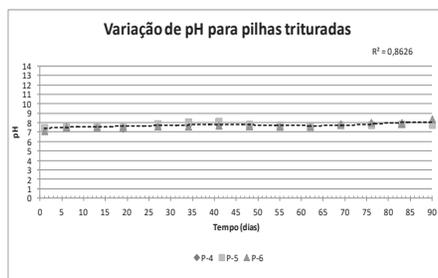


Figura 6: Evolução do pH em função do tempo para pilhas trituradas

Huang et al. (2004), explicaram resultados semelhantes esclarecendo que aumento do pH é induzido pela produção de amônia (NH₃) durante a amonificação do nitrogênio orgânico, sendo esse processo natural e resultado das atividades microbianas e a diminuição do pH na fase posterior de compostagem provocada pela volatilização do nitrogênio amoniacal e como resultado do processo de nitrificação microbiana por bactérias nitrificantes. Ao considerar essa afirmação, o valor do pH está correlacionado ao percentual de nitrogênio amoniacal disponível nas pilhas.

Os resultados referentes ao comportamento do parâmetro carbono orgânico total mostraram-se de acordo com a dinâmica geral relatada pela literatura. Ao final da fase termofílica as pilhas não trituradas apresentaram percentuais médios de redução de carbono orgânico total na faixa de 23% e as pilhas trituradas em torno de 12%. Estes resultados podem ser conferidos na Figura 7 e na Figura 8.

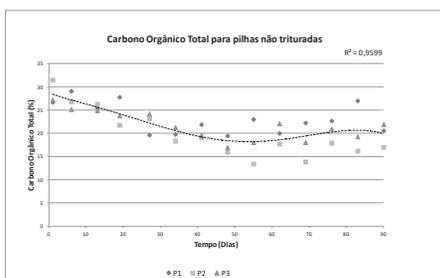


Figura 7: Variação do teor de carbono em função do tempo para pilhas não trituradas

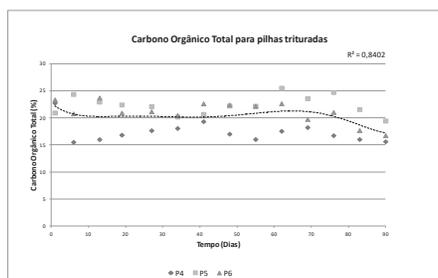


Figura 8: Variação do teor de carbono em função do tempo para pilhas trituradas

O comportamento do carbono nas pilhas em ambos os tratamentos (resíduo triturado e não triturado) diferiu no sentido de que para as pilhas não trituradas, o decréscimo percentual de carbono foi constante até o final do processo, chegando aos 90 dias de compostagem com uma redução média entre as pilhas de aproximadamente 31%. Para as pilhas com resíduos triturados, os percentuais de carbono mostraram tendência de se manter estabilizados até em torno do 62º dia, quando começaram a decrescer, chegando a 90 dias de compostagem com uma redução média de 23%.

Uma explicação plausível refere-se à granulometria dos substratos, que para as pilhas não trituradas pode ter causado uma menor compactação do material, criando condições mais favoráveis, do ponto de vista da porosidade e distribuição de ar, suprimindo assim a necessidade de O₂ para que os microrganismos aeróbios oxidem a matéria orgânica de forma mais

eficiente. Outro fator que pode ter influenciado foi que, no início do processo, relação C:N das pilhas trituradas era maior do que a das pilhas não trituradas. A deficiência inicial de nitrogênio pode ter limitado o desenvolvimento dos microrganismos após o intenso consumo de carbono da fase termofílica, tendo como consequência um processo mais lento.

Em relação à evolução do nitrogênio total em função dos dias de compostagem, as pilhas com resíduos triturados e as pilhas com resíduos não triturados mostraram comportamentos semelhantes, havendo no final do processo, um acréscimo relativo do teor desse parâmetro em relação ao início do processo.

Em média, para ambos os casos, notou-se um incremento gradual no teor de nitrogênio até o 19º dia. Após esse período, estes teores sofreram um pequeno decréscimo que se seguiu até o 55º dia para pilhas com resíduos não triturados e até o 41º dia para as pilhas com resíduos triturados, quando os níveis de nitrogênio voltaram a apresentar tendência a aumentar. Tendência essa que se seguiu até o final do período de 90 dias. O comportamento do nitrogênio total durante a compostagem é apresentado na Figura 9 e na Figura 10.

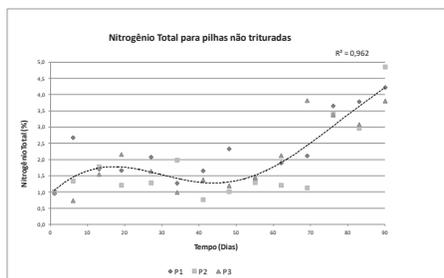


Figura 9: Variação do teor de nitrogênio em função do tempo para pilhas não trituradas

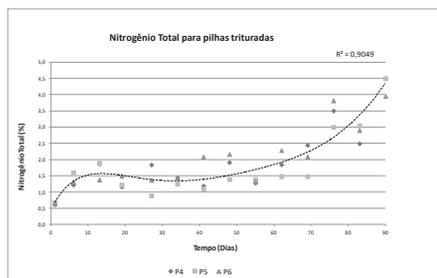


Figura 10: Variação do teor de nitrogênio em função do tempo para pilhas trituradas

O aumento relativo no teor de nitrogênio total na fase inicial do processo já era esperado, uma vez que esse comportamento foi percebido pela maioria dos estudos realizados em compostagem. É consenso entre os autores que esse acréscimo percentual inicial se dá devido ao decréscimo da matéria orgânica, já que a perda desse material de sua oxidação a CO₂ é maior que a perda de nitrogênio relacionada ao seu consumo pelos microrganismos. O ligeiro decréscimo ocorrido coincidiu com o final da fase termofílica e, conseqüentemente, com a fase em que há uma estabilização no consumo de carbono, já que a população termófila se restringe e a atividade biológica global se reduz. Também foi neste período que a umidade começou a apresentar tendência a diminuir, de forma que, vale lembrar que segundo Kiehl (1985), é justamente a presença de umidade que ajuda na retenção da amônia.

Outro fator que pode explicar o percentual menor de nitrogênio nesta fase, foi que neste período houve o aumento de pH, que apesar de ser induzido pela própria produção de amônia durante a amonificação do nitrogênio orgânico, pode ter facilitado a volatilização da amônia. O fenômeno ocorre porque em condições de pH mais elevado, ocorre maior predominância de N na forma NH₃, a qual é volátil e em condições de pH menor, prevalece a forma NH₄⁺. Resultados semelhantes foram observados por Richart et al. (2014) ao realizar um estudo cujo o objetivo foi avaliar as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia em diferentes condições de pH.

Após este período, as pilhas não trituradas tiveram acréscimo gradativo de nitrogênio, as quais chegaram a um percentual médio de 4,30% ao fim dos 90 dias. Nas pilhas trituradas o

acrescimento de nitrogênio se deu de forma discreta e somente nas semanas compreendidas entre o 62° e o 76° dia foi que começou a ser mais expressiva, passando de 1,87% para 3,44%, completando seu ciclo de 90 dias com uma média 4,48% .

Ao final do processo os percentuais de nitrogênio obtidos mostraram-se em faixas superiores aos da maioria dos autores, dentre eles Buttenbender e Miller (2005) e Brito (2008). Um fator que pode ter contribuído para esta condição foi o fato deste estudo ter sido realizado em uma área coberta, onde evitou-se a precipitação direta sobre as pilhas e, conseqüentemente, a lixiviação não só do nitrogênio como de outros nutrientes.

Outra hipótese consiste no método analítico empregado neste estudo, que contrasta com o método mais utilizado por outros autores para determinação de nitrogênio, que é o método Kjeldahl. O método Kjeldahl possui a limitação de não medir os teores de nitrito e nitrato. Devido a essa restrição Brito (2008) esclareceu que em sua pesquisa, após o término da fase termofílica e até o final do processo, notou-se queda dos teores de nitrogênio associada justamente ao crescimento de microrganismos nitrificantes, que transformaram o nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato, os quais não foram medidos em seu estudo.

Para a relação C:N., todas as pilhas tiveram comportamento padrão, apresentando decrescimento da relação C:N ao final dos 90 dias de compostagem. Estas tendências podem ser observadas na Figura 11 e na Figura 12.

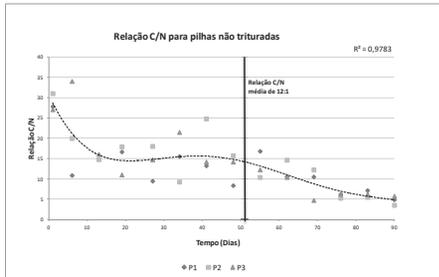


Figura 11: Evolução da relação C:N em função do tempo para pilhas não trituradas

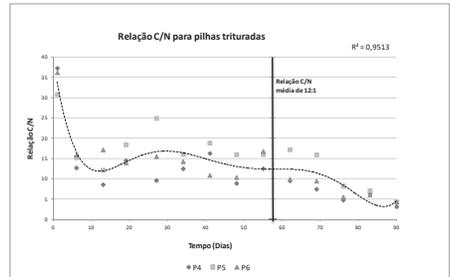


Figura 12: Evolução da relação C:N em função do tempo para pilhas trituradas

Tanto as pilhas trituradas como aquelas não trituradas apresentaram comportamento padrão no início do processo, com queda linear da relação C:N até o final da fase termofílica e aumento desta relação após esta fase, motivadas pelo decrescimento no teor de nitrogênio. Após este aumento, as pilhas não trituradas voltaram a apresentar comportamento linear, com a relação C:N decrescendo em função do tempo até o final do processo. Para as pilhas trituradas os resultados sugerem uma mudança de comportamento a partir deste estágio, já que tanto os níveis de carbono, como os níveis de nitrogênio variaram de forma discreta. Somente a partir do 62° dia é que a relação C:N decresceu de forma mais acentuada, já que foi a partir daí que as pilhas tiveram maiores perdas nos níveis de carbono e também os maiores incrementos dos níveis de nitrogênio.

Apesar do comportamento diferenciado entre os tratamentos, ambos atingiram a relação C:N de 12:1, indicativa da maturidade do composto, em períodos semelhantes, sendo que nas pilhas não trituradas isto ocorreu na semana compreendida entre o 55° e 62° dia e nas pilhas trituradas, no intervalo entre o 62° e o 69° dia. A excessão foi a pilha P-5, que teve sua maturação verificada apenas na análise realizada após coleta do 76° de compostagem. Apesar da aparente maturação dos compostos, confirmadas pela relação C:N desejada, optou-se por seguir o processo até aos 90 dias, conforme planejado no início do experimento.

Brito (2008) ao trabalhar com 70% de resíduos orgânicos e 30% de resíduos de poda, mesmas proporções desta pesquisa e também com pilhas de pequenos volumes, atingiu a maturidade do seu composto em 75 dias.

5.3.3 CARACTERIZAÇÃO DO PRODUTO FINAL (T_{final}):

Acredita-se que os ensaios efetuados neste estágio são os que retratam de forma mais fiel a real condição da massa em compostagem, já que são realizados na parcela pós peneiramento. Caso o processo tivesse como objetivo fins comerciais, esta seria a parcela do composto comercializada. A caracterização do produto final está demonstrada no

Quadro 5.

Quadro 5: Caracterização Química do produto final

PILHA	CARBONO ORGÂNICO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	NITROGÊNIO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	RELAÇÃO C:N	MÉDIA	DP	CV (%)
P-1	19,7	19,3	0,6	3	3,4	3,5	0,5	15	6:1	5,7	0,6	10
P-2	18,7				3,1				6:1			
P-3	19,6				4,1				5:1			
P-4	15,7	17,4	1,7	10	4,6	3,8	0,8	20	3:1	4,7	1,5	33
P-5	19,0				3,1				6:1			
P-6	17,6				3,6				5:1			
PILHA	FÓSFORO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	POTÁSSIO TOTAL (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	pH	MÉDIA	DP	CV (%)
P-1	0,2	0,3	0,1	22	0,5	0,5	0,1	12	7,3	7,5	0,3	3
P-2	0,3				0,4				7,8			
P-3	0,3				0,5				7,5			
P-4	0,2	0,3	0,1	33	0,4	0,4	0,1	13	8,0	8,4	0,5	5
P-5	0,4				0,5				8,3			
P-6	0,3				0,4				8,9			
PILHA	UMIDADE (%)	MÉDIA	DP	CV (%)	CTC (cmol/kg)	MÉDIA	DP	CV (%)	RELAÇÃO CTC/C	MÉDIA	DP	CV (%)
P-1	20,9	22,4	1,3	6%	23,5	32,2	8,2	25	1,2	1,7	0,5	27
P-2	23,0				39,7				2,1			
P-3	23,3				33,3				1,7			
P-4	16,4	16,5	0,3	2%	28,3	27,1	1,2	4	1,8	1,6	0,2	13
P-5	16,9				27,0				1,4			
P-6	16,3				26,0				1,5			
PILHA	COLIFORMES TERMOTOLERANTES (NMP/g)	MÉDIA	DP	CV (%)	OVOS DE HELMINTOS (Unidade/4g)							
P-1	9,58E+04	1,11E+05	2,16E+04	19%	<1,00							
P-2	1,36E+05				<1,00							
P-3	1,02E+05				<1,00							
P-4	7,98E+04	9,23E+04	1,50E+04	16%	<1,00							
P-5	8,81E+04				<1,00							
P-6	1,09E+05				<1,00							

Legenda: DP: Desvio Padrão, CV: Coeficiente de Variação

Quanto à umidade, todos os produtos finais ficaram dentro dos limites fixados pela Instrução Normativa nº 25 do MAPA, sendo que os produtos resultantes das pilhas não trituradas possuíam umidade superior, média de 22,4%, frente a média de 16,5% das pilhas trituradas. A granulometria dos resíduos pode ter facilitado à difusão de O₂ de maneira mais homogênea nas pilhas não trituradas.

As médias de pH e carbono orgânico total não apresentaram variação quando comparado o resultado obtido na amostragem realizada nas pilhas aos 90 dias de compostagem com as obtidas no produto final. Pequenas variações podem ser creditadas à amostragem ou a condução do processo analítico. Massukado (2008) e Ayed et al. (2007) são autores que obtiveram resultados semelhantes trabalhando com compostagem de RSD.

As médias de nitrogênio total apresentaram-se em Tfinal superiores aos 90 dias de compostagem e, conseqüentemente, a relação C:N diminuiu. É razoável admitir que tal incremento esteja ligado a redução do substrato analisado, que neste caso foi referente à amostra do produto final e não a amostragem das pilhas como um todo, desta forma, o nitrogênio passa a ser percentualmente mais representativo.

Ao comparar os teores de fósforo e potássio de T0 com Tfinal não foi notado variação nos mesmos, logo, sugere-se que não houve perda destes nutrientes ao longo do processo. Também não foi percebida variação significativa entre os tratamentos. O fato das pilhas terem sido montadas em área coberta fez com que estas não sofressem ação da chuva, o que evitou a lixiviação destes elementos. Além disso, caso tenham ocorrido perdas, estas podem ter sido compensadas pela redução da amostra, que neste caso, foi referente ao produto final e não a amostragem das pilhas como um todo. Os teores de fósforo e potássio foram condizentes aos obtidos por Veras e Povinelli (2004), que trabalharam com RSU e Brito (2008) com compostagem de RSU em pequena escala.

Nesta pesquisa, os valores de CTC ficaram abaixo do recomendado pela literatura para todas as pilhas e semelhantes aos resultados de Massukado (2008). Apesar disto, a CTC/C média obteve resultados satisfatórios de 1,7 para pilhas não trituradas, onde P-1 apresentou CTC/C inferior ao recomendado. Para as pilhas trituradas a CTC/C média de 1,6 ficou próxima à desejada. Estes resultados explicam a coloração levemente mais escura dos produtos gerados por P-2 e P-3. A CTC inferior àquela tida como recomendável não inviabiliza o uso do composto, já que, segundo Paiva (2008) apud Matos (2004) em países de clima tropical, como o Brasil, os valores de CTC comumente encontrados em solos estão na faixa de 3 a 15 cmolc/kg e, portanto, inferiores a CTC dos compostos.

Em todas as pilhas, para pH, carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C:N, obtiveram-se resultados dentro das faixas estabelecidas pela Instrução Normativa nº 25 do MAPA. Os parâmetros fósforo, potássio, CTC e CTC/C não possuem limites fixados nessa normativa.

Ao analisar os resultados obtidos nas análises microbiológicas, percebeu-se que o processo foi eficiente em relação a sanitização do composto para o parâmetro ovos de helmintos, já para o parâmetro coliformes termotolerantes os resultados em todas as pilhas ficaram acima dos limites estabelecidos pela Instrução Normativa nº 27 do MAPA. Apesar da temperatura ter atingido os valores preconizados na literatura, esta não foi suficiente para eliminação dos coliformes termotolerantes. Vale ponderar que os altos valores de temperatura podem não ter sido atingidos em toda a dimensão das pilhas, levando a uma distribuição desigual de temperatura que não teria promovido a descontaminação biológica em alguns pontos. Outro ponto a considerar é que os índices de coliformes termotolerantes podem ter sofrido uma redução durante a fase termofílica, porém ocorrido o ressurgimento destes até final do processo, o que sugere recontaminação. A recontaminação pode ter sido resultante do fato de que as pilhas ficaram dispostas em área onde não restringiu-se o acesso de animais, tendo, inclusive sido percebida a presença de cães e aves em diversas ocasiões. Outro ponto a considerar foi que não houve nenhum procedimento diferenciado para desmonte das pilhas, pesagem, peneiramento ou estoque do material, já que nenhuma destas etapas foi realizada

utilizando materiais esterilizados. Heck et al. (2012) e Reis (2005) também usaram estes argumentos para justificar resultados semelhantes em suas pesquisas.

De qualquer forma, ressalta-se que após aplicação do composto no solo, os contaminantes biológicos têm a tendência ser reduzidos. Reis (2005) ao avaliar a pesquisa de Escosteguy et al. (1993) percebeu que nesse estudo os organismos coliformes termotolerantes observados no composto foram reduzidos, aproximadamente, em duzentas vezes após a aplicação desse material ao solo.

CONCLUSÕES

Em todas as pilhas, ao final do processo, a matéria orgânica mostrou-se com características físicas que indicam estabilização do processo, tais como, cor escura, odor semelhante ao de terra e umidade inferior a 50%;

Em todos os casos houve consumo de carbono. Em T0 as pilhas NT possuíam uma concentração média de 28,5% de carbono e as pilhas Tr 22,35, já em Tfinal essas concentrações foram reduzidas para 19,3% e 17,4% respectivamente.

O incremento de nitrogênio também ocorreu em todos os casos. Em T0 as concentrações médias foram de 1,0% para pilhas NT e 0,6% para pilhas Tr, enquanto que em Tfinal essas concentrações foram elevadas para 3,5% e 3,8% respectivamente.

Consequentemente, a relação C:N foi reduzida. Para pilhas NT a variação foi de 28,5:1 em T0 para 5,7:1 em Tfinal e para pilhas Tr foi de 35,6:1 em T0 para 4,7:1 em Tfinal. Esses resultados sugerem maturação dos compostos.

O pH ficou levemente básico (média de 7,5 para pilhas NT e 8,4 para pilhas Tr), o que sugere boa biodegradação dos substratos.

Quimicamente, todas as pilhas geraram produtos em conformidade com a Normativa nº 25 do MAPA, o que viabilizaria sua utilização agrônômica.

REFERÊNCIAS

AYED, Layla Ben *et al.* Microbial C and N dynamics during composting process of urban solid waste. **Waste Management**, New York, v. 25, n. 1, p. 24-29, 2007.

BARREIRA, Luciana Pranzetti; PHILIPPI JUNIOR, Arlindo; RODRIGUES, Mario Sergio. Usinas de Compostagem do Estado de São Paulo: Qualidade dos compostos e processos de produção. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, São Paulo, v. 2, n. 4, p. 385-393, 2006.

BLUNDI, Carlos Eduardo; CAMPOS, André Luís de Oliva. Monitoramento de leira de compostagem de Resíduos Sólidos através de parâmetros específicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro, RJ. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil20/iii-076.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo. Instrução normativa nº 27, de junho de 2006. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 09 jun. 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa n° 28, de julho de 2007. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 27 jul. 2007.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Compostagem familiar**. 2009a. Disponível em: <<http://www.administracao.mp.pr.gov.br/arquivos/File/ManualFUNASA.pdf>>. Acesso em: 14 fev. 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa n° 25, de julho de 2009. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 23 jul. 2009b.

BRITO, Luis Miguel et al. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira de ciências do solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 1958-1968, 2008.

BÜTTENBENDER, Sandro Edésio; MILLER, Paul Richard Momsen. Avaliação da compostagem da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos provenientes da coleta seletiva realizada no município de Angelina/SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande, MS. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-004.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2013.

COELHO, Wilma Maria; CARVALHO, Eraldo Henriques de; ARAÚJO, José Luis de Barros. Avaliação de metodologias para detecção de ovos de helmintos no lodo e determinação do percentual de recuperação. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, XXVIII., 2002, Cancún, México. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/II-317.pdf>>. Acesso em: 04 abr. 2013.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 1999.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da; TRENNEPOHL, Felipe Gustavo. Duração da fase termófila na compostagem do lodo de esgoto e resíduos vegetais em função de três diferentes tecnologias. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, Argentina, v. 2, n. 1, p. 76-83, 2009.

GABIATTI, Naiana Cristine. et al. Diagnóstico dos Sistemas de Tratamento Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Rio Grande Do Sul, Impacto na Emissão de Gases de Efeito Estufa e Alternativas de Mitigação. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 58., 2006, Florianópolis, SC. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <<http://www.sbpnet.org.br/livro/58ra>>. Acesso em: 30 jan. 2013.

HECK, Karina et al. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 54-59, 2012.

HUANG, G.F et al., Effect of C:N on composting of pig manure with sawdust. **Waste Management**, New York, v. 24, n. 1, p. 805-813, 2004.

KIEHL, Edmar José. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985.

MASSUKADO, Luciana Miyoko. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. 2008. 182 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) -- Programa de Pós-Graduação Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, SP, 2008.

MONTEIRO, José Henrique Penido; ZVEIBIL, Victor Zular (Coord.). **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

PAIVA, Ed Carlo Rosa. **Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e leiras estáticas aeradas**. 2008. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

PEREIRA, Rafaela Alves. **Compostagem em pequena escala e uso do composto como substrato na germinação de sementes de tomate (*Lycopersicum esculentum*)**. 2013. 56 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Agroindustriais) -- Programa de Pós-Graduação em Sistemas Agroindustriais, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, PB, 2013.

REIS, Mariza Fernanda Power; BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; GEHLING, Gino Roberto. Efeitos escala e clima no processo de compostagem em região subtropical. In: CONGRESOINTERAMERICANODE INGENIERÍASANITARIA Y AMBIENTAL, XXVII., 2000, Porto Alegre, Brasil. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/resisoli/iii-071.pdf>>. Acesso em: 05 nov. 2014.

REIS, Mariza Fernanda Power. **Avaliação do Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005. 239f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) -- Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. UFRGS, Porto Alegre, RS, 2005.

REMPEL, Neuri. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina**. 2014. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS, 2014.

RICHART, Alfredo et al. Perdas de amônia por volatilização em função do manejo da cama de frango em latossolo vermelho. In: R E UNIÃO PARANAENSE DE CIÊNCIA DO SOLO, III, 2014, Londrina, PR. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <<http://revistas.utfpr.edu.br/pb/SysScy/article/view/1647>>. Acesso em: 06 nov. 2014.

SOARES, América Maria Eleuthério et al.. Perfil longitudinal de *Escherichia Coli* e ovos de helmintos em um sistema reator UASB/lagoa de polimento com chicanas. In: CONGRESOINTERAMERICANODE INGENIERÍASANITARIA Y AMBIENTAL, XXVII., 2000, Porto Alegre, Brasil. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-106.pdf>>. Acesso em: 04 abr. 2013.

VERAS, Luciana Rodrigues Valadares; POVINELLI, Jurandyr. A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, São Paulo, v. 9, n. 3, p. 218-224, 2004.

ZERBINI, Adriana Molina; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; VIANA, Evelin Márcia. Estudo da remoção de ovos de helmintos e indicadores bacterianos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos por reator anaeróbio e aplicação superficial no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro, RJ. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: < <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsaidis/brasil20/i-159.pdf> >. Acesso em: 12 jan. 2013

6 VIABILIDADE DO USO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA AGRICULTURA COMO COMPOSTO MEDIANTE AGREGAÇÃO DE VALOR: CASO DE BELO HORIZONTE (MG) *(MURILO REZENDE ZAPAROLI, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS)*

RESUMO: A gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos representa atualmente um dos grandes desafios dos gestores públicos. Destes, devido suas características e volume elevado, os resíduos orgânicos demandam maior atenção. Buscou-se neste trabalho analisar possibilidades de aplicação na agricultura dos compostos orgânicos produzidos a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) como alternativa para gestão e destinação adequada deste resíduo, com a possibilidade de agregar valor como forma de suprir a demanda nutricional de culturas agrícolas, e alcançar a complementação ou até mesmo a substituição de fertilizantes convencionais (químicos e minerais). Para avaliar a possibilidade de uso destes compostos orgânicos em atendimento às demandas dos macronutrientes primários (N P K), em vista da geração municipal de RSU e viabilidade econômica da substituição de fertilizantes convencionais por compostos orgânicos na agricultura, foram utilizados dados de geração de RSU em dois municípios mineiros, e características de composto orgânico produzido em Belo Horizonte (MG). As análises realizadas demonstram que é possível produzir compostos orgânicos que atendem às especificações técnicas, com qualidade, prontos para utilização na produção agrícola, em manutenção de áreas verdes e recuperação de áreas degradadas. Em análise realizada para produção de milho em dois municípios do estado de Minas Gerais, a utilização de composto orgânico produzido a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em substituição, ou complementação, aos fertilizantes convencionais, apresentou-se ainda economicamente competitivo. A avaliação sobre a quantidade de nutrientes fornecida pelo composto orgânico apresentou economia de 2,3 a 22% em comparação com a utilização de fertilizantes convencionais simples. Para recomendação de adubação da cultura de milho para os municípios avaliados, o uso de fertilizante organomineral (mistura de adubos orgânicos e minerais) apresentou custo 5% superior à adubação convencional com o uso de fertilizantes convencionais formulados, sendo esta diferença considerada baixa em vista das vantagens obtidas pela adubação orgânica além do suprimento dos macronutrientes analisados.

Palavras-chave: gestão de resíduos orgânicos, valorização, compostagem

6.1 INTRODUÇÃO

A geração de resíduos sólidos(RS) no Brasil e no mundo aumenta a cada dia, tanto em relação à quantidade gerada por indivíduo quanto aos totais gerados – e a diversidade de materiais que são consumidos e descartados -, e a gestão adequada dos RS urbanos representa um dos grandes desafios dos gestores públicos, principalmente dos gestores municipais.

Resíduos orgânicos constituem grande parcela dos RS urbanos, sendo gerados em domicílios, indústrias, vias públicas e comércio em geral.Sabe-se que a maior parte destes resíduos é destinada para aterros sanitários ou controlados e lixões, o que causa significativos impactos ambientais, como a contaminação do solo e do subsolo, das águas e do ar, e sociais, afetando diretamente a população alocada nas proximidades das áreas de disposição dos RS, e

indiretamente, toda a população. A questão é mais preocupante quando a gestão desconsidera os princípios de não geração, de minimização e de reciclagem, e a disposição destes resíduos não é realizada em locais com o devido preparo para redução destes impactos ambientais e sociais.

Dentre outras leis federais, a Lei 12.305 (de agosto de 2010) que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos proíbe em seu Artigo 47, como formas de destinação ou de disposição final de RS, o lançamento em praias, no mar ou em quaisquer corpos hídricos; o lançamento *in natura* a céu aberto; a queima a céu aberto ou em recipientes, instalações e equipamentos não licenciados para essa finalidade (BRASIL, 2010).

É importante mencionar que o aterramento de RS tem se tornado uma atividade cada dia mais cara e complexa, devido a fatores como a falta de grandes áreas próximas aos centros urbanos (geradores de resíduos) para alocação de aterros – o que encarece a logística do processo –, o aumento de custos com maquinários e veículos de transporte dos resíduos, a necessidade de implantação de infraestruturas para redução dos riscos de contaminação ambiental e de custos com tratamento das áreas afetadas.

Há ainda a questão da aversão da população pela implantação de unidades de manejo ou de tratamento de RS próximas às suas residências e propriedades, conhecida internacionalmente como “NIMBY” (*Not In My Back Yard*, “não no meu quintal”, numa tradução livre), expressão que demonstra a rejeição da população em se ter infraestruturas indesejáveis nas suas proximidades, como as unidades de destinação de RS. Lee (1994) esclarece que a NIMBY se justifica por motivos como a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, a emissão de gases tóxicos, os problemas com vetores de doenças, tais como ratos e insetos, os depósitos ilegais de resíduos nas proximidades e a desvalorização das áreas próximas, dentre outros. Estes fatores dificultam a alocação de unidades para disposição de RS, principalmente nas proximidades das cidades, o que força que tal disposição seja realizada cada vez mais longe dos locais de sua maior geração, aumentando significativamente os custos com transporte.

Busca-se neste capítulo analisar possibilidades de aplicação, na agricultura, dos compostos orgânicos produzidos a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos como alternativa para gestão e destinação adequada destes resíduos, com a possibilidade de agregar valor como forma de suprir a demanda nutricional de culturas agrícolas, e alcançar a complementação ou até mesmo a substituição de fertilizantes químicos e minerais.

Ademais, quer-se avaliar a possibilidade de uso de compostos orgânicos, produzidos a partir da fração orgânica dos RS urbanos, como fertilizante agrícola, em atendimento às demandas dos macronutrientes N, P e K; estudar a capacidade de produção de compostos orgânicos, em vista da geração municipal de RS urbanos, para possível uso destes compostos no próprio município de geração; e analisar a viabilidade econômica da substituição de fertilizantes minerais por compostos orgânicos na agricultura.

6.2 DISCUSSÃO

Para este trabalho foi realizada revisão de literatura buscando informações sobre gestão de resíduos orgânicos, vantagens e desafios para aplicação destes como insumo agrícola, qualidade exigida segundo a legislação vigente e análise de qualidade de compostos orgânicos. Foram visitadas três unidades de processamento de resíduos orgânicos na região metropolitana de Belo Horizonte (MG), onde foi possível identificar diferentes formas de processamento dos resíduos orgânicos para produção do composto, assim como diferentes insumos (matéria prima) e equipamentos.

Para estimar a capacidade produtiva de composto, em vista da geração municipal de RS urbanos, foram levantados dados de geração de resíduos orgânicos e estimada a produção de compostos orgânicos a partir destes resíduos. Foram utilizados dados de dois municípios do estado de Minas Gerais (Mateus Leme e Passos), estimando-se o potencial de produção para possível uso do composto orgânico no próprio município de geração. A definição destes municípios foi dada pelo interesse de uso de compostos orgânicos nestas regiões pela proximidade de contatos locais dos autores.

Como forma de avaliar a possibilidade de uso do composto orgânico na agricultura, buscou-se analisar comparativamente o uso deste com o uso de fertilizantes convencionais (adubos químicos e minerais), onde se avaliaram brevemente as variáveis de custos e benefícios para a produção agrícola, utilizando-se de fertilizantes convencionais com valores apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Dados sobre os adubos pesquisados

Cidades (em MG)	Formulação (NPK)	Custo* (R\$)	Peso (KG)
Belo Horizonte	4-14-8	55,50	50
	8-28-16	83,00	50
	30-0-20	70,80	50
	20-0-20	64,00	50
Contagem	4-14-8	40,00	25
	8-28-16	50,00	25
	20-0-20	45,00	25
	20-5-20	48,00	25
Igarapé	4-14-8	53,00	50
	4-14-18	66,00	50
	8-28-16	86,00	50
	30-0-20	99,00	50
	20-0-20	67,00	50
Pará de Minas	4-14-8	55,00	50
	8-28-16	83,00	50
	30-0-20	67,00	50
	20-0-20	70,00	50
Passos	30-0-10	62,50	50
	4-24-12	70,50	50
	4-14-8	70	50
	8-28-16	85	50
	30-0-20	85	50

*Preços para out/2016

Foram utilizados para avaliação do uso do composto orgânico na agricultura dados qualitativos do composto orgânico produzido pela SLU/BH, que contava com os dados de concentração dos macronutrientes primários (N, P e K).

Diversas alternativas podem ser utilizadas para melhorar a gestão dos RS orgânicos, sendo a compostagem uma alternativa muito disseminada, inclusive em nível caseiro. Porém, algumas questões como má qualidade de compostos orgânicos gerados a partir da fração orgânica dos RS urbanos colocaram e ainda colocam dúvidas sobre esta alternativa. A compostagem é um processo, dirigido e controlado pelo homem, de transformação de RS orgânicos em fertilizante, ou composto condicionador de solo, processo este que transforma problemas em soluções, pois resíduos sem praticamente nenhum valor, tais como aparas de gramas, restos de culturas, folhas secas, capins, restos de alimentos e a fração orgânica dos RS urbanos, são transformados em produto de grande valor agrícola, econômico e ambiental (MEERT *et al.*, 2011).

Monteiro (2001) lembra que existem no lixo microrganismos patogênicos, como salmonelas e estreptococos. Esses microrganismos são eliminados pelo calor gerado no próprio processo biológico de compostagem, porque não sobrevivem a temperaturas acima de 55°C por mais de 24 horas. É importante que este processo seja acompanhado criteriosamente, não somente para realizar a adequada decomposição e a maturação do composto, mas também para garantir a eliminação de elementos indesejáveis ao seu uso posterior, tais como os organismos patogênicos citados e propágulos de plantas daninhas.

Barros (2012) cita que, sob o ponto de vista comercial e/ou industrial, há vantagens e desvantagens de se adotar a compostagem como método de tratamento de RS orgânicos. Como é o mercado que determina a aceitação do produto, tal técnica deve ser considerada dentro de um contexto econômico ou de uma política mais abrangente de gestão dos RS. O Quadro 1, apresentado por Barros (2012), cita vantagens e desvantagens relativas à aplicabilidade da compostagem.

Quadro 1 - Aplicabilidade da compostagem: vantagens e desvantagens

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> - representa uma prática de reciclagem, cujos princípios podem ser estendidos a outras atividades socioeconômico-culturais; - possibilita a recuperação e reutilização de matéria-prima, diminuindo a quantidade de resíduos a serem aterrados e o volume de chorume e de metano produzidos nos aterros; - propicia a recuperação de solos exauridos; - permite uma significativa economia de energia, quando comparado aos tratamentos possíveis; - os rejeitos do processo podem ser dispostos sem problemas em aterros sanitários; - a usina de compostagem idealmente não polui nem contamina a vizinhança; - não necessita de mão de obra muito especializada; - representa oportunidade de geração de emprego e renda, - pode diminuir a necessidade de transporte de resíduos. 	<ul style="list-style-type: none"> - é um método de tratamento parcial (somente da matéria orgânica), com alguma flexibilidade para absorver grandes variações na produção de RS; - exige controle operacional eficaz, para que não surjam problemas na manutenção do composto, e portanto, na sua qualidade; - necessita de triagem eficiente de materiais indesejáveis, evitando contaminação do composto, - pode haver flutuação sensível no mercado consumidor do composto.

Fonte: Barros (2012)

A compostagem apresenta ainda algumas vantagens adicionais, que são citadas por Matos (2005):

- aproveitamento agrícola de macro e micronutrientes presentes nos materiais residuais;
- eliminação de efeitos alelopáticos e de sementes vivas de plantas daninhas, no caso de uso de resíduos vegetais;
- eliminação de agentes patogênicos, no caso de uso de excretas de humanos ou animais;
- elevação do pH de solos ácidos;
- melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo;
- minimização de riscos de poluição de águas superficiais e subterrâneas.

Em seus estudos, Matos (2005) lembra que o composto orgânico produzido é um adubo orgânico e deve ser tratado como fertilizante, sendo necessário seguir critérios agrônômicos para sua aplicação no solo, baseados nas características químicas do solo e nos requerimentos da cultura que se pretende adubar. Os compostos orgânicos podem ser aplicados na produção agrícola (culturas anuais e perenes), em áreas de reflorestamento, parques e jardins e recuperação de áreas degradadas (por mineração, aterros sanitários, entre outros), além de poder ser utilizado como prática edáfica em áreas com problemas de erosão.

A Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG, 1999), em pesquisa específica sobre adubação orgânica, apresenta as vantagens do uso da adubação orgânica para o solo, diferenciadas em “efeitos condicionadores”, “efeitos sobre os nutrientes” e “efeitos sobre os microrganismos do solo”, conforme detalhados a seguir:

- efeitos condicionadores
 - eleva a capacidade de troca de cátions, notadamente nos solos altamente intemperizados ou arenosos;
 - contribui para a maior agregação das partículas do solo, reduzindo a susceptibilidade à erosão;
 - reduz a plasticidade e a coesão do solo, favorecendo as operações de preparo;
 - aumenta capacidade de retenção de água;
 - concorre para maior estabilidade da temperatura do solo.
- efeitos sobre os nutrientes
 - aumenta a disponibilidade de nutrientes por meio de processos de mineralização;
 - contribui para a diminuição da fixação do fósforo no solo;
 - os ácidos orgânicos, resultantes da decomposição da matéria orgânica, aceleram a solubilização de minerais do solo, aumentando a disponibilidade de nutrientes para as plantas.
- efeitos sobre os microrganismos do solo
 - apresenta-se como principal fonte de nutrientes e energia para os microrganismos do solo.

A matéria orgânica melhora as propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo, que irão influenciar de forma direta ou indireta na fertilidade do solo (MALAVOLTA, 2006).

Em se tratando da matéria orgânica do solo, a Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2007) apresenta outra importante vantagem da matéria orgânica para o solo: trata-se do “poder tampão” que a matéria orgânica exerce no solo. A correção da acidez em solos é uma prática necessária e frequente, principalmente no cerrado brasileiro, com gastos significativos na aplicação de calcário, principal insumo utilizado na agricultura para tal correção. Em vista da ação tamponante da matéria orgânica no solo, pode-se reduzir a necessidade de aplicação de calcário em áreas com aplicação de compostos orgânicos, reduzindo operações agrícolas e custos de produção.

Em vista desta série de vantagens ao solo, pode-se supor que os efeitos condicionadores de solo proporcionados pela adubação orgânica podem ser mais relevantes do que o próprio fornecimento de nutrientes relacionado a esta prática.

A Tabela 2 apresenta uma aproximação da taxa de conversão dos nutrientes, Nitrogênio (N), Fósforo (P_2O_5) e Potássio (K_2O), da forma orgânica para a forma mineral ao longo dos anos. Estes dados ajudam a estimar a liberação de nutrientes decorrente do uso de adubos orgânicos, desde que as condições para o processo de mineralização sejam favoráveis. Desta forma, é possível prever aproximadamente quando os nutrientes estarão disponíveis, possibilitando o planejamento de outras aplicações durante o ciclo da cultura ou para culturas subsequentes.

Tabela 2 - Percentagens de conversão dos nutrientes aplicados via adubos orgânicos para a forma mineral

Nutrientes	Tempo de conversão (ano)		
	1°	2°	3°
N	50%	20%	30%
P_2O_5	60%	20%	20%
K_2O	100%	0%	0%

Fonte: Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em MG (1999)

A “liberação gradual” de nutrientes pelos compostos orgânicos é uma vantagem da utilização de fertilizantes orgânicos, realizando papel importante no parcelamento da disponibilização de nutrientes às plantas, semelhante ao que se propõe às atividades de adubações de cobertura. A adubação de cobertura é normalmente realizada para disponibilizar às plantas os nutrientes necessários em cada fase de desenvolvimento da cultura. Se aplicados diretamente junto com a adubação de plantio, os nutrientes da adubação de cobertura dos fertilizantes convencionais se perdem com facilidade, sendo necessário o parcelamento ao longo do desenvolvimento da cultura. Neste sentido a adubação orgânica pode possibilitar a redução do parcelamento da adubação de cobertura.

A capacidade de troca de cátions do fertilizante orgânico é diretamente proporcional à quantidade de substância coloidal húmica nele existente; portanto, quanto mais curada ou decomposta estiver a matéria orgânica, maior a quantidade de húmus e maior a capacidade de troca catiônica do fertilizante. O valor agrícola de um fertilizante orgânico pode ser estimado por vários fatores, dentre eles a capacidade de reter nutrientes, protegendo-os da lavagem pela água das chuvas (SLU, 2013).

Quando a compostagem é bem realizada, obedecendo aos parâmetros que regem a decomposição, o composto é livre de odor, possui coloração e odor característicos e tem seu manuseio, estocagem e transporte muito facilitados. O composto cru não possui essas qualidades e pode se tornar tóxico para as plantas. Apesar de ser um excelente condicionador

de solo, conforme citado anteriormente, para haver a possibilidade de substituição, mesmo que parcialmente, dos fertilizantes minerais por compostos orgânicos, é necessário que o composto apresente quantidades mínimas de alguns nutrientes, principalmente do nitrogênio, fósforo e potássio, denominados macronutrientes primários (BARREIRA, 2004).

Fernandes *et al.* (2013) avaliaram no município de Araxá (MG) a viabilidade técnica de reduzir os níveis de N, P, K e S da adubação mineral exclusiva do cafeeiro com a aplicação anual do esterco de galinha, como adubação orgânica em doses crescentes (2,5; 5,0; 10,0 e 20,0 t.ha⁻¹), acrescidas à adubação mineral reduzida proporcionalmente às quantidades desses nutrientes contidos no esterco de galinha, desde o plantio no sulco até a terceira safra em cobertura, período considerado como formação da lavoura de café. Nestes testes, os tratamentos com adubação orgânica utilizando esterco de galinha apresentaram valores de produção de 9 a 18% superiores àqueles com adubação mineral, concluindo que é viável a utilização de esterco de galinha como fonte de N, P, K e S na redução desses nutrientes na adubação mineral exclusiva do cafeeiro.

Segundo Barros *et al.* (2001), em conclusão às análises apresentadas por ele em estudo sobre as “doses e modos de aplicação de palha de café e esterco de gado associado ao adubo químico, na formação e produção do cafeeiro”, pode-se afirmar que, além da possibilidade de se reduzir o adubo químico, pelo fornecimento parcial de nutrientes, a adubação orgânica melhora a estrutura do solo, criando assim condições edáficas mais favoráveis à microbiota do solo e aumentando a capacidade de retenção de água do solo.

Barros *et al.* (2001), ao avaliar doses e modos de aplicação, concluiu que a adubação em cobertura, em geral, foi melhor que a adubação enterrada (48,49 contra 41,83 sacas/ha), sendo esse efeito mais pronunciado nas doses de 2,0 e 4,0 kg de palha de café seca por cova devido principalmente a três fatores: 1) imobilização temporária de nitrogênio - como essas adubações foram feitas em novembro, ela deixou pouco disponível este elemento numa época crítica de absorção de adubo pelo cafeeiro; 2) aumento significativo da temperatura durante o processo de decomposição de grande volume de palha seca - decorrente das reações exotérmicas que caracterizam este processo; e 3) pelo fato de o modo de adubação enterrado localizar os adubos em sulcos.

Esta afirmação reforça a importância da compostagem para estabilização do material orgânico a ser utilizado, evitando imobilização do nitrogênio e aumento de temperatura nos processos de decomposição da matéria orgânica.

Conforme citado por Barros *et al.* (2001), com informações de estudos de SANTINATO *et al.* (1993), GARCIA *et al.* (1983), FALCO *et al.* (1999) e COLOZZI FILHO *et al.* (2001), quando houver na propriedade disponibilidade de material orgânico, como palha de café e esterco de gado ou de galinha, estes podem ser usados na substituição parcial da adubação química, com efeito benéfico na estruturação e microbiota do solo, resultando em aumento de 20 a 75% na produção,

SANTINATO *et al.* (1983), concluíram que a adubação orgânica na produção do cafeeiro resultou em até 75% de acréscimo nas três primeiras produções. Esses mesmos autores observaram que o esterco de galinha pode substituir, com a aplicação de 6,0 kg/cova, 100% do nitrogênio e do fósforo e 50% do potássio.

FALCO *et al.* (1999), nas condições de Lavras (MG), concluíram que as doses ótimas de esterco de curral são de 10 a 15 L por metro linear; de esterco de galinha, de 5 L/m; e de vermicomposto e composto orgânico, de 8 L/m.

Segundo GARCIA *et al.* (1983), a adubação orgânica com palha de café, fornecendo o total de K e suplementada com P e N; com esterco de galinha, fornecendo total de P e suplementada com N e K; e com esterco de gado, fornecendo 50% do N e K, suplementada com N, P e K aumentou em 20, 20 e 30 %, respectivamente, a produção do cafeeiro, em relação a adubação exclusivamente química.

Tabela 3. Especificações definidas para fertilizantes orgânicos mistos e compostos

Garantia	Misto/composto			
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D
Umidade (máx.)	50 %	50%	50%	70%
N total (mín.)	0,5%			
*Carbono orgânico (mín.)	15%			
pH (mín.)	6,0	6,0	6,5	6,0
Relação C/N (máx.)	20			

Fonte: IN nº 25 (MAPA)

A Instrução Normativa (IN) nº 25, de 23 de julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), estabelece “normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura” (BRASIL, 2009). A Tabela 3 apresenta especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos, definidos pela IN nº 25.

A grande maioria dos compostos orgânicos encontrados no mercado nacional utiliza como matéria prima principal resíduos orgânicos de atividades agropecuárias e agroindustriais. Porém, como este artigo trata de compostos orgânicos produzidos a partir da fração orgânica dos RS urbanos, é necessário analisar quantidades de nutrientes presentes em compostos desta natureza. Para isso, apresentam-se a seguir características de compostos orgânicos produzidos com uso da fração orgânica destes RS urbanos.

O MAPA apresentou em seu Comunicado Técnico nº 71, de setembro de 2002, níveis de nutrientes de composto orgânico produzido a partir de lixo orgânico urbano (30% a 35%), caroço de açaí (25% a 30%) e capim (40% a 45%), em trabalho realizado no município de Barcarena (PA).

O Departamento de Tratamento e Disposição de Resíduos, da Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte, apresenta em seu “Relatório sobre o programa de compostagem” (2013) resultados de análise do composto orgânico produzido na unidade, que utiliza para a formação das leiras de produção do composto orgânico resíduo orgânico obtido por meio da coleta seletiva em grandes geradores de resíduos orgânicos (sacolões, supermercados, restaurantes e feiras), misturado a galhos provenientes da atividade de poda da arborização pública, previamente triturado. Os valores médios de características dos compostos referem a análises realizadas nos anos de 2011 e 2012.

Como pode-se observar na Tabela 4, os compostos orgânicos produzidos pela SLU/BH e em Barcarena/PA atendem à exigência nutricional definidas pela IN nº 25/2009,

do MAPA, apresentando valores de nitrogênio (N) significativamente superior ao mínimo estabelecido de 0,5%.

Tabela 4 - Especificações de compostos orgânicos produzidos em Belo Horizonte/MG (SLU) e no município de Barcarena/PA e atendimento aos valores de referência da IN25/2009

Adubo	Umidade (máx.)	N total (mín.)	Carbono orgânico (mín.)	pH (mín.)	Relação C/N (máx.)	P ₂ O ₅ K ₂ O	
						-----%-----	
Compostos orgânicos SLU/BH	18,70%	2,96%	35%	7,4	17/1	1,54	0,75
Composto orgânico Barcarena/PA	11,1%	2,72%	21,7%	6,8	7,4/1	2,4	3,09
Valores de referência IN 25/2009	50%	0,50%	15%	6,0	20/1	-	-

Fonte: SLU (2013), MAPA (2009).

Gorgati (2001), ao analisar peso e umidade inicial e final do lixo enleirado e do composto nas quatro estações do ano, encontrou, para as leiras descobertas, que o peso médio reduzido desde o início do processo, quando os resíduos orgânicos foram enleirados, até o final do processo (momento de obtenção do composto maturado), foi de aproximadamente 57,5% do peso inicial. Logo, ao final do processo de compostagem, o peso do composto em leiras descobertas pode ser estimado em 42,5% do peso bruto dos resíduos orgânicos que entram no processo.

O Plano Municipal de Saneamento Básico de Passos (MG) apresentou para o ano de 2014 uma geração de RS de 29.581,94 toneladas. Considerando que este mesmo trabalho apresenta em sua análise de composição gravimétrica o percentual de 55% de matéria orgânica presente no RSU, entende-se que o município gerou no ano de 2014 aproximadamente 16.270 toneladas de resíduos que poderiam ser transformados em composto orgânico.

Os dados de geração de resíduos do município de Mateus Leme (MG) foram obtidos do Plano Municipal de Saneamento Básico (2015). Com uma população de 30.155 habitantes em 2015, e geração de RS urbanos *per capita* de 280 kg/ano, tem-se que o município gera aproximadamente 8.443 toneladas de RSU por ano. Considerando a fração orgânica de 55% deste total de resíduos, tem-se que é possível utilizar para compostagem 4.643,7 toneladas de resíduos orgânicos.

Tabela 5 - Estimativa de produção de composto orgânico, a partir da quantidade de resíduos orgânicos gerados

Município	Geração de RSU (t/ano)	Geração de resíduos orgânicos (t/ano)	Quantidade estimada de composto orgânico (t/ano)
Passos	29.581,9	16.270,1	6.915
Mateus Leme	8.443,0	4.643,7	1.974

A Tabela 5 traz valores de geração de RS urbanos em ambos municípios Passos e Mateus Leme, apresentando ainda, a partir destes dados, o cálculo do potencial de produção de composto orgânico em cada município, a partir da quantidade estimada de geração de RS orgânicos. Utilizando-se do fator de conversão do resíduo orgânico para composto orgânico apresentado por Gorgati (2001), existe o potencial de produzir aproximadamente 6.915

toneladas de composto orgânico por ano em Passos, e de aproximadamente 1.974 toneladas de composto orgânico por ano em Mateus Leme.

A Tabela 6 apresenta a quantidade de nutrientes possíveis de serem recuperados com a produção do composto nestes municípios, totalizando um potencial por ano de 363 toneladas em Passos (MG) e de 103,6 toneladas em Mateus Leme (MG).

Tabela 6 - Quantidade de nutrientes NPK possível de ser recuperada no composto, a partir da produção de composto da fração orgânica dos RS gerados em cada município

Município	Quantidade estimada de composto	Quantidade de nutrientes no composto orgânico (t/ano)			
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	total
Passos	6.915	204,7	106,5	51,9	363,0
Mateus Leme	1.974	58,4	30,4	14,8	103,6

Com os dados de capacidade produtiva de composto orgânico em cada município, calculou-se quanto da demanda nutricional de cultura agrícola na região poderia se beneficiar do composto produzido, fazendo-se comparativo com os fertilizantes convencionais.

Para exemplo da análise do potencial de utilização de composto orgânico em cada município, foi considerada a cultura do milho. A Tabela 7 mostra os intervalos de recomendação de adubação para a cultura do milho. A recomendação de adubação depende, entre outros fatores, da disponibilidade de nutrientes no solo (valores obtidos por análise de solo) e da produtividade esperada com a cultura.

Tabela 7 - Recomendação de adubação para a cultura do milho

Produtividade (t/ha)	Dose de N plantio	Disponibilidade de P			Disponibilidade de K			Dose de N cobertura
		baixa	média	alta	baixa	média	alta	
		dose de P ₂ O ₅			dose de K ₂ O			
		(kg/ha)						
4 - 6	10 - 20	80	60	30	50	40	20	60
6 - 8	10 - 20	100	80	50	70	60	40	100
> 8	10 - 20	120	100	70	90	80	60	140

Fonte: Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em MG (1999)

Nesta avaliação, adotou-se que a disponibilidade de fósforo e potássio no solo apresentam níveis médios, com uma produtividade considerada média para a cultura, de 6 a 8 t/ha. Logo, para cada hectare de área a ser plantada, será necessário aplicar 80 kg de P₂O₅, 60 kg de K₂O e 120 kg de N.

Ao longo da cultura do milho, para as condições apresentadas acima, recomenda-se aplicação de 120 quilogramas de N por hectare. Considerando o percentual médio de nitrogênio (N) de 2,96% apresentado pelas análises dos compostos da SLU, para suprir a demanda de adubação nitrogenada para um hectare da cultura de milho, serão necessários aproximadamente 4055 quilogramas de composto orgânico maturado. Além da adubação nitrogenada, esta quantidade de composto fornece ainda 62,5 kg de P₂O₅ e 30,4 kg de K₂O, equivalente respectivamente a 78,1 e 50,6% da demanda nutricional para o ciclo da cultura.

Como os RS orgânicos gerados no município de Passos têm capacidade para produzir aproximadamente 6.915 toneladas de composto orgânico por ano, conforme apresentado na Tabela 6, equivalente a 204,684 toneladas de N, calcula-se que seria suficiente para a adubação nitrogenada de aproximadamente 1.706 hectares de milho, além de adubação fosfatada aproximada de 1.331 hectares e adubação potássica de 863 hectares.

Como os resíduos orgânicos gerados em Mateus Leme têm capacidade para produzir aproximadamente 1.974 toneladas de composto orgânico por ano, conforme apresentado na Tabela 6, equivalente a 58,430 toneladas de N, calcula-se que este seria suficiente para suprir a adubação nitrogenada de uma cultura de milho de aproximadamente 487 hectares, além de adubação fosfatada aproximada de 380 hectares e adubação potássica de 247 hectares.

Tabela 8 - Equivalência de NPK em fertilizantes convencionais por tonelada de composto orgânico da SLU

Fertilizante convencional	Garantia (%)		Custo do fertilizante convencional (R\$/kg)	Quantidade de nutriente* (Kg)	Quantidade de adubo convencional equivalente (Kg)	Custo** equivalente (R\$)
Sulfato de Amônio	N	20	1,18	29,6	148,0	174,64
Superfosfato Simples	P ₂ O ₅	18	1,18	15,4	85,6	100,96
Cloreto de Potássio	K ₂ O	58	1,56	7,5	12,9	20,17
Custo do convencional com uréia						235,49
Custo do convencional com sulfato de amônio						295,77
Custo do composto orgânico						230,00

*em 1 t de composto

**c/ fertilizantes convencionais

Para avaliar o aspecto econômico da substituição dos fertilizantes convencionais pelo composto orgânico, foram pesquisados e analisados os valores comerciais dos nutrientes obtidos através do composto orgânico em comparação com os obtidos pelos fertilizantes convencionais. A Tabela 8 apresenta comparação de custo com a compra de fertilizantes convencionais simples para atender à mesma quantidade de nutrientes de uma tonelada de composto orgânico.

Considerando que uma tonelada de composto apresenta em média 52,5 kg dos nutrientes NPK, sendo 29,6 kg de nitrogênio, 15,4 kg de fósforo e 7,5 kg de potássio, e que uma tonelada deste composto custa R\$230,00 (meados de 2016), para atender a mesma quantidade de nutrientes, serão necessários 148 kg de sulfato de amônio (20% de N), 85,6 kg de superfosfato simples (18% de P₂O₅) e 12,9 kg de cloreto de potássio (58% de K₂O), ao custo total de R\$295,77. Neste caso, o uso do composto orgânico apresentou a mesma quantidade de nutrientes com uma economia monetária de 22,23% em relação aos fertilizantes convencionais.

Utilizando-se o fertilizante convencional uréia, uma fonte de nitrogênio mais barata em substituição ao sulfato de amônio, serão necessários 67,27 kg de ureia (44% de N),

85,6 kg de superfosfato simples (18% de P₂O₅) e 12,9 kg de cloreto de potássio (58% de K₂O), ao custo total de R\$235,49. Neste caso, o uso do composto orgânico apresentou a mesma quantidade de nutrientes com uma economia monetária de 2,3% em relação aos fertilizantes convencionais.

Tabela 9 – Valores para adubação de 1 hectare de milho, com fertilizantes convencionais e organominerais

	Custo * (R\$/Kg)	Quantidade recomendada (Kg/ha)	Custo por hectare ** (R\$/ha)
Adubação Convencional			
4-14-8	R\$ 1,17	571	R\$ 668,07
30-0-10	R\$ 1,25	324	R\$ 405,00
Custo adubação convencional			R\$ 1.073,07
Adubação Organomineral			
Composto orgânico	R\$ 0,23	4055	R\$ 932,65
SS (Superfosfato simples)	R\$ 1,18	97,2	R\$ 114,70
KCl (Cloreto de potássio)	R\$ 1,56	51	R\$ 79,56
Custo com adubação organomineral			R\$ 1.126,91

*custo por quilograma de produto

**custo da adubação por hectare de milho

Uma segunda análise, apresentada na Tabela 9, foi realizada com utilização de fertilizante organomineral, fertilizante procedente de mistura ou combinação de fertilizantes orgânicos e minerais, comparativamente com fertilizantes convencionais formulados, resultante da mistura de dois ou mais fertilizantes convencionais simples.

Devido alta solubilidade do nitrogênio presente nos fertilizantes convencionais, faz-se necessário o parcelamento da aplicação deste nutriente ao longo da cultura, assim como ocorre para o potássio. Por este motivo, sugere-se que até 20% do N total seja aplicado na adubação de plantio, sendo o restante aplicado em uma ou mais adubações de cobertura, conforme recomendado na publicação “Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em MG (1999)”.

Desta forma, foram considerados para a análise de custo o fertilizante convencional formulado para plantio 4-14-8, contendo 4% de N, 14% de P₂O₅ e 8% de K₂O, e o fertilizante convencional formulado para cobertura 30-0-10, contendo 30% de N e 10% de K₂O.

Nesta análise, conforme apresentado na Tabela 9, foram recomendados para a adubação convencional 571 kg por hectare de 4-14-8, ao valor médio de R\$1,17 por kg, e 324 kg por hectare de 30-0-10 ao valor médio de R\$1,25 por kg, ao custo total de R\$1.073,07 por hectare.

Para a adubação organomineral, foram recomendados 4055 kg por hectare de composto orgânico, ao valor médio de R\$0,23 por kg, 97,2 kg por hectare de SS (Superfosfato simples), ao valor médio de R\$ 1,18 por kg, e 51 kg por hectare de KCl (Cloreto de Potássio), ao valor médio de R\$ 1,56 por kg, ao custo total de R\$1.126,91 por hectare.

Para esta análise entre custos de fertilizantes convencionais formulados e o fertilizante organomineral, este último apresentou custo 5% superior.

Apesar do uso de fertilizante organomineral (mistura de adubos orgânicos e minerais) apresentar custo 5% superior à adubação convencional com o uso de fertilizantes convencionais formulados, considera-se esta diferença baixa em vista das vantagens obtidas pela adubação orgânica apresentadas neste trabalho, além do suprimento dos macronutrientes analisados.

Em vista das características do composto orgânico produzido pela SLU e das exigências apresentadas no Comunicado Técnico nº 71 do MAPA, entende-se que, em questão da qualidade e de atendimento às normas técnicas, existe a possibilidade de uso de compostos orgânicos produzidos a partir da fração orgânica dos RS urbanos como fertilizante agrícola.

CONCLUSÕES

O estudo realizado apresenta os benefícios da utilização do composto na agricultura, sendo esta uma alternativa sustentável para agregação de valor aos resíduos orgânicos. Em vista das informações e análises apresentadas, entende-se que existe ampla viabilidade técnica na utilização de compostos orgânicos produzidos a partir da fração orgânica dos RS urbanos como fertilizante agrícola, não somente em atendimento às demandas dos macronutrientes N, P e K, mas também para melhoria das condições de solo e do aumento de produção que o incremento de matéria orgânica pode proporcionar.

Há ainda espaço para aprofundar na análise de mensuração das vantagens da utilização de compostos orgânicos na agricultura, além da redução dos custos com o gerenciamento dos resíduos orgânicos. Entende-se que os custos com destinação de resíduos serão maiores a partir do momento em que a sociedade passe a cobrar por uma gestão adequada dos RS, eliminando as disposições irregulares, e relativamente baratas a curto prazo, passando a destiná-los em locais licenciados e que demanda maiores investimentos. Quando esta situação ocorrer, é importante que existam alternativas viáveis ambiental, social e economicamente. A partir deste momento, a compostagem com aproveitamento dos resíduos orgânicos urbanos pode se mostrar como uma alternativa sustentável viável.

O aumento da demanda de produtores rurais pelos compostos orgânicos é uma possibilidade, tanto pela disseminação de informações dos benefícios proporcionados pelo incremento de matéria orgânica no solo, quanto pela questão econômica a longo prazo, pois os preços de grande parte dos fertilizantes convencionais são dependentes do mercado externo, ocorrendo oscilações de preços constantes. Porém se faz necessário um devido acompanhamento dos compostos orgânicos produzidos, com análises confiáveis e constantes, que garantam a qualidade, evitando que compostos de baixa qualidade sejam utilizados.

A produção dos compostos orgânicos para utilização agrícola localmente (na região onde é produzido), apresenta, além das vantagens para o gerenciamento de resíduos e para a produção agrícola, a possibilidade de redução nos custos com transporte, por evitar necessidade de transportar resíduos para disposição final e evitar a importação de fertilizantes convencionais.

Apesar da crescente utilização, em vários países, de compostos obtidos do processamento de resíduos orgânicos, no Brasil ainda existem muitas questões sobre a viabilidade técnica e econômica da aplicação destes, e algumas dificuldades devem ser

trabalhadas para que a utilização de resíduos orgânicos na produção de compostos para uso na agricultura se torne uma realidade. A falta de informação dos usuários sobre a qualidade dos compostos orgânicos produzidos a partir de RS urbanos deve ser trabalhada, com a disseminação das informações sobre a produção, vantagens e qualidade dos produtos.

Outro desafio é a necessidade de adequação da gestão dos RS urbanos, pois enquanto não se atentar para iniciativas de não geração e a minimização, e a destinação for irregular, com disposição final em lixões, fica mais difícil obter viabilidade econômica das alternativas de reciclagem e compostagem. Ademais, sem um gerenciamento adequado, os custos do processamento dos resíduos orgânicos para obtenção do composto aumentam, principalmente pela maior demanda de mão-de-obra que a atividade exige, e a qualidade do composto diminui devido à maior quantidade de contaminantes.

Em relação a análise financeira da utilização dos compostos na agricultura, cabe ainda avaliar que o aterramento de resíduos tem se tornado uma atividade cada dia mais restrita em termos legais e onerosa financeiramente, devido a fatores como falta de áreas para alocação de aterros, e por ser altamente impactante ao meio ambiente e à saúde pública, o que gera outros custos indiretos, como problemas de saúde na população e necessidade de tratamento das áreas degradadas.

A valorização dos produtos oriundos do processamento de resíduos orgânicos pode significar a valorização dos próprios resíduos, sendo uma importante ferramenta para obtenção de um melhor gerenciamento, reduzindo impactos ambientais e sociais, representando ainda menor necessidade de extração de matéria-prima virgem, além de contribuir para geração de emprego e renda nas atividades de gerenciamento e processamento do composto.

REFERÊNCIAS

Barreira, L.P.; Philippi Junior, A.; Rodrigues, M.S. **Usinas de Compostagem: Avaliação da Qualidade dos Compostos e Processos de Produção**. 2004

Barros, R. T. V. **Elementos de gestão de resíduos sólidos**. Ed Tessitura, Belo Horizonte, MG. 2012, 424 pág.

Barros, U.V.; Garçon, C.L.P.; Santinato, R. e Matiello, J.B.; Doses e modos de aplicação de palha de café e esterco de gado associado ao adubo químico, na formação e produção do cafeeiro, solo Ivaí, na Zona da Mata de Minas Gerais. II Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil.

Brasil. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**.

Brasil. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009: **normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2009.

Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais (CFSEMG) - 5ª Aproximação** / Antônio Carlos

Ribeiro, Paulo Tácito Gontijo Guimarães, Victor Hugo Alvarez V., Editores. – Viçosa, MG, 1999.

Fernandes, A.L.T.; Santinato, F.; Ferreira, R.T.; Santinato, R.; Adubação orgânica do cafeeiro, com uso do esterco de galinha, em substituição à adubação mineral. *Coffee Science*, Lavras, v. 8, n. 4, p. 486-499 out./dez. 2013

Gorgati, C. Q. **Resíduos sólidos urbanos em área de proteção aos mananciais - município de São Lourenço da Serra - SP: compostagem e impacto ambiental.** Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, 2001. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/101902>>. Acesso em 10 de junho de 2016.

Lee, G. F.; Jones-Lee, A. & Martin, F. **Landfill NIMBY and Systems Engineering: A Paradigm for Urban Planning.** National Council on Systems Engineering Fourth Annual International Symposium, "Systems Engineering: A Competitive Edge in a Changing World," San Jose, CA, Vol. 1, pp. 991-998, August, 1994.

MALAVOLTA, E. Manual de nutrição de plantas. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 631 p.

Matos, A. T. **Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais.** Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte, 2005.

Meert, L.; Souza R. B.; Albuquerque J. O.; Paula J. T.; Jasse M. E.; Resende, F. V.; Silva, G. P. & Sousa J. M. **Produção orgânica de cenoura com compostos orgânicos elaborados por leira estática aerada.** *Horticultura Brasileira* 29: S4402-S4407. 2011.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Comunicado Técnico nº 71.** Setembro/2002.

Monteiro, J. H. P. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.** Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República (SEDU), Coordenação técnica Victor Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

Plano Municipal de Saneamento Básico de Passos (MG). 2014.

Plano Municipal de Saneamento Básico de Mateus Leme (MG). 2015

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Fertilidade do Solo.** Viçosa, MG. 2007, 1.017 pág.

Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte (SLU). **Relatório do Programa de Compostagem.** Belo Horizonte, MG. 2013.

7 POTENCIALIDADE DO USO DE PÓ DE MÁRMORE E ROCHAS ORNAMENTAIS E DE FERTILIZANTES ORGÂNICOS OBTIDOS PELO PROCESSO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS COMO CORRETIVOS DE ACIDEZ DE SOLO (LUCIANA PAULO GOMES, CAROLINE LOBATO DE LIMA SOUZA)

RESUMO: A grande maioria dos solos brasileiros apresenta pH inferior a 5,5, sendo essa uma condição química desfavorável, pois reduz a fertilidade do solo e, conseqüentemente, sua produtividade, sendo que os solos dos estados RS e SC seguem o mesmo padrão sendo predominantemente ácidos. Por geralmente apresentarem valores de pH básicos, os compostos orgânicos podem ser indicados para utilização como corretivo de solos acidificados. Outro material com grande potencial de uso para esse fim é o pó oriundo do corte de mármore e rochas ornamentais, já que são de natureza calcária, constituídos, geralmente, da mistura de carbonatos de cálcio e de magnésio (CaCO_3 e MgCO_3). Logo, esta pesquisa teve como objetivo verificar a potencialidade do uso de um composto orgânico e de resíduos oriundos do corte de mármore e rochas ornamentais como potenciais corretivos de acidez de solo. O PRNT foi a característica avaliada para comprovar a eficiência dos materiais para tal fim. A fitotoxicidade foi determinada pela realização de testes de germinação, utilizando alface (*Lactuca sativa*). Os materiais foram avaliados de forma distinta e também consorciados em diferentes proporções de massa. A partir dos resultados encontrados foi possível concluir que, dentro das características testadas, o pó oriundo do corte de mármore e rochas ornamentais é potencialmente viável para ser utilizado como corretivo de acidez se solo. A viabilidade do uso desse material consorciado com fertilizante orgânico é possível a partir de misturas equivalentes a 50% de cada material. Os testes de germinação efetuados comprovaram a ausência de fitotoxicidade dos materiais. empregados.

Palavras-chave: Corretivo dos solos, Fitotoxicidade, Compostagem.

7.1 INTRODUÇÃO

Furtini Neto et al. (2001) afirmam que a grande maioria dos solos brasileiros apresenta pH inferior a 5,5, sendo essa uma condição química desfavorável, pois reduz a fertilidade do solo e, conseqüentemente, sua produtividade. Fadigas et al. (2002) comprovou essa afirmação ao testar 162 amostras de solo, provenientes da soloteca da Embrapa Solos e constatar que 89% dessas amostras apresentaram pH <6, e destas 60% apresentaram pH <5, sendo os solos classificados como extremamente a fortemente ácidos.

Segundo a Comissão de Química e Fertilidade do Solo - CQFSRS/SC (2004) os solos dos estados RS e SC seguem o mesmo padrão sendo predominantemente ácidos, apresentando restrições ao desenvolvimento da maioria das plantas cultivadas. Essa mesma referência destaca que a acidificação do solo cultivado é um processo contínuo e sua intensidade depende de vários fatores, dessa forma, a utilização de corretivos da acidez do solo é, portanto, de grande importância para a produção agrícola. Segundo Alcarde (2005) corretivos da acidez dos solos são produtos capazes de neutralizar (diminuir ou eliminar) a acidez dos solos e ainda carrear nutrientes vegetais ao solo, principalmente cálcio e magnésio.

Baldotto et al., 2007 destacam que os calcários são os materiais corretivos mais usados na agricultura, entretanto, alguns resíduos industriais poderiam, potencialmente, ser utilizados com esses fins, uma vez que a produção de resíduos industriais representa grande

preocupação para a sociedade. Souza, et al (2009) concordam e complementam dizendo que a busca por novos insumos agrícolas é de suma importância para uma agricultura sustentável e ecologicamente viável.

Nesse sentido, por geralmente apresentarem valores de pH básicos, os compostos orgânicos podem ser indicados para utilização como corretivo de solos acidificados. Lima, Lima e Aguiar (2005) testaram o efeito da adubação orgânica sobre o pH do solo constataram um aumento considerável em relação ao pH. Nesse estudo, a aplicação de 10 kg de composto orgânico teve resultados semelhantes à aplicação das doses de calcário dolomítico recomendadas em parcelas de 2m.

Dentre os compostos orgânicos, destaca-se aqueles gerados a partir da compostagem da matéria orgânica oriunda dos resíduos sólidos domésticos (RSD), uma vez que é consenso que, no Brasil, os restos de alimentos putrescíveis representam mais da metade desses resíduos, desta forma, seu reaproveitamento é fundamental para a redução do volume de resíduos destinados aos aterros sanitários. Nos aterros sanitários, os resíduos orgânicos, que têm como característica a rápida degradação, decompõem-se em um ambiente basicamente anaeróbio, tendo como consequência a geração de produtos indesejáveis, como o gás metano e o lixiviado, já na compostagem, a decomposição se dá em um ambiente aeróbio e em condições controladas, tendo como resultado um produto estabilizado, com propriedades e características diferentes a do material que lhe deu origem e que pode ser aplicado ao solo para melhorar suas características, sem ocasionar riscos ao meio ambiente. (BIDONE E POVINELLI,1999, D'ALMEIDA e VILHENA, 2000, FERNANDES et al., 2006).

Outro material com grande potencial de uso para esse fim é o pó oriundo do corte de mármore e rochas ornamentais, já que são de natureza calcária, constituídos, geralmente, da mistura de carbonatos de cálcio e de magnésio (CaCO_3 e MgCO_3). Baldotto et al., 2007 afirmam que o processo industrial destes não inclui metais pesados ou outros contaminantes, além de que com o crescimento da indústria de rochas ornamentais elevadas quantidades de resíduos sólidos oriundas do beneficiamento desses materiais têm-se constituído em um problema ambiental em potencial. Segundo esses autores a quantidade de pó-de-mármore, que se aproxima de 25 % do total obtido no processo de beneficiamento, é geralmente descartada, acumulando-se em grandes tanques de deposição nas proximidades das indústrias, uma ameaça constante ao meio ambiente e à qualidade de vida dos moradores da região.

Em razão da problemática ambiental, motivada pela geração dos resíduos e pela necessidade de encontrar alternativas para seu melhor aproveitamento, surge a estratégia do aproveitamento do pó-de-mármore como corretivo da acidez do solo, haja vista o seu alto teor de carbonatos e a sua granulometria aparentemente compatível com a dos calcários comerciais.

Alguns autores comprovaram em suas pesquisas a viabilidade do uso agrônomico desses resíduos. Baldotto et al., 2007 avaliou a potencialidade agrônomico do resíduo de mármore. Esse autor aplicou esse resíduo como corretivo da acidez do solo em uma cultura do milho e comparou com um calcário de referência. Os resultados obtidos demonstraram que a elevação do pH e o crescimento inicial de milho foram semelhantes quando usado o pó-de-mármore ou corretivo de referência.

Machado, Ribeiro e Andrade, 2008 avaliaram a utilização de rejeitos de rochas ornamentais na correção da acidez do solo e, a partir dos resultados observados concluíram que esses rejeitos apresentam potencialidade para serem utilizados como tal, à medida que contribuíram para o aumento de pH nos solos estudados.

Mesquita, Cardoso Filho e Andrade (2009), desenvolveram um estudo com o objetivo

avaliar a evolução do pH, em condições de laboratório, de dois tipos de solo. Nessa pesquisa, o calcário dolomítico foi utilizado como corretivo padrão na correção da acidez do solo para a comparação com os corretivos alternativos calcário marinho e resíduo de marmoraria. Os resultados evidenciam um comportamento similar entre os corretivos na eficiência da neutralização da acidez do solo, demonstrando potencial para o uso na agricultura.

No Brasil os corretivos de acidez devem atender as normas estabelecidas pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento – MAPA para que possam ser comercializado (MONTEIRO e ZVEIBIL, 2001). O MAPA dispõe de uma ampla Legislação, na forma de Leis, Decretos, Portarias e Instruções Normativas de maneira a controlar, fiscalizar e definir parâmetros para produção, comercialização, análises, classificação e registros desses produtos.

Dentre essas legislações a Instrução Normativa nº 28 de 27 de julho de 2007 merece destaque por ter aprovado os métodos analíticos, que passaram a constituir métodos padrões, oficiais, para análise de fertilizantes e corretivos de acidez. Em seu anexo intitulado Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes Minerais, Orgânicos, Organominerais e Corretivos define que para corretivos de acidez as características a serem avaliadas são a granulometria ou eficiência relativa (ER), o poder de neutralização (PN) e o poder relativo de neutralização total (PRNT) (BRASIL, 2007). A publicação intitulada Manual de Adução e Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFSRS/SC, 2004) descreve e explica cada um desses parâmetros, conforme segue:

O efeito do tamanho de partículas na eficiência do corretivo é definido como Eficiência Relativa (ER). Nesse caso, quanto maior o diâmetro das partículas do corretivo, tanto maior será o tempo necessário para a reação com os ácidos do solo. Assim, os valores de reatividade são: 1,0 para partículas com diâmetro menor que 0,30 mm; 0,6 para partículas entre 0,30 e 0,84 mm; 0,2 para partículas entre 0,84 e 2,00mm; e zero para partículas maiores que 2,00 mm de diâmetro. Um exemplo hipotético para o cálculo ER para um corretivo pode ser expresso da seguinte forma:

- 60% passa na peneira nº50 (< 0,30 mm);
- 20% passa na peneira nº20, mas é retido na de nº50 (>0,30 e < 0,84 mm);
- 18% passa na peneira nº10, mas é retido na de nº20 (>0,84 e <2,00 mm);
- 2% é retido na peneira nº10 (>2,00 mm);

Então, ER é a soma das eficiências das quatro frações:

$$ER = (60\% \times 1,0) + (20\% \times 0,60) + (18\% \times 0,20) + (2\% \times 0,0) = 75,6\%.$$

A capacidade que um corretivo tem de neutralizar ácidos é a definição de Poder de Neutralização (PN). É expressa em relação àquela do carbonato de cálcio puro, ao qual é atribuído o valor de 100%. Assim, a PN dos compostos e corretivos é também chamada de equivalente em carbonato de cálcio (ECaCO₃). Quanto maior o PN de um composto ou corretivo, maior é a quantidade de ácidos que ele neutraliza. Em laboratório, a determinação do PN é feita pela reação de amostra do corretivo com quantidade conhecida de ácido, titulando-se o excesso de ácido com hidróxido de sódio.

Finalmente, Poder Relativo de Neutralização Total (PRNT) refere-se à eficiência de um corretivo que, por sua vez, depende de suas características químicas, expressas pelo PN e de suas características físicas, expressas pela RE. Dessa forma, $PRNT (\%) = (PN \times RE)/100$. Por exemplo, se um corretivo tem PN=91% e RE=75,6%, seu PRNT = 68,8%. Esse valor indica que uma quantidade de 1.000 kg deste corretivo terá o mesmo efeito de correção da

acidez do solo que 688 kg de CaCO_3 puro e finamente moído.

Vale salientar que a simples adoção dos critérios estabelecidos nas legislações pode não garantir a utilização segura de resíduos na agricultura a longo prazo já que certos materiais podem ter em sua composição elementos considerados fitotóxicos, ou seja, com a capacidade de inibir a germinação de sementes, o crescimento das raízes ou o desenvolvimento das plantas. Belo (2011) ressalta que atualmente, não existe um método universal estabelecido para avaliar a fitotoxicidade, porém, entre os diversos métodos propostos na literatura, os ensaios com plantas, ou testes de germinação, têm sido muito utilizados neste âmbito, os quais empregam uma variedade de espécies, substratos e procedimentos. Estes métodos são muito vantajosos porque permitem avaliar simultaneamente os efeitos provocados por diversos fatores fitotóxicos.

Kiehl (1985) acrescenta que nos testes de germinação, a fitotoxicidade pode ser determinada por meio de plantas indicadoras ou plantas testes. Esse autor aponta como plantas indicadoras o agrião (*Lepidium sativum*), a alface (*Lactuca sativa*) e a cevada (*Hordeum vulgare*).

Em 2009, o MAPA publicou o manual “Regras para Análise de Sementes” que teve por finalidade disponibilizar métodos para análise de sementes, sendo estes de uso obrigatório nos Laboratórios de Análise de Sementes credenciados no MAPA, objetivando o cumprimento da Lei nº 10.711, de 5 de agosto de 2003 e Decreto nº 5.153, de 23 de julho de 2004. Em seu capítulo cinco, ao abordar testes de germinação, esse manual trata da duração do teste para cada espécie, esclarece as circunstâncias em que possa haver prolongamento dos testes e determina número de dias para a primeira contagem bem como o desvio aceitável nesses dias para que seja suficiente a avaliação correta das plântulas. Nesse manual também acham-se indicados, por espécie, a recomendação de temperaturas mínimas e máximas, além dos melhores substratos a serem preconizados para condução dos testes, bem como, de que forma devem ser preferivelmente empregados (BRASIL, 2003, 2004, 2009).

De modo geral, para avaliar a influência de certo material ou substância sobre a capacidade de germinação de determinadas plantas os pesquisadores utilizam-se do extrato aquoso da substância a ser avaliada e realizam quatro repetições do teste com 25 sementes tomadas totalmente ao acaso em cada repetição (BORELLA E PASTORINI, 2009, HABER ET AL. 2006, SILVA E VILLAS BÔAS, 2007).

Os índices mais comumente avaliados são os de porcentagem de germinação (PG) e o índice de velocidade de germinação (IVG). Em testes de laboratório PG corresponde ao quociente entre o número de sementes semeadas e o número de plântulas classificadas como normais que emergiram (BRASIL, 2009) e IVG baseia-se no princípio de que sementes que possuem maior velocidade de germinação são mais vigorosas. Por isso através deste teste determina-se o vigor avaliando a velocidade da germinação das sementes (OLIVEIRA ET AL., 2009). Santana e Ranal (2000) destacam que para cálculo desse parâmetro uma das medidas mais amplamente utilizadas por pesquisadores da área de ciências agrárias é a fórmula proposta por Maguire (1962), sendo esta uma medida adimensional (sem unidade) que prediz o vigor relativo de amostras de sementes.

Martins *et al.* (2004), com sementes de *Chenopodium ambrosioides* L., Bezerra, Momenté e Medeiros Filho (2004), com sementes de moringa, Bezerra *et al.* (2002), com sementes de melão-de-são-caetano, Romani *et al.* (2010) com sementes de *Merremia* spp. e Catunda *et al.* (2003), com sementes de maracujá, são autores que utilizaram esta fórmula.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foi verificada a potencialidade do uso de um composto orgânico e de resíduos oriundos do corte de mármore e rochas ornamentais como potenciais corretivos de acidez de solo. O fertilizante orgânico foi obtido pelo processo de compostagem da parcela facilmente degradável dos resíduos sólidos domésticos oriundos do aterro sanitário do município de São Leopoldo, RS e coletados pós passagem por esteira de triagem. O processo de compostagem em questão se deu de duas formas distintas, uma utilizando os resíduos em sua granulometria original e outra realizando trituração prévia desses resíduos e, para ambos os casos, o sistema optado foi o de pilhas estáticas com aeração forçada.

Dessa forma, simplificadamente para essa pesquisa, foram utilizadas as denominações “Fertilizante NT”, para os compostos orgânicos resultantes das pilhas montadas com resíduos não triturados e “Fertilizante Tr” para os compostos oriundos das pilhas montadas com resíduos com trituração prévia. A caracterização química dos fertilizantes pode ser vista no Quadro 1.

Quadro 6: Caracterização química dos fertilizantes

FERTILIZANTE	CARBONO ORGÂNICO TOTAL (%)	NITROGÊNIO TOTAL (%)	RELAÇÃO C:N	pH	FÓSFORO TOTAL (%)	POTÁSSIO TOTAL (%)	CTC (cmol/kg)	RELAÇÃO CTC/C
NT	19,3	3,5	6:1	7,5	0,3	0,5	32,2	1,7
Tr	17,4	3,8	5:1	8,4	0,3	0,4	27,1	1,6

Os materiais (fertilizante NT, fertilizante Tr e resíduo de mármore) foram avaliados de forma distinta e também consorciados em diferentes proporções de massa (tratamentos), conforme demonstrado no Quadro 2.

Quadro 7: Descrição dos tratamentos para análises de potenciais corretivos de acidez de solo

TRATAMENTO	MATERIAL		
	RESÍDUO DE MÁRMORE (%)	FERTILIZANTE NT (%)	FERTILIZANTE Tr (%)
1	100	-	-
2	70	30	-
3	70	-	30
4	50	50	-
5	50	-	50
6	30	70	-
7	30	-	70
8	-	100	-
9	-	-	100

O PRNT foi a característica avaliada para comprovar a eficiência dos materiais para tal fim. Os valores foram confrontados com a Instrução Normativa n° 35, de 04 de Julho de 2006, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento que preconiza o valor mínimo

de PRNT 45% para que um material seja reconhecido como corretivo de acidez de solo. Esses ensaios foram realizados conforme o Manual de Métodos Analíticos para Fertilizantes (BRASIL, 2007).

A fitotoxicidade foi determinada pela realização de testes de germinação, com os diferentes tratamentos utilizando alface (*Lactuca sativa*). Para a realização destes testes foi utilizado o extrato aquoso obtido a partir das misturas geradas com os compostos e com resíduos de mármore, nas proporções definidas no Quadro 2. A obtenção dos extratos foi realizada conforme a metodologia descrita por Silva e Villas Bôas (2007), onde utilizaram-se 5g de cada amostra moída e seca ao ar com 50 ml de água destilada a 60°C, agitando-se em seguida durante 30 minutos e filtrando-se até obter um extrato transparente.

Assim como no experimento de Silva e Villas Bôas (2007) para cada tratamento foram realizadas quatro repetições utilizando 25 sementes escolhidas de forma aleatória distribuídas em placas de Petri, usando papel filtro como substrato e umedecidas com 6 mL do extrato que permaneceram em câmara de germinação a 26°C e com fotoperíodo de 12 horas. Utilizou-se como testemunha quatro placas irrigadas com água destilada e os índices de germinação foram calculados em relação a essa testemunha, sendo que para que o material não fosse considerado fitotóxico preconizou-se valores acima de 90% de germinação em relação ao controle.

A duração do teste, o número de dias para a primeira contagem, as temperaturas mínimas e máximas, as especificações gerais e o controle de qualidade do substrato seguem o Manual de Regras para Análise de Sementes publicado por MAPA (BRASIL, 2009) e estão demonstrados no Quadro 3.

Quadro 8: Recomendações do manual “Regras para Análise de Sementes”

ESPÉCIE BOTÂNICA	SUBSTRATO	TEMPERATURA (°C)	CONTAGEM (DIAS)	
			PRIMEIRA	FINAL
<i>Lactuca sativa</i>	SP; EP; SA	20; 15	4	7

Legenda: EP: Entre Papel SA: Sobre Areia SP: Sobre Papel

Fonte: Adaptado de Brasil, 2009

Para análise da germinação foram considerados os parâmetros PG (Porcentagem de Germinação) e IVG (Índice de Velocidade de Germinação) conforme empregados por Romani *et al.* (2010). Para o parâmetro PG foi utilizada a fórmula proposta no Manual de Regras para Análise de Sementes (Equação 1) e para IVG a Fórmula de Maguire (Equação 2). Os resultados obtidos foram submetidos a análise de variância (ANOVA) a 0,05 de significância utilizando *Microsoft Excel*.

$$PG = \frac{NG \times 100}{NT}$$

Equação 1

Onde:

NG = número de sementes germinadas.

NT = número de sementes colocadas para germinar.

$$IVG = \frac{G1}{T1} + \frac{G2}{T2} + \dots + \frac{Gi}{Ti}$$

Equação 2

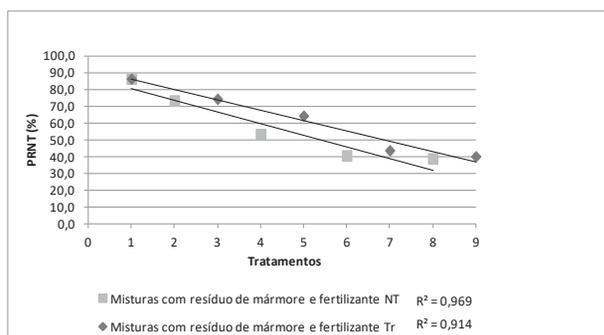
Onde:

G1 até Gi = número de plântulas germinadas ocorridas a cada dia. T1 até Ti = dias

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os testes realizados com o intuito de viabilizar o uso dos compostos orgânicos como corretivos de acidez de solo, puros ou em percentuais diferenciados de misturas com resíduos oriundos do corte de mármore e rochas ornamentais, apresentaram comportamento padrão, decaindo o seu PRNT conforme as doses percentuais de resíduos de marmoraria diminuam. Os resultados obtidos podem ser visualizados na Figura 1.

Figura 13: Resultados para PRNT



O PRNT de 38,7% e 39,9% obtidas para a análise dos fertilizantes NT e Tr respectivamente puros inviabiliza o seu uso, já que esses índices ficaram abaixo de 45% que é limite mínimo estabelecido pela Instrução Normativa nº 35 do MAPA.

Destaca-se aqui o PRNT superior para fertilizante Tr, que nesse caso, é devido ao PN também superior, já que essa variável é dependente direta do pH do material em questão e o fertilizante Tr possui um pH mais básico do que o fertilizante NT. Conforme foi sendo adicionado percentuais crescentes de resíduos de marmoraria o PRNT foi aumentando. Cabe ressaltar que manteve-se a tendência das misturas acompanhadas por resíduos Tr apresentarem PRNT mais elevada. Novamente esclarecendo, devido ao fato desse composto apresentar pH mais elevado.

As misturas compostas por 70% de fertilizante NT ou Tr e 30% de resíduo de marmorarias também obtiveram PRNT abaixo do fixado pela legislação específica. As misturas com 50% de fertilizante NT ou Tr e 50% de resíduo de marmorarias e as misturas com 30% de fertilizante NT ou Tr e 70% de resíduo de marmorarias já apresentaram PRNT que sugere sua viabilidade no uso agrônômico como corretivo de acidez.

O teste de PRNT com 100% de resíduos oriundos do corte de mármore e rochas ornamentais resultou em 86,1%, sendo assim perfeitamente enquadrado aos critérios estabelecidos pelo Ministério da Agricultura para especificar corretivos de acidez do solo. Baldotto et al. (2007), encontrou PRNT de 88,0% e Machado, Ribeiro e Andrade (2008), PRNT de 84,9% quando testaram esse mesmo tipo de resíduo.

O uso de fertilizante obtido após processo de compostagem de RSD, seja ele puro ou consorciado com outro material, como corretivo de acidez de solo carece de estudos. Já o uso

de pó de mármore e rochas ornamentais teve sua eficiência comprovada por Baldotto et al. (2007), Mesquita, Cardoso F0 e Andrade (2009) e Machado, Ribeiro e Andrade (2008).

No segundo momento a avaliação se deu sobre a germinação de sementes em contato com resíduos de marmoraria puro e em diferentes proporções de misturas com os compostos orgânicos, conforme tratamentos descritos no Quadro 2. Os resultados para PG e IVG podem ser vistos no Quadro 4.

Quadro 9: PG e IVG para resíduos de marmoraria

TRATAMENTO	PG MÉDIA (%)	IVG MÉDIA(MÁX 100)
1	82	74,9
2	87	84,0
3	78	77,0
4	84	77,7
5	83	76,8
6	84	83,5
7	81	76,8
Branco	73	69,8

Nesse experimento os índices PG e IVG foram, superiores quando comparados com a amostra controle. Vale lembrar que índices acima dos 90 % em relação ao controle (branco), são considerados mínimo para que um material seja considerado maduro e livre de fitotoxinas (CCME, 1996 apud SILVA E VILLAS BÔAS, 2007), dessa forma, simplificada, foi possível inferir que os tratamentos avaliados melhoraram as condições de germinação, nas plantas testadas. Outro resultado que pode ser notado de forma visual é que, aparentemente, as folhas das plantas submetidas aos tratamentos foram maiores que as submetidas ao branco.

Silva e Villas Bôas (2007) ao final do processo de compostagem, atingiram índices entre 89% e 93% para PG em relação ao controle. Quadros et al. (2012) que avaliou a influência de composto orgânico sobre sementes de alface obteve índices de PG entre 84% e 93% em relação ao controle.

Para avaliar a relação entre os tratamentos utilizados e os índices de PG e IVG foi realizado o teste estatístico de análise de variância (ANOVA) a 0,05 de significância. Os resultados podem ser vistos no Quadro 10.

Quadro 10: ANOVA para PG e IVG

Fonte da variação	F	valor-P	F crítico
Entre grupos (PG)	1,299248	0,285491	2,305313
Entre grupos (IVG)	2,170708	0,063237	2,305313

Analisando os resultados da análise estatística para PG e IVG verificou-se que não há evidências sobre a influência dos tratamentos tanto em PG como para IVG, já que para ambos os casos o F calculado foi menor que Fcrítico e o valor-P maior que 0,05. Esse resultado corrobora com a afirmação de que resíduos de marmoraria não possuem ação fitotóxica, já que a variação de seu percentual não acarretou em variação significativa em seus índices de germinação.

CONCLUSÕES

A partir dos resultados encontrados foi possível concluir que, dentro das características testadas, o pó oriundo do corte de mármore e rochas ornamentais é potencialmente viável para ser utilizado como corretivo de acidez se solo em substituição a materiais tradicionais como a cal virgem por exemplo.

A viabilidade do uso desse material consorciado com fertilizante orgânico é possível a partir de misturas equivalentes a 50% de cada material, ou seja, os testes realizados com misturas com 50% de fertilizante 50% de resíduo de marmorarias e com misturas com 30% de fertilizante 70% de resíduo de marmorarias já apresentaram PRNT que sugere sua viabilidade no uso agronômico como corretivo de acidez.

Os testes de germinação efetuados comprovaram a ausência de fitotoxicidade dos materiais empregados.

REFERÊNCIAS

ALCARDE, José Carlos. **Corretivos da acidez dos solos: características e interpretações técnicas**. São Paulo: ANDA, 2005

BALDOTTO, Marihus Altoé, *et al.* Potencialidade agronômica do resíduo de rochas ornamentais. **Revista Capixaba de Ciência e Tecnologia**, Vitória, v. 2, n. 3, p. 1-8, 2007.

BELO, Sara Rodrigues Santos. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 2011. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal, 2011.

BEZERRA, Antonio Marcos *et al.* Germinação e desenvolvimento de plântulas de melão-de-são-caetano em diferentes ambientes e substratos. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 33, n. 1, p. 39-44, 2002.

BEZERRA, Antonio Marcos; MOMENTÉ, Valéria; MEDEIROS FILHO, Sebastião. Germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de moringa (*Moringa oleifera Lam.*) em função do peso da semente e do tipo de substrato. **Revista Engenharia Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 2, p. 295-299, 2004.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; POVINELLI, Jurandy. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC, 1999.

BORELLA, Junior; PASTORINI, Lindamir Hernandez. Influência alelopática de *Phytolacca dioica* L. na germinação e crescimento inicial de tomate e picão-preto. **Revista Biotemas**, Florianópolis, SC, v. 22, n. 3, set. 2009. Disponível em: <<http://www.periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2009v22n3p67>>. Acesso em: 19 mar. 2013.

BRASIL. **Lei nº 10.711, de 05 de agosto de 2003**. Dispõe sobre o Sistema Nacional de Sementes e Mudanças e dá outras providências. Brasília, DF, 06 de agosto de 2003. Disponível

em:

<<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegisacaoFederal>>. Acesso em: 04 mai. 2013.

BRASIL. **Decreto nº 5.153, de 23 de julho de 2004**. Aprova o Regulamento da Lei nº 10.711, de 5 de agosto de 2003, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Sementes e Mudas - SNSM, e dá outras providências. Brasília, DF, 26 de julho de 2004. Disponível em: <<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegislacaoFederal>>. Acesso em: 05 mai. 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de defesa agropecuária. Instrução normativa n° 35, de julho de 2006. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 12 jul. 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa n° 28, de julho de 2007. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Judiciário, Brasília, DF, 27 jul. 2007.

BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**.2009. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/>>. Acesso em: 18 mai. 2013.

CATUNDA, Paulo Henrique Aragão et al. Influência do teor de água, da embalagem e das condições de armazenamento na qualidade de sementes de maracujá amarelo. **Revista Brasileira de sementes**, Londrina, v. 25, n. 1, p. 65-71, 2003.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFSRS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2004.

D'ALMEIDA, Maria Luiza Otero; VILHENA, André. **Lixo Municipal: Manual de gerenciamento integrado**. 2 ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

FADIGAS, Francisco de Souza *et al.* Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Bragantia**, Campinas, v. 61, n. 2, p. 151-159, 2002.

FERNANDES, Fernando *et al.* Tratamento biológico de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges (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: RiMa, ABES, 2006, p. 224-229.

FURTINI NETO, Antônio Eduardo, et al. **Fertilidade do solo**. Lavras: UFLA, 2001.

HABER, L. L. *et al.* **Alelopatia do extrato aquoso de *Ascophyllum nodosum* na germinação de cenoura e tomate**. Associação Brasileira de Horticultura, Vitória da Conquista, BA, 2006. Disponível em: <http://www.abhorticultura.com.br/biblioteca/arquivos/Download/Biblioteca/46_0609.pdf>. Acesso em: 21 mai. 2013.

KIEHL, Edmar José. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985.

LIMA, C. R. C.; LIMA, J. S.; AGUIAR, A. C. Estudo Comparativo entre Adubação Orgânica e Inorgânica através de Indicadores de Sustentabilidade. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, p. 1-7, Campo Grande, Set. 2005.

MACHADO, Ramires Ventura; RIBEIRO, Roberto Carlos da Conceição; ANDRADE, Felipe Vaz. Utilização de rejeitos oriundos do corte de rocha ornamentais na correção de acidez e adubação de solos tropicais. In: XVI JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA - CETEM, 2008, Rio de Janeiro, RJ. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <http://www.cetem.gov.br/28-publicacoes/305-serie-anais-da-xvi-jornada-de-iniciacao-cientifica>. Acesso em: 11 mar. 2014.

MARTINS, Gabriela Neves et al.. Superação de Dormência em Sementes de *Chenopodium ambrosioides* L. In: SIMPÓSIO DE PLANTAS MEDICINAIS DO BRASIL, XVIII., 2004, Manaus, Brasil. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <<http://www.ufrb.edu.br/magistra/2000-atual/volume-22-ano-2010/numero-3-e-4-jul-a-dez/452-superacao-de-dormencia-em-sementes-de-chenopodium-ambrosioides-l/download>>. Acesso em: 28 abr. 2013.

MESQUITA, Luiz Felipe; CARDOSO FILHO, Joel; ANDRADE, Felipe Vaz. Calcário marinho e resíduo de marmoraria como corretivos alternativos da acidez em Latossolos. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, XIII E

ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO – UNIVERSIDADE DO VALE DO PARAÍBA, IX., 2009, São José dos Campos, SP. **Anais eletrônicos ...** Disponível em: <http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2009/anais/arquivos/RE_1136_1450_02.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2014.

MONTEIRO, José Henrique Penido; ZVEIBIL, Victor Zular (Coord.). **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM), 2001.

OLIVEIRA, Anna Christina Sanazário Oliveira et al. Testes de vigor em sementes baseados no desempenho de plântulas. **Revista Inter Science Place**, v. 2, n. 4, 2009.

QUADROS, Bárbara Rodrigues de et al. Influência de composto orgânico e fósforo sobre sementes de alface. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 3, n. 1, p. 2511-2518, 2012.

ROMANI, Gustavo et al. Efeito da temperatura na germinação de Sementes *Merremia spp.* In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, XXVII, 2010, Ribeirão Preto, SP. **Anais eletrônico**. Disponível em: <http://www.sbcpd.org/portal/anais/XXVII_CBCPD/PDFs/172.pdf>. Acesso em: 12 mai. 2013.

SANTANA, Denise Garcia de; RANAL, Marli. Análise Estatística na Germinação. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v. 12, (Edição Especial) p. 205-237, 2000

SILVA, Francisca Alcivania de Melo; VILLAS BÓAS, Roberto Lyra. Teste de germinação como indicador de maturação em composto orgânico. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 22, n. 3, p. 63-73, 2007.

SOUZA, Antunes *et al.* Avaliação de doses e produtos corretores da acidez em variáveis biométricas na produção de mudas de maracujazeiro. **Acta Scientiarum. Agronomy [em linha]** Maringá, PR, v.3, n.4, out-dez. 2009. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303026589009>> Acesso em: 11 mar. 2014.

8 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO PUTRESCÍVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (FRANCINE SCHULZ, NEURI REMPEL, MIRELA MIORIM, LUIS ALCIDES S. MIRANDA, LUCIANA PAULO GOMES)

RESUMO: O aproveitamento energético da fração putrescível dos resíduos sólidos urbanos (RSU) para geração de biogás é uma alternativa viável para minimizar os impactos ambientais causados pelo acúmulo e disposição destes resíduos nos aterros sanitários. A digestão anaeróbia, sob condições controladas, pode maximizar o rendimento e a qualidade do biogás produzido. Dentre os parâmetros controlados o pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis e a temperatura de operação são fundamentais para a otimização do processo. O objetivo do presente estudo foi determinar as condições operacionais adequadas para a obtenção do melhor rendimento na produção de biogás, utilizando como substrato a fração putrescível separada na central de triagem do aterro sanitário do município de São Leopoldo/RS. O experimento foi executado em um reator anaeróbio com volume de 50L, operado em batelada com mistura intermitente. Antes de cada batelada a fração orgânica putrescível do resíduo sólido urbano (RSU) foi triturada mecanicamente e caracterizada para adição ao reator. Foram realizadas 5 bateladas, utilizando diferentes taxas de carga orgânica e diferentes volumes de inóculo, buscando estabilizar o pH do sistema dentro da faixa ótima de processo e, também aumentar o volume de produção de biogás. A fração orgânica de RSU demonstrou possuir um elevado potencial de degradação e produção de biogás, com mínimo de 6,71 e máximo de 22,45 m³ biogás/t RSU. O teor de metano ficou entre 70% e 80% durante o processo, mesmo quando o pH tendeu a faixa ácida apresentando-se entre 5,5 e 5,6. Em todas as bateladas experimentais foi observada tendência do reator em acidificar, dificultando a manutenção do pH dentro da faixa ótima de processo (6,8–7,2), o que levou a queda na produção de biogás. As cargas orgânicas aplicadas quando consideradas isoladamente como variável não pareceram influenciar substancialmente no volume final de biogás produzido nas bateladas, mas sim, na dificuldade de manutenção do pH na faixa ótima para digestão anaeróbia.

Palavras-chave: Biogás. Digestão anaeróbia. Resíduos Sólidos Urbanos. Biorreator.

8.1 INTRODUÇÃO

A perspectiva de um planeta mais sustentável com menor impacto ambiental ocasionado pela população pode ser notada por meio de inúmeras alternativas que estão sendo desenvolvidas, visando um melhor aproveitamento de fontes de energias renováveis. O Brasil possui um dos maiores e melhores potenciais energéticos do mundo, apresentando reservas de combustíveis fósseis relativamente reduzidas, porém com potenciais hidráulicos, de irradiação solar, de biomassa e de força dos ventos suficientemente abundantes para garantir a autossuficiência energética do país. Contudo, é preciso que estas fontes sejam utilizadas de forma racional, tendo em vista o crescimento da demanda, escassez de oferta e restrições financeiras, socioeconômicas e ambientais (ANEEL, 2008).

Uma fonte de energia alternativa considerada atrativa para as condições brasileiras é a geração de biogás. O biogás reduz os gases causadores de efeito estufa e contribui com o combate à poluição do solo e dos lençóis freáticos (ANEEL, 2008).

Atualmente, pode-se gerar biogás a partir de resíduos provenientes da atividade agrícola, dejetos de gado leiteiro e suínos, lodos de estações de tratamento e também com resíduos orgânicos domiciliares. Muitos resíduos agrícolas e industriais são candidatos ideais

para a digestão anaeróbia, por conterem altos níveis de materiais facilmente biodegradáveis (CHEN *et al.*, 2008). Em relação à geração de biogás a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU), reduziria o volume dos aterros sanitários bem como a emissão de gases poluentes, visto que nos dias de hoje 58,4% dos resíduos gerados no Brasil são destinados aos aterros sanitários, conforme indica o panorama de resíduos sólidos no Brasil elaborado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2015).

Dentre os diversos tipos de tratamentos de resíduos disponíveis, a digestão anaeróbia (DA) sob condições controladas é uma tecnologia apropriada para o tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, e vem sendo empregada principalmente na Europa. A baixa produção de biossólidos, o baixo consumo de energia e as altas taxas de produção de biogás tornam a tecnologia uma importante fonte de energia renovável (SHAHRIARI *et al.* 2012).

De acordo com Baere e Mattheeuws (2008), a vantagem mais importante continua sendo o fato que a digestão anaeróbia permite a recuperação de energia renovável a partir de resíduos orgânicos. O atual aumento dramático dos preços da energia e a perspectiva de energia renovável a partir de um gás de efeito estufa, irá estimular ainda mais, a implementação da tecnologia de digestão para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, e assim substituindo o tratamento aeróbio convencional.

A digestão anaeróbia é um processo no qual os microorganismos decompõem a matéria orgânica na ausência de oxigênio, além de ser considerada uma fonte de energia renovável tendo em vista que o biogás produzido é rico em metano, adequado para produção de energia, podendo substituir os combustíveis fósseis (CURRY e PILLAY, 2012).

O controle da digestão anaeróbia de material orgânico é ambientalmente benéfico por conter os processos de decomposição num meio ambiente fechado, o metano potencialmente prejudicial é impedido de entrar a atmosfera, e posteriormente, a queima de gás liberta dióxido de carbono neutro de volta para o ciclo do carbono. Outro fator relevante é que a energia adquirida a partir de combustão do metano irá deslocar combustíveis fósseis, reduzindo a produção de dióxido de carbono que não faz parte do ciclo do carbono recente (Ward *et al.*, 2008).

Tem-se no aproveitamento energético do biogás, uma forma para redução dos impactos ambientais gerados na implantação de aterros sanitários. A separação da fração putrescível dos RSU permite que se observe uma redução da área a ser utilizada para a construção, pois esses resíduos deixarão de somar volume quando dispostos.

No que diz respeito ao aspecto econômico, a produção de biogás pode contribuir para o quadro energético brasileiro, tendo em vista que é uma energia renovável, onde o metano pode atuar como substituto de fontes fósseis. Além de vantagens econômicas e sociais, existe um grande benefício devido à diminuição de emissão de gases do efeito estufa, assim como uma redução significativa na geração de lixiviado nos aterros sanitários. Desta forma, esta pesquisa possui grande relevância social, econômica e ambiental.

8.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa estudou o uso da biodigestão anaeróbia como opção para o tratamento da fração orgânica biodegradável dos RSU coletados após a esteira de triagem, visando à produção de biogás.

8.2.1 Configuração experimental

O processo de biodigestão foi conduzido em regime de batelada, utilizando-se um reator anaeróbio de 50L. O reator possui um sistema de agitação mecânica com controle fixo de rotação. Entretanto, o período de agitação foi controlado por temporizador eletrônico que permite manter a agitação intermitente. O sistema de aquecimento utilizado foi por meio da recirculação de água aquecida pela camisa do reator, tendo a temperatura controlada por termostato.

8.2.2 Operação do reator anaeróbio com mistura intermitente

O tempo de retenção de sólidos (TRS) foi mantido entre 25 e 30 dias, sendo este tempo definido em função da produção de biogás observada em cada batelada. A carga orgânica aplicada esteve entre 168,25 e 307,50 kgRSU/m³, valores calculados sobre a massa de sólidos voláteis (SV). A Tabela 1 apresenta os dados operacionais de cada batelada.

Tabela 1–Dados operacionais de cada batelada do estudo.

Parâmetros	Batelada 01	Batelada 02	Batelada 03	Batelada 04	Batelada 05
TRS (d)	30	34	27	26	25
Massa RSU (kg)	15,0	15,0	11,4	8,0	11,0
Inóculo (%)*	30	30	42	52	50
TCO(kg RSU/m ³)	291,00	307,50	215,25	168,25	233,56

*O percentual de inóculo utilizado foi em relação a massa de RSU utilizada.

A estanqueidade do biorreator foi testada com a injeção de metano a partir de um cilindro pressurizado e foi verificado vazamentos de biogás. O sistema de mistura mecânica do reator foi acionado por 20 minutos a cada duas horas e a velocidade da agitação mecanicamente foi mantida em 29 rpm. Para este controle foi utilizado um relé regulador para controle do tempo entre mistura e repouso.

A temperatura do sistema foi mantida em 35 °C±1 com a recirculação constante de água aquecida, a partir de um tanque externo, pela camisa do reator, utilizando-se uma bomba centrífuga com vazão de 5,5 m³/h.

8.2.3 Inoculação

A inoculação foi realizada utilizando-se lodo anaeróbio de um reator UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos). Foi utilizado um volume de 30% de lodo anaeróbio em relação à massa de RSU utilizada. Ao final de cada batelada foi mantido no reator um volume de lodo como inóculo para a batelada seguinte, correspondente a 30% do volume total do reator.

8.2.4 Substrato

O RSU utilizado na pesquisa foi coletado após a esteira de triagem do aterro sanitário do município de São Leopoldo/RS. Foi realizada uma segunda triagem nos resíduos antes de cada batelada, visando retirar materiais considerados inertes e que não teriam benefício ao processo.

A fração orgânica foi triturada mecanicamente e realizada a caracterização físico-química com relação à granulometria do material triturado, teor de sólidos totais, fixos e voláteis, umidade, pH, carbono orgânico total (COT), fósforo, nitrogênio.

A massa de resíduo adicionado no biorreator variou entre cada batelada. Esta variação foi em função do volume ocupado no reator pela massa de resíduos adicionada em cada batelada, conforme apresentado na Tabela 1. O volume útil do reator utilizado em cada batelada foi de 40 L.

Para a realização da granulometria o material ficou exposto 3 horas ao sol para eliminação de odores e após foi mantido em estufa a 55 °C por 24 h. O objetivo foi eliminar umidade sem retraindo fisicamente o material. Foi utilizado agitador de peneiras da marca Solotest com frequência de 7 Hz durante 15 minutos.

8.2.5 Adição de insumos

Optou-se por corrigir o pH do meio com adição de NaOH 6N sempre que o valor de pH indicava tendência a acidificação. A concentração elevada da solução de hidróxido de sódio utilizado buscou evitar adição de um grande volume de água no reator, a cada processo de correção do pH. Optou-se por expressar a quantidade de NaOH adicionada em uma relação de massa de NaOH por kgSV.

8.2.6 Medição da vazão de biogás, determinação do teor de metano e AGV

Para a medição do volume de biogás foi usado um medidor do tipo Hyde (Hemon Tecnologia), o qual mede o volume de biogás a partir do volume de água deslocada em uma câmara interna, a qual promove um movimento rotacional que é detectado por um sensor infravermelho, sendo registrado em um controlador digital de pulsos. Cada pulso gerado no medidor corresponde a um volume de 11,1 mL de biogás.

8.2.7 Monitoramento do sistema experimental

O Quadro 1 apresenta os parâmetros analíticos, a frequência analítica e os métodos utilizados no monitoramento de cada batelada.

Quadro 1–Parâmetros e frequência de análise do estudo.

Parâmetros	Método análise	Frequência			Método
		Entrada do Digestor	Nº Digestor	Inóculo	
Sólidos Totais, Voláteis e Fixos (%)	Gravimétrico	A cada alimentação	Três vezes/semana	Na inoculação do digestor	APHA (2012)
COT (%)	FR-NDIR		Três vezes/semana		MAPA (2007)
NT (%) ²	Analítico, Multi N/C 2100S (analytikjena)		Semanal		MAPA (2007)
P _T (%)	Colorimétrico		-----		MAPA (2007)
pH	Potenciométrico		Três vezes/semana		APHA (2012)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico		Três vezes/semana		APHA (2012)
Acidez Total (mgHAc/L)	Titulométrico		Três vezes/semana		APHA (2012)
Volume de biogás	Medidor biogás do tipo Hyde		-		Diariamente (dias úteis)
Temperatura	Termômetro	-	Diariamente (dias úteis)	-	-
CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S e NH ₃ ³	Kit EMBRAPA	-	Duas vezes/semana	-	EMBRAPA

8.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

8.3.1 Gravimetria e distribuição granulométrica do RSU bruto

A caracterização granulométrica do substrato apresentou 35% de matéria putrescível quando analisado por via úmida, enquanto a análise por via seca demonstrou a presença de 56% de matéria putrescível. Após a trituração mecânica observou-se que cerca de 80% das partículas do resíduo apresentaram diâmetro entre 2,0 e 19,0 mm. Esta variação no diâmetro das partículas foi relacionada à heterogeneidade na composição do resíduo e à forma de trituração, que não teve como objetivo padronizar a granulometria do resíduo, mas sim, diminuir o tamanho das partículas para facilitar o ataque microbiano durante a biodigestão em cada batelada.

8.3.2 Comparativo entre bateladas

A Tabela 2 apresenta os diferentes parâmetros de inoculação de cada batelada, como é o caso da variação do volume de RSU e o percentual de inóculo adotado. No caso da Batelada 03 não houve adição de NaOH 6N na tentativa de se obter uma estabilização natural no processo devido a uma redução na carga orgânica aplicada. A Tabela 2 apresenta os dados da caracterização físico-química do substrato e do inóculo utilizados em cada batelada experimental.

Tabela2– Características físico-químicas do substrato e do inóculo utilizado em cada batelada.

Parâmetros	Batelada 01		Batelada 02		Batelada 03		Batelada 04		Batelada 05	
	Subst.	Inóculo								
ST (%)	29,0	19,2	22,9	22,6	31,6	20,9	24,9	20,0	33,6	19,6
SV (%)	77,6	68,5	82,0	61,4	75,5	59,8	84,1	69,3	84,9	61,0
SF (%)	22,4	31,6	18,0	38,6	24,5	40,6	15,9	30,7	15,1	39,0
NT (%)	0,2	0,3	1,4	1,2	-	-	-	-	-	-
COT (%)	21,7	24,4	23,3	17,5	17,0	14,5	15,6	17,0	15,0	15,6
pH	5,8	8,2	5,1	5,4	4,2	7,9	4,8	7,4	5,8	5,4
C/N	94,4	84,2	17,0	14,5	-	-	-	-	-	-

O inóculo utilizado nas cinco bateladas apresentou valores de pH entre 5,4 e 8,2 em função do comportamento de cada batelada. O lodo anaeróbio utilizado para inóculo da Batelada 01 foi obtido de um reator UASB tratando esgoto sanitário da Unisinos. Os demais inóculos referidos na Tabela 2 correspondem ao lodo resultante após o término de cada batelada, o qual foi utilizado como inóculo da batelada seguinte. Portanto, o valor de pH de cada inóculo conforme apresentado na Tabela 2 é o valor observado ao final de cada batelada. Este valor foi corrigido para valores em torno 7,0 para permitir a condução da próxima batelada sob condições ideais. Observa-se também que o substrato utilizado apresentou um teor de sólidos voláteis acima de 75% com valor máximo observado de 84,9%, mostrando ser um resíduo de bom potencial para produção de biogás.

Durante a adição do substrato em cada batelada observou-se a necessidade de fazer outra triagem visando diminuir o teor de frutas cítricas, as quais poderiam prejudicar o processo de digestão anaeróbia em função da presença de substâncias que poderiam atuar como inibidores bacterianos, presente nas cascas de frutas.

A Tabela 3 apresenta os valores dos parâmetros físico-químicos observados ao final de cada batelada e a produção de biogás obtida. Observou-se um decréscimo no teor de SV presente no resíduo digerido ao final de cada batelada e um aumento do teor de SF quando

comparado com os valores iniciais (Tabela 2). Não foi possível estabelecer um balanço de massa para verificar se o decréscimo no teor de SV corresponde ao volume de biogás produzido, pois restrições analíticas impediram a análise da qualidade do biogás produzido. Também não foi possível estabelecer uma relação entre a massa de RSU adicionado e o volume final de biogás produzido ao final de cada batelada.

A acidez total medida durante cada batelada apresentou valores mínimos e máximos maiores do que os valores observados para alcalinidade, com exceção da Batelada 02. Este comportamento mostra a dificuldade de estabilização do pH ao longo de cada batelada, dificultando a estabilização do reator durante o processo de digestão dos resíduos.

Tabela3– Resultados das análises físico-químicas das amostras coletadas e os valores obtidos para a produção acumulada de biogás ao final de cada uma delas

	Batelada 01	Batelada 02	Batelada 03	Batelada 04	Batelada 05
TRS (dias)	30	34	27	26	25
ST (%)	23,8	22,2	20,3	20,3	22,2
SV (%)	59,8	57,4	61,3	58,6	58,6
SF (%)	40,2	42,6	38,7	41,4	41,4
NT (%)	0,3	0,7	-	-	-
COT (%)	19,8	19,1	14,8	15,1	15,3
NaOH 6N (L)	2,0	3,0	0	1,4	2,0
pH	6,2	6,5	6,9	5,2	5,2
Alcalinidade (mg/L)	754,4 - 1352,4	349,6 - 2686,3	1963,1 - 2514,1	975,8 - 1687,6	964,32 - 1350,0
Acidez (mg/L)	1644,7 - 1142,8	939,84 - 2488,4	1608,0 - 2688,0	1740,0 - 2688,0	2376,0 - 2772,0
RSU (kg SV)	11,6	12,3	8,6	6,7	9,3
Inóculo (kg SV)	3,1	2,8	2,9	2,9	3,4
Relação RSU/Inóculo	3,7	4,4	3,0	2,3	2,8
Biogás - 15 dias (m ³ /t RSU)	1,8	5,7	5,3	10,6	8,3
Biogás - 21 dias (m ³ /t RSU)	3,3	9,9	6,7	7,2	11,2
Biogás - final (m ³ /t RSU)	7,5	22,4	6,7	10,6	11,2

A Batelada 05 apresentou a maior produção volumétrica de biogás nas condições testadas. Esta batelada utilizou uma relação RSU:inóculo menor do que a Batelada 02, que obteve o segundo melhor desempenho (Tabela 4). Este comportamento pode ser atribuído a melhor relação RSU:inóculo.

A produção acumulada de biogás foi maior na Batelada 02. Este comportamento provavelmente foi obtido pelo rígido controle de pH por meio de adição de álcali (NaOH 6N) durante a batelada (Tabela 4). A Figura 3 apresenta a produção de biogás de cada batelada em relação a variação do pH e o TRS.

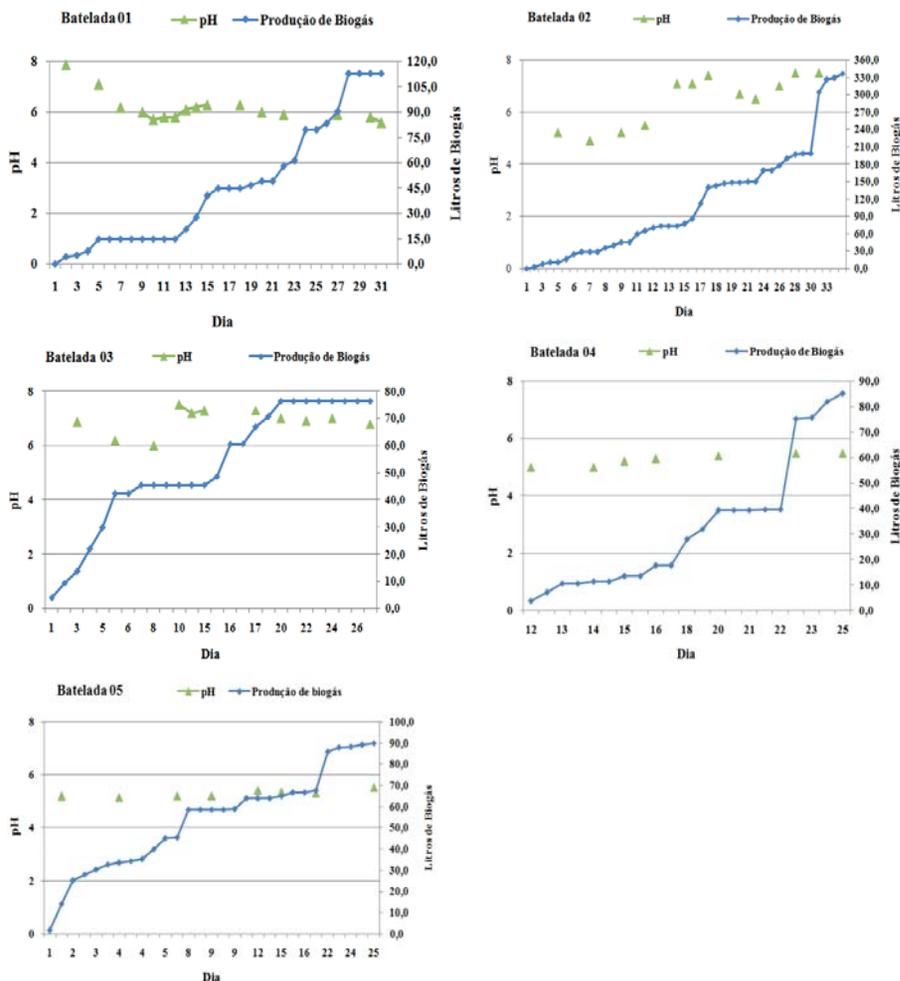


Figura 14. Produção de biogás nas Bateladas 01, 02, 03, 04 e 05 e valores de pH observados

CONCLUSÕES

As conclusões obtidas neste estudo estão descritas a seguir:

- A fração orgânica de RSU do município de São Leopoldo/RS demonstrou possuir um elevado potencial de degradação pela digestão anaeróbia, produzindo volumes de biogás entre 6,71 e 22,45m³/t de RSU;
- O controle do pH do sistema deve ser mantido em uma faixa neutra e estável para que se obtenha um melhor rendimento na produção de biogás;
- A Batelada 03, com a segunda menor taxa de aplicação de carga orgânica, foi a única que não necessitou de adição de NaOH para manter o pH próximo da

neutralidade, demonstrando ser esta relação RSU:inóculo a mais apropriada para condução do processo;

- O teor de metano observado foi de 70% a 80% no biogás, mesmo com pH fora da faixa neutra (5,5-5,6) ao final das Bateladas 04 e 05.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. (2015). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2014*. 120p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. (2008). *Atlas de Energia Elétrica do Brasil*. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas3ed.pdf>. Acesso: 25 set. 2015.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, v.99, p. 4044–4064.

CURRY, N.; PILLAY, P. (2012). Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*, v.41, p. 200-209.

DE BAERE, L.; MATTHEEUWS, B. (2008). State of the Art 2008: Anaerobic Digestion of Solid Waste. *Waste Management World*. Disponível em: <http://waste-management-world.com/a/state-of-the-art-2008-anaerobic-digestion-of-solid-waste>. Acesso em 29 out. 2015.

SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K.J. (2012). Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. *Waste Management*, v.32, p.41–52.

WARD. A.J., HOBBS, P.J., HOLLIMAN, P.J., JONES, D.L. (2008). Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99, 7928-7940.

9 PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS TOTAIS (GEÍSA VIEIRA VASCONCELOS MAGALHÃES, RONALDO STEFANUTTI)

RESUMO - A disposição final inadequada dos resíduos orgânicos gera muitos problemas ambientais e uma solução seria o aproveitamento desses resíduos para produção de energia renovável. Diante deste contexto esta pesquisa teve como objetivo avaliar a produção de biogás através do tratamento desses resíduos orgânicos. Foram testadas quatro diferentes concentrações em triplicata de sólidos totais (2%, 3%, 4%, 5%) em testes de biodegradabilidade, onde quanto à composição de biogás e produção acumulada de metano o ST3% e ST5% foram que apresentaram melhores resultados na concentração de metano com 63,89% e 66,34% respectivamente. Já para os ST2% e ST4% apresentaram com 20,73% e 48,23% de CH₄ não tendo boa digestão anaeróbia. Para a produção acumulada de biogás, o ST2% produziu 41,91mL, o ST3% 80,43mL, ST4% 63,65 mL, ST5% 69,18 mL, sendo o ST3% e o ST5% foram os que produziram maior quantidade de biogás. Observou-se que dentre os quatro tipos de concentração de sólidos o que chegou a produzir uma maior quantidade de metano foi o ST5% e o ST3%.

Palavras-chave: biogás, metano, digestão anaeróbia

9.1 INTRODUÇÃO

Existem atualmente diversos problemas ambientais, como gases do efeito estufa, poluição atmosférica, poluição dos rios e mananciais, geração excessiva dos resíduos sólidos, dentre outros. No caso dos resíduos sólidos, o consumo exagerado e a desorganizada gestão desses resíduos têm contribuído para o agravamento da situação. De acordo com Andrade e Ferreira (2011), a globalização contribui para o agravo dessa situação, de modo que este processo está intimamente relacionado à gestão dos resíduos sólidos.

Quando os resíduos são dispostos inadequadamente no meio ambiente, pode acarretar diversos problemas como a proliferação de diversas doenças, a contaminação do solo, da água e do ar; o assoreamento dos corpos d'água; enchentes; poluição visual; gerados pela degradação da matéria orgânica (MUCELIN; BELLINI, 2010).

A destinação inadequada dos resíduos sólidos orgânicos no meio ambiente pode trazer sérios danos à saúde pública e ao meio ambiente oriundos dos produtos resultantes da decomposição biológica. Por isso necessitam de um tratamento adequando para evitar danos ao meio ambiente e a população (FELIZOLA; LEITE, 2006).

Diversas tecnologias para o tratamento dos resíduos vêm sendo aplicadas para se promover o reaproveitamento e minimizar os riscos ambientais causados pela disposição irregular de resíduos sólidos orgânicos. Dentre elas estão os métodos biológicos, em condições aeróbias ou anaeróbias, com vistas à reciclagem com valorização dos resíduos orgânicos através da conversão em compostos orgânicos para fins agrícolas ou pela produção de biogás que é composto de metano, oxigênio e gás carbônico, através da digestão anaeróbia com recuperação energética ou aproveitamento como gás natural (GONÇALVES, 2005).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a produção de metano no tratamento dos resíduos orgânicos, utilizando os resíduos orgânicos de um restaurante universitário, testando diferentes concentrações de sólidos totais nas amostras para ver qual concentração tem melhor biodegradabilidade.

9.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A digestão anaeróbia (DA) é um processo bioquímico na qual ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, onde vários consórcios microbianos estão envolvidos no processo atuando na conversão da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos de cadeia menor e gases como metano, dióxido de carbono, nitrogênio, amônia livre, gás sulfídrico e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Os micro-organismos envolvidos no processo anaeróbio possuem alto grau de especificidade e cada grupo atua em reações específicas (FORESTI *et al.*, 1999).

A aplicação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos tornou-se bastante atraente no Brasil devido às condições climáticas predominantemente tropicais, onde as temperaturas médias na maioria das regiões brasileiras são superiores a 20°C. O país assume posição de destaque no cenário mundial com relação à aceitação dos sistemas de tratamento anaeróbio (AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

A fração orgânica dos resíduos sólidos é um substrato complexo e, obviamente, a sua degradação envolve um caminho metabólico ainda mais complexo constituído por uma série de reações até à síntese do metano como produto final (MATA-ALVAREZ, 2003).

A digestão anaeróbia é um processo bastante complexo e eficiente para o tratamento de resíduos orgânicos, que consiste em várias vias metabólicas que envolvem a participação de diferentes grupos de bactérias, em que certas espécies podem desempenhar função específica para cada fase da digestão, apresentando, portanto, necessidades diferentes condições ambientais ideais, porém a digestão anaeróbia apresenta algumas limitações relacionadas principalmente à baixa taxa de produção de biogás, ao longo tempo necessário para a estabilização da matéria orgânica e à baixa eficiência durante a remoção de sólidos voláteis (KHALID *et al.* 2011).

O biogás é produzido a partir da decomposição bacteriana, seus principais produtos e subprodutos. A decomposição bacteriana de matéria orgânica em condições anaeróbicas acontece em quatro fases: A hidrólise enzimática; acidogênica, acetogênica, metagenica.

1ª Etapa - Hidrólise de partículas (polímero) são hidrolisados a materiais de peso molecular mais baixo que podem penetrar as paredes celulares de bactérias de fermentação, uma vez que eles não são capazes de absorver a matéria orgânica em partículas. Por conseguinte, a hidrólise do material particulado, bem como material solúvel maior é essencial para aumentar a biodisponibilidade, ou seja, o acesso do substrato para as células microbianas (CHERNICHARO, 2005).

2ª Etapa - Acidogênese: produtos solúveis do passo de hidrólise são metabolizados no interior das células de bactérias de fermentação, em compostos mais simples que são subsequentemente segregadas por um grupo diversificado de bactérias, a maioria dos quais é anaeróbio obrigatório. Os compostos produzidos de cadeia curta incluem os ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico, o dióxido de carbono, hidrogênio, amoníaco e sulfeto de hidrogênio, e ainda novas células bacterianas.

3ª Etapa - Acetogênese: bactérias acetogênicas são responsáveis por produtos de oxidação gerados na fase acidogênica para dar o substrato adequado para as bactérias e archaea metanogênica. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas incluem H₂, CO₂ e CH₃COOH. Durante a produção dos ácidos acéticos e propanoico, uma grande quantidade de hidrogênio é formado, fazendo com que o valor de pH do meio é ácido. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênica apenas hidrogênio e acetato podem ser utilizados diretamente por bactérias metanogênica. No entanto, pelo menos 50% de material biodegradável se tornam propionato e butirato que são, em seguida, decomposto em hidrogênio e etilo por ação de bactérias acetogênicas (CHERNICHARO, 2005).

Etapa 4 – Metanogênica: É a etapa final do processo anaeróbico, para a produção de gás metano por dois grupos de microrganismos: metanogênica acetotróficos ou acetoclásticos. O archaea hidrogenotrófica são autotróficas para a redução de CO₂ e metano usando H₂ como doador de elétrons, a liberação de H₂O. O archaea acetoclásticas são heterotróficos, produzindo acetato de redução de metano e CO₂ (fermentação).

A Figura 1 apresenta um esquema que inclui as várias fases de digestão anaeróbica. Por isso, a digestão anaeróbica é um processo bioquímico complexo, que envolve várias reações sequenciais, cada um com certas populações microbianas..

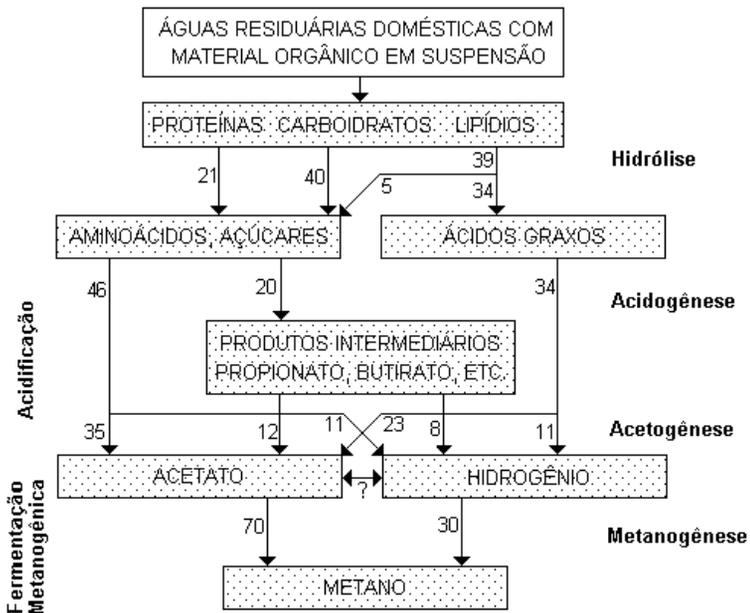


Figura 1- Esquema da digestão anaeróbica
Fonte: CHERNICHARO, 2005

O desempenho satisfatório da DA é totalmente dependente de formação e rigoroso controle de condições ambientais favoráveis para o crescimento e a interação da produção de metano do consórcio de microrganismos.

9.3 FATORES QUE INFLUÊNCIA NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Como é um processo biológico, vários fatores influenciam no desempenho da digestão anaeróbia para que o meio deve ofereça as condições requeridas pelos micro-organismos onde estes realizem as reações de conversão da matéria orgânica. Vários são os fatores que influenciam destacando-se a concentração de sólidos, a umidade, a temperatura, o pH e a alcalinidade, bem como a presença de nutrientes.

A temperatura é um fator que afeta a taxa de crescimento e a densidade dos microrganismos e todas as reações químicas. A temperatura ideal é na faixa de 35°C para que os ocorra as taxas de reações enzimáticas e também na desnaturação destas enzimas ou na destruição das habilidades dos micro-organismos em produzir essas enzimas, dessa forma, comprometendo a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico (MATA-ALVAREZ 2003),

O potencial de hidrogênio (pH) também influencia a digestão anaeróbia e devem ser mantidos em um intervalo ideal para garantir o crescimento da associação de bactérias produtoras de metano. As bactérias acidogênica têm uma faixa de pH entre 5,0 e 6,0, e as bactérias metanogênica melhor atividade biológica em pH na faixa de 6,5 a 7,5. Para garantir sistemas anaeróbios eficientes é recomendado que o pH estivesse na faixa de 6,0 a 8,0.

Durante as fases de hidrólise e acidogênese há grandes quantidades de ácidos orgânicos voláteis que tendem a acumular-se e podem provocar uma diminuição significativa do pH que são libertados. Para evitar esse problema, você deve manter a alcalinidade em concentrações suficientes para torná-lo o meio-tampão.

E por um bom desempenho no processo de digestão anaeróbia é necessário para manter as concentrações de macro e micronutrientes em quantidades suficientes. Recomenda-se que a relação C/N para a digestão anaeróbia ótima situa-se 20-30. G relação C/N acima causas de deficiência de azoto recomendado, impedindo assim a decomposição da matéria orgânica remanescente devido à deficiência nutricional.

A digestão anaeróbica de resíduos orgânicos é de grande importância para a gestão de resíduos sólidos (LEITE, 2006). O processo de tratamento anaeróbio de resíduos é uma alternativa promissora para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, por causa das altas taxas de produção de biogás e seu valor energético.

Em relação ao teor de sólidos classificam-se em:

- Baixo teor de sólidos (convencional ou “low-solids” ou “slurry”)

Díaz *et al.*(2003) - de 5 a 10% de Sólidos Totais (ST) - ou 90 a 95% de umidade

Mata-Alvarez (2003) – 10 a 15% de ST

Brummeler (1993) – ST < 12%

- Alto teor de sólidos (“high-solids ou dry”):

9.4 MATERIAL E MÉTODO

A pesquisa foi desenvolvida no LABOSAN (Laboratório de Saneamento) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC). Os resíduos orgânicos foram coletados após o horário de almoço do restaurante universitário por volta das 14:00 horas. Foi realizada uma triagem dos resíduos para a remoção de materiais que não podiam ser triturados no liquidificador como pedaços de ossos, caroços de frutas, entre outros. O resíduo após a trituração encontrava-se na forma pastosa, assim como mostrado na Figura 2 e para trituração foi utilizado um liquidificador industrial com capacidade de 10L



Figura 2 – Trituração dos resíduos orgânicos – A - Liquidificador industrial de aço inox com capacidade de até 10 L, utilizado para triturar o resíduo orgânico coletado. B: Substrato após trituração, apto a ser utilizado nos testes.

Após o processo de trituração, os resíduos foram incubados em frascos de capacidade de 250mL e adicionado os volumes determinados das soluções de lodo de esgoto 20% e substrato 80% nos frascos de reação devidamente identificados, sendo que volume da mistura deverá ocupar 70% da capacidade do frasco já que 30% se constitui do *headspace*. E também foi ajustado o pH da solução numa faixa entre 6,5 e 7,5 com bicarbonato de sódio.

Para incubação foi utilizado um *shaker* orbital, de fabricante Marconi e modelo MA-420 em a uma temperatura fixa de 35°C e rotação de 150 rpm, onde era composto de 80% de resíduo orgânico e 20% inoculo de lodo de esgoto doméstico como mostra a Figura 3.



Figura 3- Teste de biodegradabilidade

A metodologia analítica como é mostrado na Tabela 1, segue as diretrizes de EPA - 9045D (2004), para a determinação de pH, de KIEHL (1998) para COT e de Lima (2004) e APHA *et al.*, (2005), para os demais parâmetros.

Tabela 1 – Metodologia analítica para as análises

Parâmetro	Método	Referência
pH	Potenciométrico – 9045D	EPA (2004)
Sólidos totais - ST (g/L)	Gravimétrico: evaporação e Secagem a 103 – 105°C.	APHA <i>et al.</i> (2005)
Sólidos totais fixos – STF (g/L)	Gravimétrico: ignição a 500 – 550°C	
Sólidos totais voláteis – STV (g/L)		
Carbono Orgânico Total - % ST	Estimativa = 1,8 x % STV	KIEHL (1998)
Alcalinidade Total (gCaCO ₃ /L)	Titulação potenciométrica: titulação de neutralização com H ₂ SO ₄	APHA <i>et al.</i> (2005)
Acido Graxos Voláteis (gHác./L)	KAPP	KAPP (1984) <i>apud</i> LIMA (2015)
DQO (g O ₂ /L)	Espectrofotométrico: digestão por refluxação fechada. Oxidação da matéria orgânica com K ₂ Cr ₂ O ₇ em meio ácido.	
PT (g P-PO ₄ ³⁻ /L)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular: método do Ácido Ascórbico.	APHA <i>et al.</i> (2005)
NTK (g N-NH ₃ /L)	Titulométrico: digestão seguida de destilação em Micro-Kjeldahl e titulação ácido-base.	

Fonte: A autora, 2016.

Para a análise de biogás é caracterizada e quantificada por análise de cromatografia em fase gasosa usando um cromatógrafo de fase gasosa GC 17A, Shimadzu acoplado a um detector de condutividade térmica (TCD). Tabela condições de cromatografia em gás aplicado na análise de biogás de acordo com a metodologia desenvolvida e validada por Carneiro especificado (2012).

Tabela 2 - Condições de análise do biogás no GC-TCD.

Parâmetros GC-TCD	
Modo de injeção	<i>Splitless</i>
Volume de injeção (mL)	1
Temperatura do injetor (°C)	40
Gás de arraste	He
Fluxo na coluna (mL/min)	0,7
Temperatura do forno (°C) ^a	50
Temperatura do detector (°C)	200
Tempo de corrida (min)	5

Fonte: Carneiro, 2012

A quantificação do biogás gerado no interior dos frascos foi detectada através de um medidor de como mostrado na Figura 4 uma vez que foram mantidos constantes a temperatura e o volume de *headspace*, contudo o acréscimo de pressão medido no interior do recipiente correspondia ao volume de biogás produzido. O biogás produzido foi quantificado por meio do método manométrico, com auxílio de leitores de pressão, no qual apresentam constantes a temperatura e o volume da fase gasosa, portanto o acréscimo de pressão no frasco representava o volume de biogás produzido. O volume de biogás foi obtido pela conversão da pressão medida a partir da equação geral dos gases (Equação 1):

$$\left(\frac{P1 \times V1}{T1}\right)_{CNTP} = \left(\frac{P2 \times V2}{T2}\right)_{LAB} \text{ Equação 1}$$



Figura 4- Medidor da pressão

9.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2, encontram-se os resultados relativos aos parâmetros de início e final do teste de biodegradabilidade. Todas as amostras foram adicionadas uma dosagem de alcalinidade de 1,0 g/L de bicarbonato de cálcio (NaHCO_3), visando assegurar a estabilidade do processo anaeróbio. Devido a adição de bicarbonato o pH manteve uma faixa de 7 á 8 mantendo-se dentro do padrão para a produção de biogás com boa capacidade de tamponamento do pH frente a produção de ácidos graxos voláteis durante a hidrólise e de ácidos orgânicos na acidogênese (LOPES; LEITE; SOUSA, 2000).

Em relação à alcalinidade total, inicialmente foi registrado uma concentração de 3 á 9g CaCO_3/L e no final do período monitorado houve um aumento nos teores de carbonato de 5 á 11g de CaCO_3/L acentuado nos quatro sistemas, sendo encontrados valores de 1,8 e 1,7 g CaCO_3/L para. Conforme Felizola, Leite e Prasad (2006), esse aumento pode estar associado à elevada concentração de nitrogênio do meio de reação, o que contribui para a formação de bicarbonato de amônia.

A relação AGV/AT indica a ocorrência da estabilidade dos processos anaeróbios (SILVA, 2009). Para as condições de biodegradabilidade ensaiadas, em todo o período avaliado os valores de AGV/AT estiveram inferiores a 0,5 na qual garante a boa capacidade de tamponamento do meio e assinala o equilíbrio entre a produção de AGVs. A relação se manteve estável no início do sistema, porem após o processo houve um aumento da relação para todos os sistemas, sendo o ST3% e ST5% foram que apresentaram próximos ao limite de 0,5.

Tabela 1- Caracterização física e química do meio de reação para o teste de biodegradabilidade com diferentes concentrações de sólidos totais.

Amostra	ST2%		ST3%		ST4%		ST5%	
Parâmetro	Início	Final	Início	Final	Início	Final	Início	Final
pH	7,99	7,52	7,58	8,0	7,97	7,33	7,53	8,0
Alcalinidade (g/L-1)	4,16	5,34	6,74	9,86	3,99	5,49	9,57	11,82
AGV (g/L-1)	0,77	6,63	12,93	5,87	8,54	8,90	18,11	14,03
AGV/AT (0,5)	0,19	1,24	0,19	0,6	0,21	1,62	0,19	1,19

DQO (g/L-1)	26,87	15,04	22,26	15,45	29,28	20,87	28,47	18,66
NH₃ (mg/L-1)	56,0	268,8	28,0	176,4	28,0	414,4	56,0	504,0
NTK (mg/L-1)	168,0	293,06	65,33	435,08	214,67	459,2	149,33	642,13
PT (mg/L-1)	38,92	96,67	176,59	175,41	111,93	148,84	98,06	154,45
ST (mg/L-1)	23650	16220	36400	25060	40950	19760	57100	35340
STF (mg/L-1)	5000	9220	19450	19800	15650	12740	29550	28140
STV (mg/L-1)	18650	7000	16950	5260	25300	7020	27550	7200
ST (%)	2,4	1,62	3,64	2,5	4,0	2,0	5,71	3,53
STV (%)	78,9	43,16	46,57	21	61,78	35,5	48,2	20,37
STF (%)	21,1	56,84	53,43	79	38,22	64,5	51,8	79,63
COT (%)	43,81	23,98	25,87	11,66	34,32	19,74	26,8	11,32

Fonte: autores, 2016

Os resultados de DQO apresentaram concentrações altas variando entre 26 á 29g O₂/L DQO, onde o ST2% teve remoção de 44,03% o ST3% teve remoção de 30,59% o ST3% teve remoção de 28,72 e ST5% teve remoção de 34,4%. Também houve remoção nas quantidades de sólidos voláteis nas de carbono orgânico determinando que a fração orgânica estava sendo consumida. Os valores dos nutrientes (NTK, PT e NH₃) em todos os sistemas houve um acréscimo nas concentrações inicial para a final favorecendo a formação de bicarbonato de amônia.

Quanto à composição de biogás e produção acumulada de metano a Figura 3 mostra que o ST3% e ST5% foram que apresentaram melhores resultados na concentração de metano com 63,89% e 66,34% respectivamente. Já para os ST2% e ST4% apresentaram com 20,73% e 48,23% de CH₄ não tendo boa digestão anaeróbia.

No caso do AGV tanto o ST2% e ST4% tiveram aumento na concentração de produção de ácido graxo dificultando a produção de metano, e para o ST3% E ST5% tiveram um decréscimo na sua produção, facilitando a produção de metano através das bactérias metanogênica. A Figura 5 apresenta os resultados de percentual de metano produzido.

Bouallagui *et al.* (2003) analisaram a influência da concentração do substrato durante a biodegradação dos resíduos vegetais, coletados do mercado público da Tunísia, em digestor anaeróbio operando em regime semicontínuo. A produção de biogás cresceu na medida que a concentração do substrato aumentou de 4% para 6% de ST. Entretanto, houve um considerável decréscimo da conversão do substrato em biogás, quando modificou a concentração do substrato de 6% para 8% de ST. Na concentração de 10% de ST, foi observado que após uma semana de operação, o sistema apresentou um decréscimo do pH de 7,2 para 5,3, devido ao aumento acentuado da produção dos ácidos voláteis, inibindo a formação do metano.

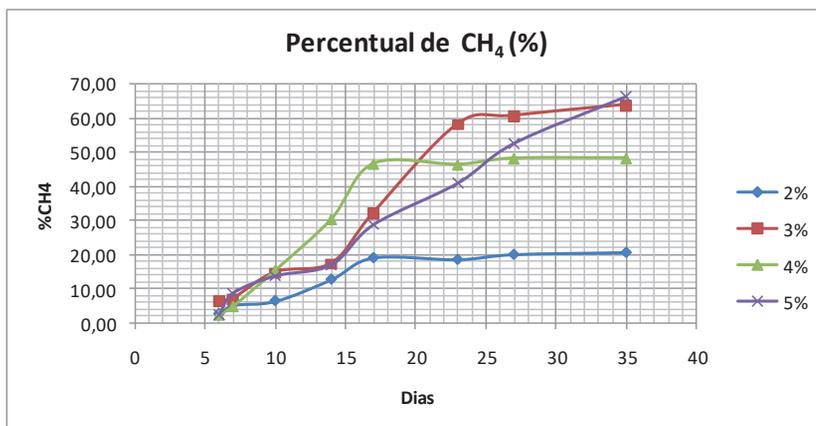


Figura 5 – Percentual de metano (%) no biogás

Os percentuais de metano do ST3% e ST4% são compatíveis aos valores relatados por Facchin *et al.*, (2012), que em ensaios de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos domiciliares feitos em pequena escala e com dosagens mais elevadas de alcalinidade onde os resultados que atingiram de 60 a 70% de metano.

Para a produção acumulada de biogás, o ST2% produziu 41,91mL, o ST3% 80,43mL, ST4% 63,65 mL, ST5% 69,18 mL, sendo o ST3% e o ST5% foram os que produziram maior quantidade de biogás como mostra a Figura 6.

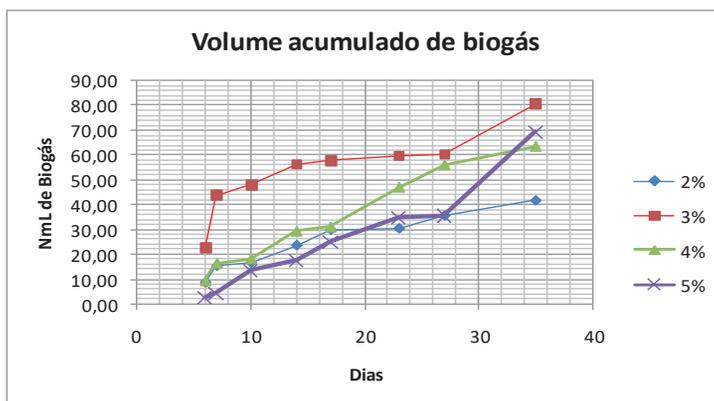


Figura 6 – Volume acumulado de Biogás (NmL)

CONCLUSÕES

Conclui-se que todos os testes de biodegradabilidade apresentaram quantidades de biogás, sendo que o ST3% e ST5% apresentaram cerca de 60% ou mais do biogás que era

composto por metano, proporcionando bons níveis de estabilidade operacional e ambiental do processo. Concluindo que as diferentes concentrações de sólidos totais (%) em testes de biodegradabilidade podem interferir a favor ou não na produção de biogás, inclusive na concentração de metano, sendo o ideal maior que 60%.

REFERÊNCIAS

- APHA . **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20a ed. Washington, D. C.: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 2005
- ANDRADE, R. M.; FERREIRA, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. **Rede: Revista Eletrônica do Prodem**, v. 6, p. 7-22, 2011.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 10, n. 2, , p. 152 – 161. 2005.
- FACCHIN V., CAVINATO C., FATONE F., PAVAN P., CECCHI F., BOLZONELLA D., Effect of trace element supplementation on the mesophilic anaerobic digestion of foodwaste in batch trials: the influence of inoculum origin. **Biochemical Engineering Journal**, v. 2 2012.
- FEZIOLA, LEITE, V. D. ; PRASAD, S. . Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica (UFPB)**, v. 27, p.53/1-62, 2006.
- CARNEIRO, P. **Remoção de btx em biorreatores anaeróbios sob condições metanogênicas, desnitrificantes e sulfetogênicas**. Universidade Federal do Ceará Dissertação de mestrado.129 p, 2012.
- GONÇALVES, Manuel Souteiro. **Gestão de resíduos orgânicos**. Editora SPI – Sociedade Portuguesa de Inovação Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação, S.A. Porto • 2005 • 1.ª edição.
- KHALID, A., ARSHAD, M., ANJUM, M., MAHMOOD, T., AND DAWSON, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management** 31, 1737–1744. doi: 10.1016/j.wasman.2011.03.021
- LIMA, N. C. **Análise de tipos e concentrações de inóculos para potencializar a geração de biogás na digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares do bairro planalto pici, fortaleza – CE**. Universidade Federal do Ceará Dissertação de mestrado.140 p, 2015.
- MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade e Natureza**, v. 20, Uberlândia, p. 111-113, jun. 2008.
- SILVA, C. L. *et al.* A cadeia de biogás e a sustentabilidade local: uma análise socioeconômica ambiental da energia de resíduos sólidos urbanos do aterro da Caximba em Curitiba. **Innovar**(Universidad Nacional de Colombia) , v. 19, p. 83-98, 2009.

10 CONCENTRAÇÃO DE INÓCULOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DO RESÍDUO SÓLIDO ORGÂNICO VISANDO A PRODUÇÃO DE BIOGÁS (GEÍSA VIEIRA VASCONCELOS MAGALHÃES, RONALDO STEFANUTTI)

RESUMO - A conscientização em relação à importância da proteção ao meio ambiente é necessária a fim de se obter um manejo de resíduos mais sustentável, sendo a gestão de resíduos muito importante no contexto ambiental. Os sistemas de tratamentos de resíduos orgânicos que agregam valor e favorecem o manejo eficiente as leis ambientais, têm sido de grande importância para o meio ambiente. A biodigestão anaeróbia é um dos métodos mais eficazes para o tratamento desses resíduos, que tem como característica principal a produção de biogás. Sendo assim, o trabalho tem como objetivo avaliar qual tipo de lodo (lodo de fossa séptica e lodo de cervejaria) poderia ser utilizado como inóculo na biodigestão de resíduos orgânicos, e avaliando quais dos dois teria melhores resultados na produção de biogás bem como o monitoramento da sua estabilização durante a biodigestão, tendo em vista uma melhor eficiência e eficácia na geração de biogás. Os estudos mostraram que tanto o lodo de cervejaria como o lodo de fossa séptica são ótimos inóculos para a biodigestão de resíduos orgânicos, sendo que o lodo de cervejaria produziu 1,2l de biogás com concentração de gás metano 80%, e o lodo de fossa séptica produziu 0,9l de biogás sendo a concentração de gás metano de 62%.

Palavras-chave: Biodigestão anaeróbia, Resíduos orgânicos, Inóculo, Biogás.

10.1 INTRODUÇÃO

Diversos problemas ambientais podem ser acarretados quando os resíduos são dispostos inadequadamente no meio ambiente, como a proliferação de diversas doenças, a contaminação do solo, da água e do ar; o assoreamento dos corpos d'água; enchentes; poluição visual; e, emanação de fortes odores, gerados pela degradação da matéria orgânica, entre outros (MUCELIN; BELLINI, 2010). A destinação inadequada dos resíduos sólidos orgânicos no meio ambiente pode ocasionar sérios danos à saúde pública e ao meio ambiente oriundos dos produtos resultantes da decomposição biológica.

Por isso necessitam de um tratamento adequando para evitar danos ao meio ambiente e a população (FELIZOLA; LEITE, 2006). Diversas tecnologias para o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos vêm sendo aplicadas para se promover o reaproveitamento e minimizar os riscos ambientais causados pela disposição irregular de resíduos sólidos orgânicos. Dentre elas estão os métodos biológicos, em condições aeróbias ou anaeróbias, com vistas à reciclagem com valorização dos resíduos orgânicos através da conversão em compostos orgânicos para fins agrícolas ou pela produção de biogás que é composto de metano, oxigênio e gás carbônico, através da digestão anaeróbia com recuperação energética ou aproveitamento como gás natural (GONÇALVES, 2005).

A geração contínua dos resíduos sólidos orgânicos tem contribuído para que o problema do lixo se agrave mais e mais no nosso país, e o descarte inadequado desses resíduos orgânicos oriundos de restaurantes, desperdício de alimentos, resíduos de frutas e vegetais, agravam mais a ainda a situação ambiental.

A digestão da matéria orgânica pode ocorrer na presença ou ausência de oxigênio, sendo classificados como digestão aeróbia ou anaeróbia. As etapas envolvidas no processo de digestão anaeróbia são muito mais complexas, quando comparada a digestão aeróbia, devido as diferentes rotas metabólicas disponíveis para comunidade anaeróbia (CHERNICARO, 2007).

De acordo com Leite *et al.* (2014), a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é um processo microbiano de flora mista, na qual a matéria orgânica, na ausência de oxigênio é convertida a gases que são constituídos predominantemente de metano e dióxido de carbono. Estima-se que a digestão anaeróbia seja responsável pela mineralização completa de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível no planeta, gerando como subproduto o metano (CHERNICARO, 2007).

Participam do processo de digestão anaeróbia três grupos de microrganismos importantes, com características fisiológicas distintas: bactérias fermentativas hidrolíticas e acidogênicas, bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas. O processo pode ser subdividido em quatro etapas sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Alguns autores dividem o processo em três etapas: a primeira etapa, as proteínas são convertidas em aminoácidos, as gorduras em ácidos orgânicos de cadeia longa e os carboidratos em açúcares simples; a segunda etapa, os ácidos orgânicos e outros subprodutos gerados na etapa anterior são metabolizados produzindo ácido acético; na terceira etapa, os ácidos são metabolizados gerando como subprodutos metano e gás carbônico (GONÇALVES, 2010). Chernicaró (2007) defini as quatro etapas da digestão anaeróbia da seguinte maneira (Figura 1):

- **Hidrólise:** Consiste na hidrólise de materiais particulados complexos, polímeros, por meio da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolítica. Os polímeros são transformados em materiais dissolvidos mais simples, moléculas menores, capazes de atravessar as paredes celulares desse grupo de bactéria.

- **Acidogênese:** Os subprodutos solúveis provenientes da hidrólise são metabolizados, por meio do metabolismo fermentativo no interior das células, pelas bactérias fermentativas acidogênicas. O processo gera produtos mais simples como, álcoois, cetonas, dióxido de carbono, hidrogênio e em maior quantidade ácidos orgânicos.

- **Acetogênese:** Consiste na oxidação de ácidos orgânicos, como propionato e butirato, por bactérias sintróficas acetogênicas, em substratos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono) apropriados para os microrganismos metanogênicas.

- **Metanogênese:** Etapa final do processo anaeróbio de conversão dos compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, sendo responsáveis por esse processo dois grupos de arqueas metanogênicas. As metanogênicas acetocláticas usam acetato como fonte de carbono e energia, produzindo gás carbônico e metano, são microrganismos predominantes no processo e responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano.

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico bastante complexo, que consiste em várias vias metabólicas que envolvem a participação de diferentes grupos de bactérias, na qual certas espécies podem desempenhar função específica para cada fase da digestão, apresentando, portanto, necessidades diferentes condições ambientais ideais (KHALID *et al.* 2011).

De acordo com LIN *et al.*, (2011) a digestão anaeróbica é a melhor escolha para tratamento desses resíduos orgânicos em consideração de estabilização de resíduos e recuperação de energia, principalmente devido a produção de biogás através da degradação de resíduos orgânicos, na qual tem sido um fator de extrema importância, tanto para a área ambiental como social e econômica.

O processo de biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos leva um grande período para a sua estabilização, na qual diversos fatores ainda podem dificultar o processo de degradação, por isso buscam-se alternativas para acelerar e otimizar o processo como a inoculação, trituração, ajuste de pH, dentre outros (PINTO, 2006). O processo de inoculação tem como objetivo a redução do tempo de estabilização anaeróbia dos resíduos, por meio do tratamento combinado com vários resíduos com características complementares, em uma única instalação.

A utilização de distintos resíduos propicia o aumento do efeito sinérgico dos microrganismos participantes da digestão anaeróbia (SANTOS, 2010). Implementar o processo de inoculação permitem aumentar o rendimento no tratamento de resíduos, suplementar o meio de digestão com nutrientes ausentes nos substratos presentes, equilibrar as cargas orgânicas, melhorar a umidade existente no reator, havendo como consequência o aumento da produção do biogás (MENESES,2011).

10.2 MATERIAL E MÉTODOS

10.2.1 Substrato

O local onde se realizou o estudo foi na Estação de Água e Esgoto, pertencente à Universidade Federal do Ceará (UFC) – Campus do Pici. Os resíduos orgânicos foram coletados do próprio restaurante universitário após o horário por volta das 14:00 horas, quando se tinha o desperdício dos alimentos.

Foi realizada uma triagem dos resíduos para a remoção de materiais que não podiam ser triturados no liquidificador como pedaços de ossos, caroços de frutas, entre outros e dentre os resíduos estavam restos de arroz, macarrão, carne, frango, frutas, feijão, farofa, tendo um substrato bastante diversificado. Após a coleta os resíduos foram triturados em um liquidificador industrial, até se obter uma massa homogênea como mostra a Figura 1.

Figura 1: Massa homogênea de resíduos após a trituração



10.2.2 Inóculo

Os inóculos foram coletados em baldes de polietileno com capacidade de 10L, previamente descontaminados com ácido clorídrico P.A. No momento da coleta, a temperatura foi medida *in loco*. O material, posteriormente, foi armazenado em galões de polietileno com capacidade de 5L, também descontaminados, e conservado sobre refrigeração a 4°C.



Figura 2: Coleta dos inóculos

10.2.3 Biodigestor

O biodigestor experimental utilizado no estudo é um modelo vertical, de fluxo contínuo, fabricado em bombonas de polietileno com capacidade total de 60L sendo 30% destinado ao *headspace*. A capacidade útil do biodigestor foi de 42L, sendo que 80% foram destinados para o substrato e 20% para o inóculo. A Figura 2 mostra a montagem dos reatores com a adição dos inóculos e substratos.

Figura 2: Reatores R1 e R2 no processo de montagem



O biodigestor R1 foi introduzido inóculo de lodo de fossa séptica e o R2 foi com inóculo de lodo da ETE de uma indústria de cervejaria. Após fechar o reator foi feito o monitoramento semanalmente dos parâmetros durante 60 dias para ver a produção de biogás.

10.3 RESULTADOS

Foi realizada a caracterização dos dois inóculos antes de ser adicionado ao reator. A Tabela 1 apresenta os resultados para os inóculos e foi constatado que apresentaram características semelhantes. O lodo da ETE cervejaria (LC) apresentou uma DQO em torno de 13g/L e para o lodo de fossa séptica (LF) em torno de 11g/L.

Tabela 1: Características dos tipos de inóculos analisados

Tipo	pH	Alcalinidade (mgL ⁻¹)	AGV (mgL ⁻¹)	DQO (mgL ⁻¹)	Fósforo (mgL ⁻¹)
LC	7,23	763,9	623,4	13.646,8	48,24
LF	7,21	446,5	206,0	11.842,0	46,16
	Amônia (mgL ⁻¹)	NTK (mgL ⁻¹)	NO (mgL ⁻¹)	ST (mgL ⁻¹)	STF (mgL ⁻¹)
LC	30,80	140,93	110,1	49460,0	23020,0
LF	252,00	308,00	56,0	6560,0	2720,0

LC: Lodo de cervejaria

LF: Lodo de fossa séptica

Após os 60 dias podemos observar que a matéria orgânica foi degradada com a remoção da DQO nos dois biodigestores sendo 53,65% de remoção para o R1 e 67,24% de remoção para o R2, degradando melhor o reator com inóculo da ETE de cervejaria.

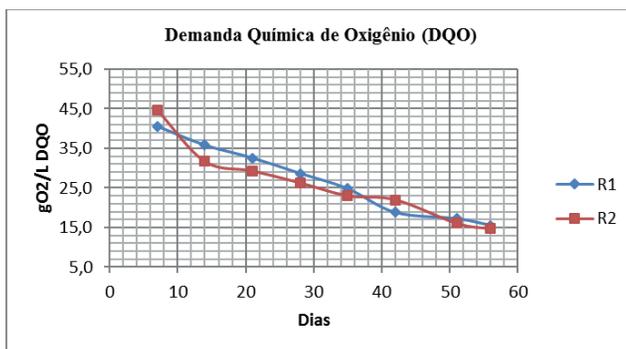


Figura 3: Remoção da matéria orgânica

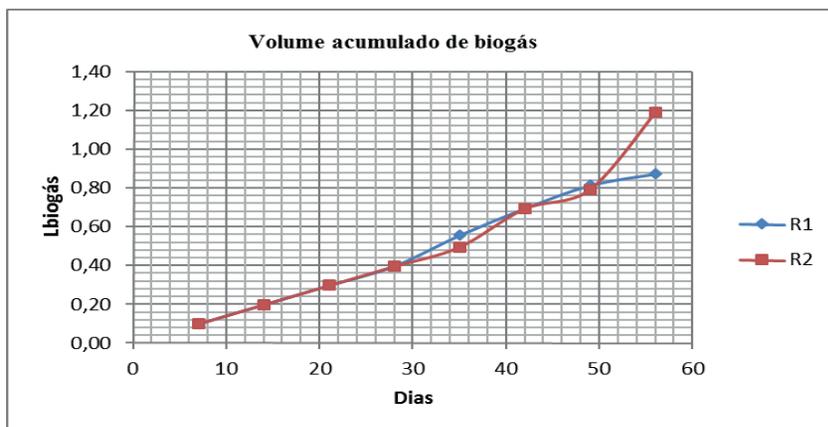


Figura 4: Remoção da matéria orgânica

A produção de biogás foi maior no R2 produzindo com 1,2L de biogás sendo que a concentração de gás metano chegou aproximadamente 80%. O R1 chegou a um volume de 0,9L sendo a concentração de gás metano de 62%. A Figura 4 apresenta a produção acumulada de biogás durante o processo.

Devido à propriedade energética do biogás, o composto pode levar a substituição dos combustíveis fósseis, além de contribuir com a diminuição dos gases de efeito estufa para atmosfera (MENESES, 2011). Um estudo realizado por Lima (2015) observou que o inóculo oriundo da estação de tratamento de esgoto de uma indústria de cerveja, apresentou um maior desempenho com um volume máximo de metano de 21,98mL e 67,5% de metano melhor que outros inóculos, concluindo que devem ser mais indicados para a digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domiciliares.

CONCLUSÕES

Os dois biodigestores apresentaram ótimos resultados quanto a produção de biogás, sendo que o R2 com inóculo de lodo de cervejaria mostrou uma quantidade maior de biogás que o R1, sendo que a sua utilização é mais eficaz na degradação da matéria orgânica e produção do biogás.

A produção de biogás a partir dos resíduos orgânicos é uma maneira de valorizar este tipo de resíduo, produzindo o insumo fundamental para a sociedade moderna a energia. Porém verifica-se a imediata destinação em aterros e pouquíssima aplicação em tecnologias que permitam a estabilização dos mesmos com a geração de produtos como biocompostos e biogás.

O tratamento desses resíduos através da digestão anaeróbia, a qual produz biogás rico em metano, fornece uma fonte versátil de energia renovável, já que metano pode ser usado para a geração de energia e calor, substituindo outras fontes de energias não renováveis.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, R. M.; FERREIRA, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. **Rede: Revista Eletrônica do Prodema**, v. 6, p. 7-22, 2011.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20a ed. Washington, D. C.: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 2005.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 10, n. 2, p. 152 – 161. 2007.
- CARNEIRO, P. **Remoção de BTEX em biorreatores anaeróbios sob condições metanogênicas, desnitrificantes e sulfetogênicas**. Universidade Federal do Ceará Dissertação de mestrado.129 p, 2012.
- FEZIOLLA, V; LEITE, V. D; PRASAD, S. **Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Agropecuária Técnica (UFPB), v. 27, p.53/1-62, 2006.
- GONÇALVES, Manuel Souteiro. **Gestão de resíduos orgânicos**. Editora SPI – Sociedade Portuguesa de Inovação Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação, S.A. Porto • 2005 • 1.ª edição.
- KHALID, A., ARSHAD, M., ANJUM, M., MAHMOOD, T., AND DAWSON, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management** 31, 1737–1744. doi: 10.1016/j.wasman.2011.03.021.
- LIN, J. et al. Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 8, p. 1403-1408, 2011.
- LIMA, N. C. **Análise de tipos e concentrações de inóculos para potencializar a geração de biogás na digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares do bairro planalto Pici, Fortaleza – CE**. Universidade Federal do Ceará Dissertação de mestrado.140 p, 2015.
- MENESES, S. L. de. **Cana-de-açúcar e silagem em cana em co-digestão com esterco bovino na produção de biogás**. Tese (Doutorado em Zootecnia). Universidade Estadual Paulista, Faculdade em Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, 2011
- MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade e Natureza**, v. 20, Uberlândia, p. 111-113, jun. 2010.
- PINTO, R. O. **Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.
- SANTOS, A. F. de M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. Tese (Doutorada em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, CTG. Recife, 2009

11 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA ALCALINIDADE NA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS (FRANCISCO DIEGO ARAÚJO OLIVEIRA, NAIANE COSTA LIMA, ARI CLECIUS ALVES DE LIMA, R. STEFANUTTI, AURÉLIO PESSOA PICANÇO)

RESUMO - Este trabalho tem como principal objetivo avaliar a influência da alcalinidade na biodigestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos, visando analisar a melhor condição de tamponamento. Os testes de biodegradabilidade anaeróbia foram realizados através de ensaios de atividade metanogênica específica, em condições mesofílicas (35°C) e sob agitação controlada. Para a co-digestão anaeróbia da fração orgânica foi utilizado como fonte de inóculo lodo anaeróbio proveniente de uma estação de tratamento de esgoto de uma cervejaria. Destaca-se que os melhores resultados de produção e composição de biogás foram encontrados para os ensaios em que foram suplementados dosagens de 1g/L de alcalinizante. Entretanto, resultados menos satisfatórios foram evidenciados nos ensaios de controle em que não se adicionou alcalinidade. Conclui-se que o efeito da adição de alcalinidade nos processos anaeróbios se constitui de uma mecanismo extremamente importante, garantindo assim maior estabilidade operacional e melhor eficiência do tratamento.

Palavras-chave: Biodigestão anaeróbia; Alcalinidade; Biogás.

11.1 INTRODUÇÃO

A destinação inadequada da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos no meio ambiente pode trazer sérios danos à saúde pública e ao meio ambiente oriundos dos produtos resultantes da decomposição biológica, que origina um percolato podendo conter substâncias altamente tóxicas e também pela produção de gases que agravam o efeito do aquecimento global (FELIZOLA; LEITE; PRASAD, 2006; SILVA *et al.*, 2009a).

É importante mencionar que, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei 12.305/2010, apenas os resíduos sólidos considerados como rejeitos devem ser encaminhados para a disposição final ambientalmente adequada, não sendo o caso dos resíduos sólidos orgânicos (RSO).

Por exemplo, no Brasil foram produzidos em 2013 um pouco mais de 76 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) (ABRELPE, 2013), sendo que mais da metade dos resíduos coletados é composto de matéria orgânica (BRASIL, 2011).

Embora no Brasil, nos últimos anos, já tenha registrado alguns avanços na reciclagem dos resíduos sólidos, estas iniciativas são mais significativas para o mercado dos recicláveis secos. Já na reciclagem dos RSO, o cenário se mostra mais incipiente. Haja vista, que segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008), realizada pelo IBGE, apenas 1635 t/dia dos RSO coletados e/ou recebidos foram tratados em usinas de compostagem, indicando que somente 1,2% do total coletado e/ou recebido (133.407 t/dia) são reaproveitados (para essa estimativa foi considerado que no país a fração orgânica ocupa 51,4% da produção).

Buscando minimizar esses impactos e obter benefícios com o tratamento dos RSO, alguns estudos vêm sendo aplicados com vistas à reciclagem, com valorização da fração orgânica através da conversão em compostos orgânicos para fins agrícolas ou pela produção de biogás com recuperação energética e/ou aproveitamento como gás natural.

Atualmente, a bioestabilização anaeróbia assinala como uma solução promissora no tratamento de resíduos orgânicos, tendo como principal vantagem a produção de biogás, principalmente, do gás metano que possui um elevado poder calorífico.

Vale lembrar que quanto maior for o teor de metano maior será o valor energético do biogás. A composição do biogás gerado é estimada em 65% a 70% de metano, 25% a 30% de dióxido de carbono, e por baixas quantidades de gás sulfídrico, amônia, gás nitrogênio e gás hidrogênio (CASSINI *et al.*, 2003).

Para Silva *et al.* (2009a), o aproveitamento energético do biogás a partir dos RSU representa uma fonte de energia renovável, oferecendo como vantagens: a descentralização da geração de energia; a minimização do efeito estufa; e a promoção da sustentabilidade na gestão e no gerenciamento integrado dos resíduos sólidos. Oliveira e Rosa (2003) corroboram que o Brasil tem condição de abastecer energeticamente 17% do território nacional a partir da energia dos resíduos sólidos, reforçando desse modo a viabilidade da digestão anaeróbia no tratamento de RSO.

Destaca-se ainda que a bioestabilização anaeróbia dos RSO resulta, além de percolado e biogás, em um lodo rico em material orgânico parcialmente bioestabilizado, contendo micro e macronutrientes (SAITO, 2007), tendo aplicação direta na agricultura como biofertilizante e condicionador de solos.

Amaral (2004) frisa ainda que a digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos em reatores torna-se mais atrativa do que o beneficiamento da matéria orgânica em aterros sanitários, pois nessas unidades é possível potencializar a produção de biogás (com maior concentração de metano), além disso, tem-se um melhor controle operacional do processo, maior facilidade na captura do biogás e diminuição significativa da massa de resíduos dispostos nos aterros sanitários.

Entretanto o desempenho satisfatório da biodigestão anaeróbia está totalmente dependente do controle dos requisitos ambientais favoráveis ao crescimento e à interação harmônica do consórcio de microrganismos produtores de metano (KHALID *et al.*, 2011). Salienta-se que as bactérias metanogênicas representam, dentro do consórcio de microrganismos, os mais sensíveis as variações das condicionantes ambientais, como pH, temperatura, alcalinidade, nutrientes, elementos tóxicos (VESILIND, 2011).

A temperatura é um fator físico que influencia na taxa de crescimento e densidade dos microrganismos, assim como em todas as reações químicas (GRASSO, 1993), podendo a digestão anaeróbia ocorrer em três condições de temperatura: psicrófila (abaixo de 20°C), mesófila (entre 20° e 45°C) e termófila (entre 45° e 70°C) (LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001).

Assim como a temperatura, o (pH) deve ser mantido em uma faixa ideal de maneira a assegurar o crescimento da associação de bactérias produtoras de metano, sendo recomendado um valor situado no intervalo de 6,0 à 8,0 (LIU; TAY, 2004). Valor de pH fora da condição

adequada culmina no acúmulo de ácidos graxos voláteis, podendo levar a falha do processo (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Para assegurar a boa estabilidade nos processos de digestão anaeróbia é recomendado manter os valores de Ácidos graxos voláteis/alcalinidade total inferiores a 0,3, sendo que valores acima desse limite podem provocar distúrbios no sistema e afetar o desempenho operacional dos reatores.

As bactérias anaeróbias necessitam de nitrogênio para a síntese de proteínas, sendo o controle das concentrações adequadas de nitrogênio efetuado por meio da relação carbono/nitrogênio. É recomendado que a relação ótima C/N para a digestão anaeróbia esteja situada entre 20-30 (RAO; SINGH, 2004). Para Verma (2002) e Picanço (2004), relação C/N acima do recomendado causará *déficit* de nitrogênio. Todavia, relação C/N abaixo dessa taxa levará a produção demasiada de amônia, causando a inibição da atividade das metanogênicas.

A toxicidade é um dos principais fatores que afeta negativamente o desempenho operacional de reatores anaeróbios. Há inúmeras substâncias orgânicas e inorgânicas que podem ser prejudiciais ao crescimento das bactérias, dentre quais: sais (geralmente, por cátions), amônia livre, sulfeto, cianetos, cromatos, metais pesados (cromo, níquel, zinco, cobre, arsênio, etc.), entre outros (CHERNICHARO, 1997).

Diante deste cenário, este trabalho tem como principal objetivo avaliar a influência da alcalinidade na biodigestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos (FORSD), visando analisar, em escala laboratorial, a melhor condição de tamponamento, para assegurar maior estabilidade operacional dos processos anaeróbios, e potencializar a produção de biogás.

11.2 MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem e caracterização física e química da FORSD

O substrato a ser utilizado nos ensaios de geração de biogás é oriundo de um programa de coleta seletiva da FORSD junto a comunidade do bairro Pici, Fortaleza-CE. A amostragem da FORSD para caracterização física e química foi realizada através da técnica do quarteramento conforme recomendado pela norma da ABNT NBR 10007:2004, que trata da amostragem de resíduos sólidos.

O quarteramento da FORSD ocorreu por meio dos seguintes procedimentos: primeiramente, preparou-se o terreno, colocando uma lona impermeabilizante sobre a área; em seguida, todos os sacos de lixo foram rasgados e homogeneizados manualmente, com auxílio de pás e enxadas; depois, a massa de lixo foi dividida em quatro partes, descartando-se dois montes opostos; os demais montes foram unidos e homogeneizados novamente; por fim, dessa parcela de lixo foi retirado uma amostra de 10 Kg para caracterização. Destaca-se que foram realizadas 05 (cinco) campanhas de amostragem.

A FORSD coletada era previamente, limpa e triturada em um liquidificador industrial e, por fim, armazenada em frascos esterilizados. Neste estudo optou-se pela análise dos resíduos na forma úmida (Figura 1), já que nos processos de biodigestão anaeróbia necessita-se manter o sistema com umidade elevada. As técnicas de conservação e preservação das amostras seguiram as diretrizes de Lima (2004) e APHA *et al.*, 2005.



Figura 1 - FORSD após trituração.

Os RSO foram armazenados em frascos estéreis e acondicionados a uma temperatura entre 4°C e 10 °C. As amostras utilizadas nas análises foram realizadas por meio da preparação de suspensão dos resíduos em proporções da ordem de 10³ e as técnicas de conservação e preservação seguiram as diretrizes de Lima (2004) e APHA *et al.*, 2005.

As variáveis físicas e químicas adotadas na caracterização dos resíduos orgânicos são (Quadro 1): potencial hidrogeniônico (pH); teor de umidade (TU); sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV); carbono orgânico total (COT); demanda química de oxigênio (DQO); fósforo total (PT); e nitrogênio total *Kjeldahl* (NTK). A metodologia analítica segue as diretrizes de EPA - 9045D (2004) para a determinação de pH; de KIEHL (1998) para COT; e de Lima (2004) e de APHA *et al.*, (2005) para os demais parâmetros.

Quadro 1 - Metodologia analítica da caracterização física e química da FORSD.

Parâmetro	Método	Referência
pH	Potenciométrico – 9045D	EPA (2004)
TU (%)	Gravimétrico: evaporação e Secagem a 103 – 105°C.	LIMA (2004); APHA <i>et al.</i> (2005)
Sólidos totais - ST (g/Kg)		
Sólidos totais fixos – STF (g/Kg)		
Sólidos totais voláteis – STV (g/Kg)	Gravimétrico: ignição a 500 – 550°C	
Carbono Orgânico Total - % ST	Estimativa = 1,8 x % STV	KIEHL (1998)
DQO (g O ₂ /Kg)	Espectrofotométrico: digestão por refluxação fechada. Oxidação da matéria orgânica com K ₂ Cr ₂ O ₇ em meio ácido (em tubos com tampas de baquelite rosqueadas) com aquecimento a 150°C em bloco digestor.	LIMA (2004); APHA <i>et al.</i> (2005)
PT (g P-PO ₄ ³⁻ /Kg)	Espectrofotométrico de Absorção Molecular: método do Ácido Ascórbico. Digestão com (NH ₄) ₂ S ₂ O ₈ a 121°C em autoclave, durante 30 minutos a uma pressão entre 98 e 137 kPa.	
NTK (g N-NH ₃ /Kg)	Titulométrico: digestão seguida de destilação em Micro-Kjeldahl e titulação ácido-base.	

Ensaios de biodigestão anaeróbia

Os ensaios de biodegradabilidade de tratamento anaeróbio da FORSD foram realizados de acordo com recomendações propostas por Angelidaki *et al.* (2009), que propõem diretrizes para a padronização dos testes de Atividade Metanogênica Específica (AME).

O lodo utilizado como inóculo tem origem de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de uma estação de tratamento de águas residuárias industriais de cervejaria. O lodo empregado apresentava característica granular e foi selecionado por apresentar AME elevada, registrando um valor de AME de 0,80 gDQO/gSTV.d. Fenômeno este que pode ser atribuído a adaptação do consórcio microbiano de lodos anaeróbios indústrias de cervejeiras a degradação de sacarídeos (CARNEIRO, 2012; LIMA, 2015). A seleção pelo lodo acima foi definida por meio de pesquisa realizada por Lima (2015).

Na Tabela 1 está disposto a caracterização física e química do lodo utilizado neste estudo e os resultados de AME dos lodos citados por Lima (2015).

Tabela 1 - Caracterização física e química do lodo UASB de cervejaria e os resultados de AME dos lodos pesquisados por Lima (2015).

Variáveis	Resultados			
	I	II	Média	DP
pH	7,4	7,4	7,4	0,0
TU (%)	94,6	94,5	94,5	0,1
PEL (g/L)	946	985	965	27
ST (mg/L)	51040	54580	52810	2503
STV (mg/L)	28920	31120	30020	1556
AT. (mg/L)	683	661	671,7	15
AGV (mg/L)	124	114	119	7
NTK (mg/L)	1053	1169	1111	81
PT (mg/L)	513	479	496	24
DQO (mg/L)	22860	19460	21160	2404

Os ensaios de digestão anaeróbia foram realizados em condições mesofílicas (35°C); com relação alimento/microrganismo de 0,5; sob agitação controlada de 150 rotações por minuto (rpm); para completar o volume da mistura de reação, optou-se apenas pelo acréscimo de água visto que a mistura do resíduo com o lodo poderia proporcionar os requisitos nutricionais em quantidades suficientes. Nos testes de biodegradabilidade foram utilizados frascos de 250 mL, previamente calibrados. O volume de *headspace* adotado foi de 30%. Cada condição do ensaio foi analisada em triplicata.

Analisou-se as condições ambientais/operacionais ótimas de produção de biogás considerando aspectos de suplementação de alcalinidade no meio de reação com dosagens de 1g/L, 3g/L e 5g/L, empregando-se como alcalinizante o bicarbonato de sódio (NaHCO₃). Foi considerado ainda um ensaio de controle, em que não se adicionou alcalinidade no sistema.

A quantificação do biogás gerado no interior dos frascos foi mensurada por método manométrico, com a utilização de um indicador universal microprocessado acoplado a um transmissor de pressão de um medidor universal, uma vez que foram mantidos constantes a temperatura e o volume de *headspace*, contudo o acréscimo de pressão medido no interior do recipiente correspondia ao volume de biogás produzido. O volume de biogás foi obtido pela conversão da pressão medida a partir da equação geral dos gases (Equação 1)

$$\left(\frac{P_1 \times V_1}{T_1}\right)_{CNTP} = \left(\frac{P_2 \times V_2}{T_2}\right)_{LAB} \text{ Equação 1}$$

O biogás dos ensaios foi caracterizado e quantificado por análise de cromatografia gasosa, utilizando um cromatógrafo GC 17A, marca Shimadzu, acoplado a um detector de condutividade térmica (TCD). No Quadro 2 é especificado as condições da técnica de cromatografia gasosa aplicada na análise do biogás conforme metodologia desenvolvida e validada por Carneiro (2012).

Quadro 2 - Condições de análise do biogás no GC-TCD.

Parâmetros GC-TCD	
Modo de injeção	<i>Splitless</i>
Volume de injeção (mL)	1
Temperatura do injetor (°C)	40
Gás de arraste	He
Fluxo na coluna (mL/min)	0,7
Temperatura do forno (°C) ^a	50
Temperatura do detector (°C)	200
Tempo de corrida (min)	5

Fonte: CARNEIRO, 2012.

Nota: ^a Programação de temperatura isotérmica.

A metodologia dos ensaios de biodegradabilidade foi realizada da seguinte maneira:

- a) Caracterizar inicialmente a FORSD e o lodo mediante variáveis físicas e químicas conforme metodologias descritas nos Quadros 1 e 3, respectivamente;
- b) separar e identificar os frascos de reação de volume de 250mL. Realizar este procedimento em triplicata;
- c) diluir o inóculo para atingir uma concentração inicial de 3,0 g STV/L (valor situado na faixa de concentração recomendada para testes de AME sob agitação);
- d) preparar a suspensão de RSO para atingir uma concentração inicial de DQO próxima de 1,5 g/L, de modo a atender uma relação A/M 0,5 que se mostrou como condição ótima conforme estudo realizado por Lima (2015) avaliando a AME do lodo em questão em relações de A/M de 0,5 e 1,0;
- e) adicionar os volumes determinados das soluções de lodo e substrato nos frascos de reação devidamente identificados, destaca-se que o volume da mistura (lodo + substrato + água) deverá ocupar 70% da capacidade do frasco (175,0 mL), já que 30% se constitui do *headspace*;
- f) completar com água destilada para alcançar o volume da mistura de 175,0 mL. Embora seja recomendado adicionar solução contendo macronutrientes e micronutrientes para evitar limitações do crescimento microbiano pela indisponibilidade ou carência de nutrientes, no ensaio optou-se apenas pelo acréscimo de água visto que a mistura do RSO com o lodo poderia proporcionar os requisitos nutricionais em quantidades suficientes;
- g) ajustar o pH da solução basal numa faixa entre 6,5 e 7,5;
- h) separar uma alíquota do meio de reação para monitoramento durante a etapa inicial do ensaio conforme parâmetros apontados no Quadro 3.
- i) lacrar devidamente os frascos de reação, evitando a fuga do biogás durante o teste;
- j) remover o O₂ no interior do frasco, purgando-o com um gás inerte, neste caso a purga foi feita com N₂ grau FID por 1 minuto. Certificar-se de que a pressão no interior do frasco seja igual à atmosférica (1 atm);
- k) incubar os frascos a 35°C, sob agitação a 150 rpm;

- l) monitorar a produção de metano diariamente por um período suficiente para cessar ou estabilizar a produção de biogás;
- m) após cessar a produção de biogás, coletar amostras para realizar as análises físicas e químicas do meio de reação, em final de teste, por meio dos parâmetros citados no Quadro 3.

Quadro 3 - Metodologia analítica empregada na caracterização física e química do lodo e do meio de reação.

Parâmetro	Método	Referência
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (2005)
Alcalinidade total – AT. (mg CaCO ₃ /L)	Titulação potenciométrica: titulação de neutralização com H ₂ SO ₄	
Ácidos Graxos Voláteis – AGV (mg Hác./L)	KAPP	KAPP (1984) <i>apud</i> Cavalcanti; van Haandel (2000)
DQO (mg O ₂ /L)	Espectrofotométrico: digestão por refluxação fechada. Oxidação da matéria orgânica com K ₂ Cr ₂ O ₇ em meio ácido (em tubos com tampas de baquelite rosqueadas) com aquecimento a 150°C em bloco digestor	APHA <i>et al.</i> (2005)

O valor de AME pode ser calculado por meio da Equação 2:

$$AME = \frac{V_{CH_4}}{FC \times STV} \times \frac{t}{V_{mist}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

AME = Atividade metanogênica específica (gDQO-CH₄/gSTV.d)
V_{CH₄} = volume de metano produzido durante todo o experimento (mL);
FC = fator de conversão estequiométrico (390 mL de CH₄/g DQO_{rem});
STV = teor de sólidos totais voláteis do inóculo (g/L).

Tratamento estatístico dos dados

Na caracterização física e química da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares do bairro Pici aplicou-se análise de componentes principais (PCA) para analisar as relações entre as variáveis medidas e o agrupamento entre as amostras das coletas, por meio da redução dimensional dos dados, onde foi possível observar as variáveis analíticas e temporais que proporcionaram maior variância dentro da caracterização da FORSD.

Na PCA as primeiras componentes principais explicam a maior parte da variância total da matriz de dados (NAPOLEÃO *et al.*, 2011). Essa ferramenta simples gera uma representação gráfica, que permite identificar os agrupamentos entre as amostras que resultam de comportamentos similares ou características distintas (MINGOTI, 2005).

Já nos ensaios de biodegradabilidade, a análise estatística buscou determinar o efeito das diferentes condições operacionais e dos tipos de pré-tratamento que mais influenciou no tratamento dos resíduos orgânicos (eficiência na remoção de DQO) e na produção de biogás. Para isso utilizou-se análise estatística de distribuição da normalidade dos dados por meio do teste de Shapiro Wilk; em seguida, foi efetuada a Anova, que segundo Borges e Chernicharo (2009) permitem avaliar se determinado fator produz mudanças em uma variável de interesse; e, por fim, o teste de Tukey para avaliar se houve diferença significativa entre as médias.

Os dados gerados foram processados para análise estatística multivariada pelo *software* estatístico livre R Project, versão 3.1.1 (10/07/2014), *Copyright (C) 2014 The R Foundation for Statistical Computing*. Plataforma: i386-w64-mingw32/i386 (32-bit) (R CORE TEAM, 2013).

Segundo R Core Team (2013), o programa R está disponível como *software* livre sob os termos da GNU *General Public License* em forma de código-fonte da *Free Software Foundation*. Ele compila e roda em uma ampla variedade de plataformas UNIX e sistemas similares, Windows e MacOS.

Os demais resultados desta pesquisa foram organizados e tabulados em planilhas do *Microsoft Office Excel*, versão 2007.

11.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Amostragem e caracterização física e química da FORSD

Na Tabela 2 são apresentados os resultados da caracterização física e química da FORSD para ser utilizada na preparação do substrato para os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

Tabela 2 - Caracterização física e química da FORSD do bairro Pici.

Variáveis	Data da amostragem					Média	DP
	SET04	SET18	OUT17	NOV07	DEZ04		
pH	4,53	4,26	4,27	4,44	4,72	4,44	0,19
TU (%)	71,82	74,95	74,67	76,57	71,76	73,95	2,10
ST (g/Kg)	281,8	250,6	253,3	234,4	282,5	260,5	21,0
STF (g/Kg)	20,7	15,3	16,4	19,5	25,9	19,5	4,2
STV (g/Kg)	261,1	235,3	236,9	214,9	251,3	239,9	17,6
% ST	28,18	25,05	25,33	23,44	28,24	26,05	2,10
% STF (Em relação aos ST)	7,31	6,10	6,48	8,32	9,17	7,48	1,28
%STV (Em relação aos ST)	92,69	93,90	93,52	91,68	88,96	92,15	1,98
%COT (Em relação aos ST)	51,49	52,17	51,96	50,93	49,42	51,19	1,10
NTK (g N-NH ₃ /Kg)	4,7	3,5	3,0	5,9	1,0	3,6	1,9
% NTK (Em relação aos ST)	1,68	1,39	1,17	2,53	0,35	1,43	0,79
PT (g P-PO ₄ ³⁻ /Kg)	2,90	2,21	2,66	0,64	0,51	1,78	1,13
% PT (Em relação aos ST)	1,03	0,88	1,05	0,27	0,18	0,68	0,42
DQO (g O ₂ /Kg)	217,60	186,60	147,60	198,60	225,90	195,26	30,80
Relação C/N	31	38	44	20	139	54	48

Pode-se observar na Tabela 2 que o pH do resíduo apresentou características ligeiramente ácidas, com valores de pH entre 4,26 a 4,72. Quanto ao teor de umidade, a FORSD do bairro Pici apresentou um percentual de aproximadamente 74%, sendo 26%

constituído de matéria sólida. Dessa parcela sólida, maior parte é da fração volátil correspondendo a $92,15\% \pm 1,98$, que se constitui de matéria orgânica putrescível.

Silva *et al.* (2009b) encontrou teor de umidade para os RSO domiciliares das áreas urbanas dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas – PB similar ao deste estudo, com valor médio de 75,27%. Todavia o %STV do trabalho realizado por Silva *et al.* (2009b) esteve muito abaixo, com média de 78,94%, o que mostra que a FORSD do bairro Pici é altamente biodegradável.

As concentrações de nutrientes mostraram uma variação bastante significativa entre os períodos amostrados. O nitrogênio deteve em média $1,43\% \pm 0,73$, com um desvio padrão elevado, e o fósforo total apresentou concentrações que variaram entre $0,51 \text{ g P-PO}_4^{3-}/\text{Kg}$ e $2,90 \text{ g P-PO}_4^{3-}/\text{Kg}$.

A relação C/N média (54) esteve acima da recomendada para a digestão anaeróbia (entre 20-30). Apenas nos dias 04/set e 07/nov foram obtidos valores situados no limite dessa faixa com relações de 31 e 20, respectivamente. Destaca-se que na amostragem de 04/dez o valor encontrado para C/N foi cerca de 4,6 vezes maior ao limite máximo recomendado, o que está associado ao baixo resultado de NTK que foi de 0,35%, enquanto que o teor de COT manteve-se alto com 49,42%.

Liu *et al.* (2012) analisando a relação C/N de resíduos alimentares e resíduos de vegetais e frutas encontraram resultados de 17,4, estando abaixo da relação ótima. A baixa relação C/N se deu devido à maior disponibilidade de nitrogênio nas amostras de resíduos alimentares e vegetais que apresentaram 2,8% e 2,4% de N, respectivamente, percentuais estes que foram superiores ao valor médio de NTK apontado na Tabela 2.

A Análise de Componentes Principais (PCA) permite explicar as relações entre as variáveis medidas e o agrupamento entre as amostras, por meio da redução dimensional dos dados. Sendo, assim, possível observar as variáveis que apresentaram maior variância dentro da caracterização da FORSD.

Para isso, foram sumarizados os gráficos de *scores* e *loadings* (Figura 2) que contém a informação relativa ao conjunto de dados originais. Lembrando que no gráfico de *loadings* é possível analisar as variáveis que são responsáveis pelas analogias ou diferenças existentes (parâmetros físicos e químicos), enquanto que no gráfico de *scores* são explicadas as informações acerca do agrupamento das amostras (coletas).

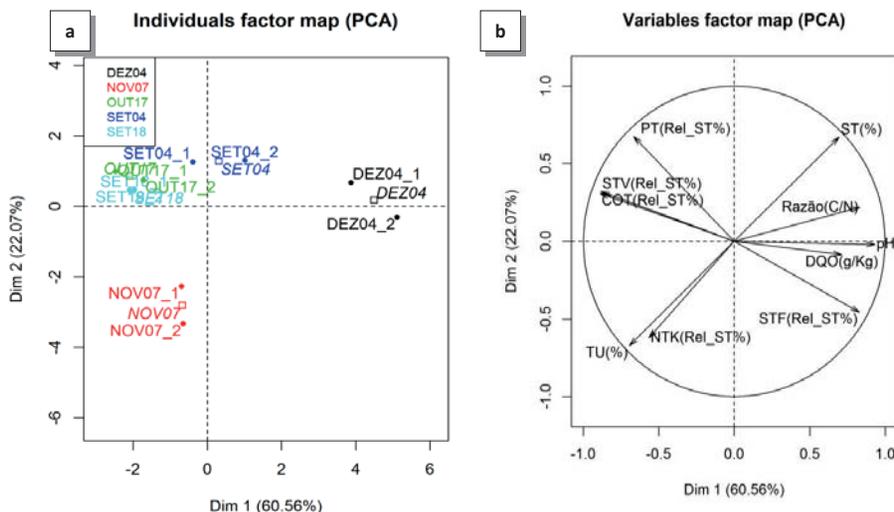


Figura 2 - Análise de Componente Principal dos atributos físico-químicos: diagrama de ordenação das amostras (*scores*) e formação de grupos de amostras semelhantes (a) e diagrama de ordenamento das variáveis (*loadings*) (b) levando-se em consideração as componentes principais 1 e 2.

A estatística da PCA (Figura 2) mostrou que as duas primeiras componentes principais respondem pela maior parte da variância, explicando 82,63% da variância total da matriz de dados, em que 60,56% da variância é explicada por PC1 e 22,07% por PC2.

Avaliando a Figura 2a, é evidenciado no gráfico de ordenação das amostras que existem três agrupamentos ocorrendo em função das coletas, sendo que o agrupamento de NOV07 está separado basicamente do grupo SET04-SET18-OUT17 pela componente principal 2 (PC2) e do grupo DEZ04 pela componente principal 1 (PC1).

Na Figura 2 pode-se ainda compreender as variáveis que influenciaram na divisão desses agrupamentos, tendo em vista a posição similar dos parâmetros físicos e químicos da caracterização da FORSD, nos quadrantes do gráfico de *loadings* (2b), e das amostragens, no gráfico de *scores* (2a).

No tocante ao agrupamento SET04-SET18-OUT17 as variáveis que registraram valores superiores foram o PT, STV e COT, assim como se observa no quadrante superior esquerdo da Figura 2b. Ressalta-se que a coleta de 04 de setembro também sofreu influência da alta concentração de ST, fato este que graficamente se visualiza que parte de SET04 está deslocada para o quadrante superior direito. Entretanto as variáveis como TU e NTK contribuiu para a formação do agrupamento da coleta de NOV07, em função dos maiores valores para esses atributos conforme se ilustra no quadrante inferior esquerdo da Figura 2b.

Nos quadrantes do lado direito, está disponível o agrupamento representado DEZ04, que está dividido dos demais pela PC1. De maneira geral, na coleta do mês de dezembro as variáveis que apresentaram as maiores concentrações foram os parâmetros de ST, STF, razão C/N, DQO e maior valor pH. Quanto à relação C/N, isso justifica a elevada relação C/N

obtida durante a amostragem de dezembro, portanto, sendo corroborado pelo valor encontrado de C/N de cerca de 4,6 vezes maior ao limite máximo recomendado.

Após o tratamento estatístico das informações de caracterização das FORSD, nota-se que o resíduo coletado apresentou, numa dimensão temporal, composição bastante heterogênea, especialmente, para os parâmetros físicos e químicos de pH, TU, ST, PT, NTK e razão C/N. Tal fenômeno aponta a necessidade da caracterização inicial antes da alimentação de reatores anaeróbios, visando adequar as características do substrato para atender as condições operacionais e requisitos ambientais projetados no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos, garantindo assim a manutenção da eficiência desejada e a estabilidade dos processos anaeróbios.

Apesar das concentrações de STV e de COT terem se mantidos constantes durante todas as coletas amostradas, deve-se atentar sempre para caracterização inicial desses parâmetros e, se necessário, realizar a correção da carga orgânica a ser aplicada na bioestabilização anaeróbia.

Ensaio de biodigestão anaerobia

O teste de biodegradabilidade da FORSD do bairro Pici foi realizado no intuito de se avaliar o potencial máximo da produção de biogás, em especial, de metano. Este teste visou ainda analisar a eficiência na remoção da matéria orgânica.

Todas as análises físicas e químicas para caracterizar o meio de reação no início e fim de teste foram determinadas em duplicata, com exceção das análises de alcalinidade, AGV e NTK que foram feitas uma única vez devido ao pouco volume disponível de amostra no final do ensaio.

A Tabela 3 indica o desempenho na remoção de DQO e da AME para os ensaios de biodegradabilidade das diferentes dosagens de NaHCO₃ aplicadas no meio de reação.

Tabela 3. Influência da dosagem de alcalinidade aplicada na remoção de DQO do ensaio de biodegradabilidade.

Parâmetro	AT Nat	AT 1g/L	AT 3g/L	AT 5g/L
DQOi (mg O ₂ /L)	18900 ± 236	18900 ± 236	18900 ± 236	18900 ± 236
DQOf (mg O ₂ /L)	9867 ± 471	8825 ± 295	9075 ± 412	9825 ± 295
Eficiência (%)	47,79	53,31	51,98	48,02
AME (gDQO-CH ₄ /gSTV·d)	0,7755	1,2654	1,1857	1,0559

As dosagens que apresentaram maior eficiência de remoção de DQO foram os frascos onde foram adicionados 1g/L e 3g/L de NaHCO₃, com eficiência de 53,31% e 51,98%, respectivamente. Verificou-se também que os melhores resultados de AME foram de 1,2654 gDQO/gSTV·d, para a dosagem de NaHCO₃ de 1g/L, e de 1,1857 gDQO-CH₄/gSTV·d, para a de 3g/L, ambas resultantes após 21 horas de incubação, assim como ilustrado na Figura 3.

Pereira-Ramirez *et al.* (2002), estudando a influência da alcalinidade no tratamento anaeróbio de efluentes da suinocultura, constatou a influência positiva da suplementação de alcalinidade, já que nas fases onde foram adicionados bicarbonato foi evidenciado melhores taxas de remoção de DQO, sendo mantidos durante essas fases relação AGV/AT entre 0,38 e 0,45.

O pior desempenho foi diagnosticado onde não se adicionou uma fonte externa de alcalinidade, com AME de 0,7755 g DQO-CH₄ / g STV·d. Isso pode ser justificado pela relação inicial elevada de AGV/AT, que foi de 0,4 (ver Tabela 4), superior ao valor recomendado para os processos anaeróbios, podendo assim ter ocasionado instabilidade durante o início do ensaio através do acúmulo de AGV (VAVILIN *et al.*, 2003). Em relação aos valores de pH, estes mantiveram-se neutros para as distintas condições durante todo o período de operação.

Em relação aos valores de pH, não se verificou nenhuma associação que possa explicar a performance do tratamento anaeróbio dos resíduos orgânicos nas diferentes condições experimentais de alcalinidade, já que se manteve em um faixa de neutralidade para as distintas condições durante todo o período de operação.

Tabela 4 – Valores de pH, AT e AGV encontrados em início e fim do ensaio de biodegradabilidade para avaliar a influência das distintas dosagens de alcalinidade aplicadas.

Parâmetro	Alc Nat	Alc 1g/L	Alc 3g/L	Alc 5g/L
pHi	7,40	7,40	7,40	7,40
pHf	6,95	7,35	7,31	7,32
AT.i (mg CaCO ₃ /L)	872	1012	2580	3822
AT.f (mg CaCO ₃ /L)	1210	1758	2932	4324
AGVi (mg Hác./L)	345	297	545	662
AGVf (mg Hác./L)	105	319	400	529
Relação AGV/AT.i	0,40	0,29	0,21	0,17
Relação AGV/AT.f	0,09	0,18	0,14	0,12

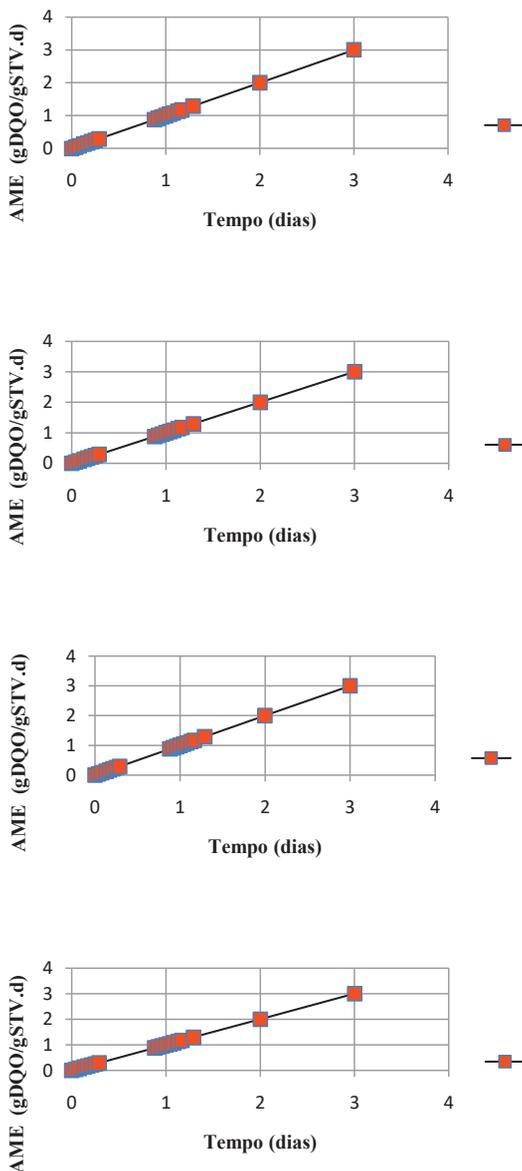


Figura 3 - Atividade metanogênica específica dos ensaios com diferentes dosagens de alcalinidade.

Quanto à composição de biogás e produção acumulada de metano assinaladas na Tabela 5, o percentual de metano variou de 58,4% a 66,1%, com o teste de Alc 1g/L possuindo maior composição (66,1%) e produção acumulada de metano (30,25mL). Esses percentuais de metano são compatíveis aos valores relatados por Facchin *et al.*, (2013), que em ensaios em batelada de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos domésticos feitos em pequena escala e com dosagens mais elevadas de alcalinidade, em faixa mesofílica (37°C), apresentou composição de 60 a 70% de CH₄.

Tabela 5 -Resultados da composição do biogás dos ensaios de biodegradabilidade para avaliar a influência das diferentes dosagens de alcalinidade aplicadas.

Composição (%)	AT Nat	AT 1g/L	AT 3g/L	AT 5g/L
AR	15,9%	12,6%	17,4%	20,1%
CH ₄	63,6%	66,1%	62,4%	58,4%
CO ₂	20,5%	21,2%	20,2%	21,5%
V _{CH4} médio	25,15mL	30,25mL	29,0mL	24,80mL

Esses percentuais de metano são compatíveis aos valores relatados por Facchin *et al.*, (2013), que em ensaios em batelada de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos domiciliares feitos em pequena escala e com dosagens mais elevadas de alcalinidade, em faixa mesofílica (37°C), apresentou composição de 57% de CH₄ e com resultados que atingiram de 60 a 70% de metano.

Na análise estatística dos resultados foram consideradas as variáveis de produção acumulada de CH₄ e de eficiência de remoção de DQO das diferentes condições de dosagens de alcalinidade empregadas no teste de biodegradabilidade.

Inicialmente aplicou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Tabela 6) para se diagnosticar se os dados experimentais seguem a uma distribuição normal. Neste caso, adotou-se um nível de significância do teste (α) de 0,05, mais comumente usado.

Tabela 6 - Valores do teste de normalidade de Shapiro-Wilk dos ensaios com diferentes dosagens de alcalinidade.

Parâmetro	W _(0,05;4)	W _{calc}	P-valor
V _{CH4}	0,748	0,856	0,109
Remoção DQO		0,880	0,186

Pelo princípio de decisão do teste, a estatística do W calculado para as duas variáveis utilizadas foi superior ao valor crítico [W_(0,05;4)] da estatística de Shapiro-Wilk, conforme indicada na Tabela 6, com p-valor acima do nível de significância ($\alpha = 0,05$). Assim, pode-se inferir que os dados experimentais seguem a uma distribuição normal, dando indícios que existem condições de suplementação de alcalinizante que influenciam mais positivamente na geração de metano.

Após o teste de normalidade, foi realizada a análise de variância para se verificar se determinação condição experimental de alcalinidade contribuiu para melhores taxas de produção de metano e de remoção de DQO. Na Tabela 7 encontra-se a estatística para análise de variância.

Tabela 7 – Análise estatística de variância (Anova) dos resultados dos ensaios de biodegradabilidade com diferentes condições de alcalinidade.

Variável	Soma quadrado	Quadrado médio	Estatística F	p-valor
VCH₄	44,93	14,977	20,31	0,007
Resíduo	2,95	0,737		-
Remoção DQO	46,63	15,544	8,076	0,036
Resíduo	7,7	1,925		-

Adotando um nível de significância de 5% para Anova, rejeita-se a hipótese nula para a variável de volume acumulado de CH₄, portanto, havendo diferença significativa entre as médias. Entretanto, para a variável de remoção de DQO não é possível estabelecer rejeição de igualdade entre as médias. Para confirmar essas hipóteses, empregou-se o teste de Tukey (com intervalo de confiança de 95%) para diagnosticar se uma ou mais das situações operacionais apresentaram diferenças significativas entre as médias das variáveis estudadas (vide Tabela 8).

Tabela 8 - Resultado do teste de Tukey para comparação das médias dos ensaios com diferentes dosagens de alcalinidade.

Variável	Nível	Centro	Limite Inferior	Limite Superior	p-valor
VCH ₄	Alc3g/L-Alc1g/L	-1,25	-4,745962	2,2459616	0,533
	Alc5g/L-Alc1g/L	-5,45	-8,945962	-1,9540384	0,011
	AlcNat-Alc1g/L	-5,1	-8,595962	-1,6040384	0,014
	Alc5g/L-Alc3g/L	-4,2	-7,695962	-0,7040384	0,027
	AlcNat-Alc3g/L	-3,85	-7,345962	-0,3540384	0,036
	AlcNat-Alc5g/L	0,35	-3,145962	3,8459616	0,974
Remoção DQO	Alc3g/L-Alc1g/L	-1,32	-6,967752	4,3277521	0,782
	Alc5g/L-Alc1g/L	-5,285	-10,932752	0,3627521	0,062
	AlcNat-Alc1g/L	-5,505	-11,152752	0,1427521	0,054
	Alc5g/L-Alc3g/L	-3,965	-9,612752	1,6827521	0,142
	AlcNat-Alc3g/L	-4,185	-9,832752	1,4627521	0,123
	AlcNat-Alc5g/L	-0,22	-5,867752	5,4277521	0,998

Conforme constado na Tabela 8, avalia-se que na remoção de DQO não houve dispersão entre as médias dos níveis de confiança, sendo corroborado por meio da Figura 4 que todos os intervalos de confiança sobrepõem à diferença igual a zero.

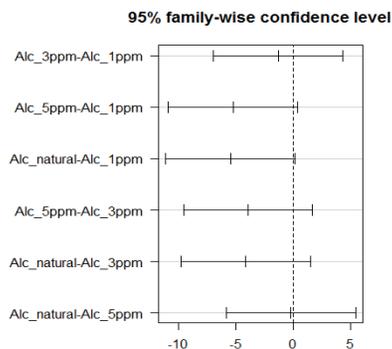


Figura 4 - Gráfico do teste de Tukey para remoção de DQO (%) dos ensaios com diferentes dosagens de alcalinidade

Considerando o volume acumulado de metano, os níveis de Alc5g/L-Alc1g/L, AlcNat-Alc1g/L, Alc5g/L-Alc3g/L e AlcNat-Alc3g/L rejeitam a hipótese nula, havendo diferença significativa entre as médias. No entanto para os intervalos Alc3g/L-Alc1g/L e AlcNat-Alc5g/L os resultados do p-valor superaram o nível de significância de 0,05, aceitando assim a hipótese nula de igualdade entre esses níveis. Na Figura 5, pode-se entender melhor os resultados estatísticos de Tukey.

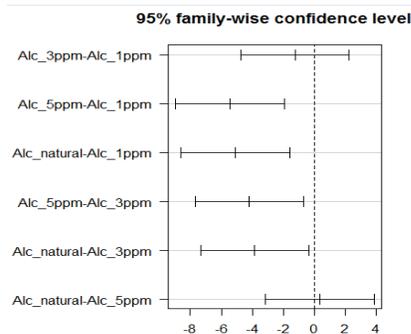


Figura 5 - Gráfico do teste de Tukey para o volume acumulado de CH₄ dos ensaios com diferentes dosagens de alcalinidade.

CONCLUSÕES

Conclui-se que a FORSD analisada é altamente biodegradável, e rica em nutrientes, estando apta ao tratamento via biodigestão anaeróbia. Porém, salienta-se que a composição do resíduo foi bastante heterogênea, exigindo caracterização prévia e a co-digestão com outros resíduos orgânicos antes da alimentação em reatores anaeróbios para atender aos requisitos estabelecidos.

Nos ensaios de biodegradabilidade, sob a perspectiva de analisar as melhores condições de dosagens de alcalinidade, foram encontrados melhores resultados de AME, produção e composição de biogás e remoção de DQO nos frascos incubados com adição de alcalinizante numa concentração de 1g/L, demonstrando assim a importância do tamponamento na eficiência do tratamento e na estabilidade operacional dos processos anaeróbios.

Embora se tenha obtido resultados satisfatórios de eficiência na remoção de matéria orgânica, composição de biogás e produção acumulada de metano para o ensaio em que foi suplementado 3g/L de alcalinizante, esta condição se torna desvantajosa pela necessidade de maior dosagem de produto químico, elevando assim o custo do tratamento.

Destaca-se ainda que em todos os ensaios de biodigestão cerca de 60% ou mais do biogás era composto por gás metano.

Por fim, pondera-se que para os ensaios de digestão anaeróbia da FORSD, torna-se necessário realizar experimentos em escala piloto e real para avaliar a melhor relação custo/benefício da adição de uma fonte externa de alcalinidade no tratamento dos resíduos orgânicos.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil/2013**. 11ª ed. Abrelpe, 2013.

AMARAL, F. L. M. **Biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos: um panorama tecnológico atual**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental/Área de Concentração: Mitigação de impactos ambientais) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2004. 107p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ed. Washington D C: APHA, 2005, 1155p.

ANGELIDAKI, I. *et al.* Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 53, p. 927-934, 2009.

AQUINO, Sergio Francisco de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n.2, p. 152-161, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007: Amostragem de Resíduos sólidos – classificação**. Rio de Janeiro, 2004b.

BORGES, E. S. M.; CHERNICHARO, C. A. L. Efeito do tratamento térmico de lodo anaeróbio sobre as características de biodegradabilidade da fração orgânica. **Eng Sanit Ambient** | v.14 n.4 | out/dez 2009 | 489-498.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 12.305, de 2 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. **Publicada no D.O.U.**, Seção 1, de 3 de agosto de 2010.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Guia para elaboração dos Planos de Gestão de Resíduos Sólidos**. Brasília - DF, 2011.

CARNEIRO, P. M. **Remoção de BTEX em biorreatores anaeróbios sob condições Metanogênicas, desnitrificantes e sulfetogênicas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Fortaleza, 2012.

CASSINI, S. T., *et al.* Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos. *In*: Sérgio Túlio Cassini (Org.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás** / Sérgio Túlio Cassini (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 210 p. : Il. Projeto ProSab.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 9045 D: Soil and Waste pH**. United States, 2004. 65. Disponível em: <<http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/9045d.pdf>>. Acesso em: jul. 2013.

FACCHIN, V. *et al.* Batch and Continuous Mesophilic Anaerobic Digestion of Food Waste: Effect of Trace Elements Supplementation. **Chemical engineering transaction**, VOL. 32, 457-462, 2013, DOI: 10.3303/CET1332077.

FELIZOLA, C. S. ; LEITE, V. D. ; PRASAD, S. . Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica (UFPB)**, v. 27, p. 53/1-62, 2006.

GRASSO, Domenic. 1993 Livro **Hazardous waste site remediation source control**. 1993.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010a.

KHALID, A. *et al.* The anaerobic digestion of solid organic waste. Reproduced from **Waste Management**, 31: 1737-1744 (2011).

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem? Maturação e qualidade do composto**. Piracicaba USP, 1998. 171p.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **TRENDS in Biotechnology**. Vol.19, Nº.9, September 2001.

LIMA, Luiz Mário Queiroz. **Lixo: tratamento e biorremediação**. 3 ed., Revista e Ampliada, 2004.

LIMA, Naiane Costa. **Análise de tipos e concentrações de inóculos para potencializar a geração de biogás na digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares (FORSD) do Bairro Pici, Fortaleza – CE** / Naiane Costa Lima. – 2015. 139 f. : il. color., enc. ; 30 cm.

- LIU, Y. TAY, J. (2004). State of tger Art Biogranulation Technology for Wastewater Treatment. **Biotechnology Advances** 22: 533-563.
- LIU, X. *et al.* Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogás production and GHG reduction. **Renewable Energy** 44 (2012) 463-468.
- MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada.** Belo Horizonte: Editora: UFMG, 2005. 295p.
- NAPOLEÃO, D. C. *et al.* Avaliação da Qualidade dos Afluentes e Efluentes de ETE de Indústria Farmacêutica Utilizando Análise de Componentes Principais. *In:* Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011, 26., Porto Alegre. **Anais...** Abes, 2011.
- OLIVEIRA, Luciano Basto ; ROSA, Luiz Pinguelli. Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economics benefits. **Energy Policy**, Inglaterra, v. 31, n.14, p. 1-16, 2003.
- PEREIRA-RAMIREZ, O. *et al.* Influência da Recirculação/Alcalinidade no Desempenho de um Reator UASB no Tratamento de Efluente de Suinocultura. *In:* Taller y Simpósio Latinoamericano Sobre Digestión Anaeróbica, 7., **Anais...** 2002, Mérida.
- PICANÇO, A. P. **Influência da recirculação de percolado em sistemas de batelada de uma fase híbrido na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.** 2004. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004. 135 f.
- RAO, M. S.; SINGH, S. P. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield–organic loading relationships for process optimization. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 2, p. 173-185, 2004.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013
- SAITO, MARIA LÚCIA. **O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos** / Maria Lúcia Saito. – Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2007. 35 p. : il. — (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, ; 64).
- SILVA, C. L. *et al.* A cadeia de biogás e a sustentabilidade local: uma análise socioeconômica ambiental da energia de resíduos sólidos urbanos do aterro da Caximba em Curitiba. **Innovar** (Universidad Nacional de Colombia), v. 19, p. 83-98, 2009a.
- SILVA, M. M. P. *et al.* Tratamento aeróbico conjugado de lodos de tanque sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science?** V. 4, n.3, 2009b.
- VAVILIN, V. A. *et al.* Distributed Model of Solid Waste Anaerobic Digestion: Effects of Leachate Recirculation and pH Adjustment. 2 **BIOTECHNOLOGY AND BIOENGINEERING**, VOL. 81, NO. 1, JANUARY 5, 2003.

VERMA, Shefali. (2002). **Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes**. M.S. Thesis, Fu Foundation School of Engineering and Applied Science, Columbia University.

VESILIND, P. ARNE. Introdução à engenharia ambiental / P. Arne Vesilind, Susan M. Morgan; revisão técnica Carlos Alberto de Moya Figueira Netto, Lineu Belico dos Reis. – São Paulo: **Cengage Learning**, 2011. 2º ed. norte-americana.

12 ANÁLISE DA VIABILIDADE DE PROCESSO DE COMPOSTAGEM EM BELO HORIZONTE (VALÉRIA CRISTINA PALMEIRA ZAGO, RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS)

Resumo: Este capítulo aborda a situação do processo de compostagem em Belo Horizonte (MG) desde as primeiras iniciativas até meados da década de 2010, e apresenta algumas reflexões que possam fomentar uma discussão mais abrangente sobre o futuro da gestão de resíduos orgânicos no município. Versa sobre a importância de se considerar a compostagem como uma tecnologia em prol da melhoria da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), de maneira sustentável. O processo de compostagem é uma tecnologia facilmente adaptável a diferentes locais e escalas, podendo ser doméstica, comunitária, institucional, comercial e industrial. No entanto, é extremamente mais eficiente quando dentro de um plano de gestão integrada e sustentável, que pense a prevenção e a redução da produção de resíduos sólidos; a separação diferenciada e a coleta seletiva dos orgânicos; a integração com políticas públicas de ordenamento do solo, agrícolas e ambientais, além do fomento ao mercado e ações de educação ambiental. No entanto, a participação dos municípios num cenário de maior controle de impactos ambientais tem que ser necessariamente mais determinada e intensa. Em Belo Horizonte, apesar da existência de um Programa de Compostagem desde a década de 90 do século passado, poucos foram os avanços até o ano de 2017, em grande parte devido ao descaso político das gestões administrativas ulteriores.

Palavras-chave: gestão de resíduos sólidos orgânicos, valorização, caso de Belo Horizonte

12.1 INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) não define o que são “resíduos orgânicos”, porém preconiza a valorização da fração orgânica, da mesma forma, como daqueles resíduos já reconhecidamente aceitos no mercado (plásticos, metais, papéis e vidros, etc). Assim é que tecnologias como a compostagem, a digestão anaeróbica e o aproveitamento energético estão relacionadas no rol das atividades de destinação final ambientalmente adequada. Dado o caráter federativo do país, a sinalização da valorização dos resíduos orgânicos deve influenciar as normativas dos estados e municípios.

Globalmente, cada vez mais, as cidades estão olhando para iniciativas de compostagem como um mecanismo para desviar os resíduos orgânicos dos aterros – em países europeus é proibido aterrá-los - de uma maneira que seja rentável, sustentável e responsável (UN-Habitat, 2010). Ou seja, a compostagem já está definitivamente incorporada na gestão dos RSU. Em cidades canadenses, por exemplo, o material orgânico direcionado para as instalações de compostagem urbana comercial é um grande negócio(BLAKEWAY, 2013).

O relatório sobre resíduos sólidos referentes ao ano de 2013, publicado pela Agência de Proteção Ambiental (EPA), dos Estados Unidos, descreveu uma taxa de reciclagem de resíduos de alimentos e de jardins no país de 5% e 60,2 % em relação ao total de resíduos gerados e taxas crescentes anualmente desde 1990. Cerca de 3.560 programas de compostagem comunitárias foram documentados em 2013, um aumento de 3.227 em relação

a 2002. Os programas de coleta seletiva para resíduos orgânicos destinados à compostagem atenderam mais de 2,7 milhões de residências, em 2013 (USEPA, 2015).

Por mais de 20 anos, em Nova Iorque, o Departamento de saneamento da cidade (DSNY) promove um programa de compostagem, treinando e dando apoio os moradores. Assim, muitos nova-iorquinos, há muito tempo, recuperam os resíduos de jardim e alguns restos de comida em seus quintais, efetivamente removendo esse material do fluxo de resíduos. Na primavera de 2014, o Projeto apoiou mais de 237 locais de compostagem comunitária, localizados em hortas e centros comunitários, escolas e complexos de apartamentos. Estes locais reciclaram coletivamente cerca de 573 toneladas de resíduos orgânicos em um ano (GARCIA, 2015).

Os municípios brasileiros, por sua vez, têm historicamente implementado ou incentivado a compostagem em diferentes épocas e com diferentes objetivos, sendo no entanto muitas dessas iniciativas abandonadas posteriormente. Algumas delas persistiram, mas não foram ampliadas ou incluídas oficialmente nos planos municipais de gestão de resíduos.

A versão preliminar do Plano Nacional de Gestão de Resíduos Sólidos - PLANARES (MMA, 2012) ressalta que os resíduos orgânicos, por não serem coletados separadamente, acabam sendo encaminhados para disposição final, juntamente com os resíduos domiciliares. Essa forma de destinação gera, para a maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas, caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento específico, por exemplo, via compostagem. Do total estimado de resíduos orgânicos que são coletados no país (94.335,1 t.dia⁻¹), somente 1,6% (1.509 t.dia⁻¹) é encaminhado para tratamento via compostagem.

Embora na situação da compostagem haja diferenças significativas entre as cidades – vale notar que as iniciativas são mais fruto de vontade pessoal (de algum dirigente mais atuante e sintonizado com a problemática ambiental) que da adoção de alguma política local explícita – e entre os estados, a situação nacional não é boa: diante da riqueza que os resíduos orgânicos têm, o que é feito para sua valorização, sob qualquer forma, é bastante restrito.

Na década de 90, Belo Horizonte iniciou um Programa de Compostagem, associado a coleta seletiva de resíduos orgânicos, pioneiro no Brasil e, se esperava sua ampliação progressiva. No entanto, as taxas de reciclagem desses resíduos sempre foram muito acanhadas (ver Figura 1 abaixo), frente ao seu potencial e, ademais, é frequentemente, ameaçado por gestões de governo, que não o veem como estratégico e útil para a gestão dos resíduos no município.

O município de Belo Horizonte possui uma área de 331km², com população estimada em 2.513.451 habitantes (IBGE, 2016). Tem sua gestão de RSU reconhecida em nível nacional há anos⁸, embora seus números mais positivos estejam estacionados há anos em patamares acanhados quando se analisa sob a óptica de uma gestão de RSU digna deste nome.

⁸A cidade há mais de 20 anos tem coleta seletiva (dos principais materiais: vidro, plástico, papel e alumínio) com menos de 1% em média de recuperação, em grande parte graças aos catadores; tem reciclagem de resíduos de construção civil (com 34 Unidades de Recebimento de Pequenos Volumes e duas estações de reciclagem, com funcionamento bastante irregular); apoia as associações de catadores, mesmo se de modo decrescente; tem iniciativas episódicas de educação ambiental; tem promulgado leis e atualizado regulamentos de uma maneira articulada sobre o tema mas que demoram a ser observados; cobra taxa de limpeza pública que paga quase metade dos custos.

Na verdade, nos últimos anos a gestão de seus RSU tem sofrido certo esvaziamento em termos de apoio político local e mesmo no que tange à colaboração da população, indo destarte na contramão das tendências mundiais e mesmo nacionais. O Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS-BH) estava em fase de final de elaboração e discussão, passando por aprovação em audiências públicas, até o início⁹ de 2017.

Breve histórico da compostagem em Belo Horizonte

Fundada sob forte influência do contexto higienista vigente no final do século XIX, a preocupação com a limpeza e o saneamento foi constante nas determinações dos primeiros administradores da capital. Já no decreto nº 826/1894, que cria a Comissão construtora da capital, a higiene e a salubridade são incluídas como requisitos fundamentais para a escolha do local a ser instalada a nova capital mineira (Belo Horizonte, 2000).



Figura 1 – Sistema Beccari na década de 1930, em Belo Horizonte

(Fonte: Belo Horizonte, 2000)

A relação da cidade com os resíduos orgânicos inicia-se com o estabelecimento de um convênio, em 1929, entre a Prefeitura da capital e a Secretaria de Agricultura do Estado para a construção de uma estrutura com 100 células para a fermentação do lixo orgânico pelo processo conhecido por sistema Beccari¹⁰. As 100 unidades de tratamento biológico dos resíduos via fermentação da massa orgânica foram instaladas em conjuntos de 30, 50 e 20 células, nas então denominadas, respectivamente, Fazendas Gameleiras, do Horto e da Baleia, ao longo dos anos 1930 e 1931 (Figura 1).

O período de operação do sistema e os resultados do processo, ao longo das décadas de 1930 até a primeira metade dos anos 1950, é conhecido apenas por meio dos poucos registros relacionados à rotina dos serviços. O último governo municipal que investiu no

⁹Vale lembrar que as eleições municipais de 2016 significaram em várias cidades, como foi o caso de BH, uma ruptura com a administração em exercício. Até que a nova administração mostre a que veio pode levar um bom tempo. Há inclusive registros de sabotagem nos bancos de dados que vêm sendo duramente construídos.

¹⁰Sistema Beccari: processo biológico misto de tratamento de resíduos sólidos orgânicos, desenvolvido em 1922 por Giovanni Beccari, em Florença (Itália). Preconizava o confinamento da matéria em celas ou células fechadas, dentro das quais ocorreria primeiramente um período de decomposição por microrganismos anaeróbicos. Num segundo momento, seria introduzido um fluxo contínuo de ar e o processo se tornava majoritariamente aeróbico seguindo assim até seu termo, o que dependia ainda de fatores como umidade, temperatura, pH, teor matéria orgânica e da relação carbono/nitrogênio presente na massa sob tratamento (Lima, 1990).

processo de tratamento Beccari, mandato 1955-1958, construiu 85 celas numa área denominada Várzea do Felicíssimo (Belo Horizonte, 2000).

A partir do o início da década de 1960, percebe-se a desarticulação da proposta de tratamento diferenciado dos resíduos orgânicos por meio do Sistema Beccari e o fortalecimento da prática da disposição inadequada dos resíduos em um local que ficou conhecido como *Boca do lixo*.

A Tabela 1 apresenta os serviços de coleta e disposição de resíduos da primeira metade dos anos sessenta. O volume da coleta domiciliar, que era totalmente encaminhado para o sistema Beccari até 1962, é reduzido para 61% em 1963 e interrompido no ano seguinte.

Tabela 1 – Resumo de parte dos serviços de limpeza executados de 1961 a 1964 em Belo Horizonte (MG)

ESPECIFICAÇÃO	MOVIMENTO EM			
	1961	1962	1963	1964
I - COLETA				
1 - DOMICILIAR				
a - Viagens dadas - nº	13.797	13.442	12.754	18.131
b - Volume - m ³	134.650	137.166	127.876	185.580
2 - PÚBLICA				
a - Viagens dadas - nº	9.459	12.412	19.166	205.095
b - Volume - m ³	48.800	46.560	67.792	612.608
II - DISTRIBUIÇÃO POR CELAS E DEPÓSITOS (m³)				
1 - Baleia	2.299	1.820	3.890	0
2 - Cercadinho (Gameleira)	232	0	0	0
3 - Horto Municipal	12.769	0	0	0
4 - Jardim Zoológico	0	0	0	0
5 - Várzea do Felicíssimo	96.897	107.452	74.466	0
6 - Outros	21.666	27.894	0	0
Total	133.863	137.166	78.356	0

Fonte: *Belo Horizonte, 2000*

Em 1973, em virtude da situação caótica que se estabeleceu na *Boca do lixo*, com a ocorrência de mortes, cria-se, por meio da Lei Municipal 2220, uma autarquia (SLU – Superintendência de Limpeza Urbana) para gerir a limpeza urbana da capital e adquirem-se dois terrenos de cerca de 100 ha cada para a destinação adequada dos resíduos. Respectivamente em fevereiro e em junho de 1975, instala-se, em um deles, um aterro controlado e uma usina para reciclagem de lixo pelo sistema DANO com capacidade para beneficiar 150 t/dia. Iniciava-se uma nova etapa na história do tratamento de resíduos orgânicos a partir de processos biológicos em Belo Horizonte.

A produção de composto orgânico via processo industrial se deu durante duas décadas e o produto foi colocado à disposição dos hortifrutigranjeiros e da população em geral da região metropolitana de Belo Horizonte. Em julho de 1992, ao completar 17 anos de funcionamento a usina de beneficiamento da BR-040 havia processado 516.718 t de resíduos e produzido 170.520 t de composto orgânico. Nessa época, a Autarquia afirmava que a usina processava 19% dos resíduos gerados pela capital e aguardava a liberação de financiamento do Banco Mundial para reformas que ampliariam a capacidade de beneficiamento de resíduos pela mesma para 750 t/dia. Entretanto, o mesmo documento que fornecia esses dados revelava

uma queda na produção dos resíduos beneficiados pela usina DANO. Verifica-se que do quadriênio apresentado, no período analisado de 1992, a produção média foi de 44,4 t/dia, 29,6% da capacidade total diária da usina(Tabela 02).

Tabela 2 – Evolução da produção de lixo usinado 1989/1992 pelo sistema DANO, em Belo Horizonte

Meses/Ano	Produção (t)
Janeiro/agosto - 1989	12.499,06
Janeiro/agosto - 1990	7.376,05
Janeiro/agosto - 1991	9.764,71
Janeiro/agosto - 1992	7.813,72

Fonte: SLU/PBH (2005)

Em julho de 1995, depois de mais um período de redução do volume de resíduos beneficiados e conseqüentemente, de composto produzido, de materiais recicláveis triados e o elevado custo com manutenções em seus componentes eletro-mecânicos, a usina foi paralisada de forma definitiva. A Figura 1 apresenta os valores de resíduos processados (usinados) e de composto orgânico produzido pela usina durante o período de seu funcionamento, de 1975 a 2001.

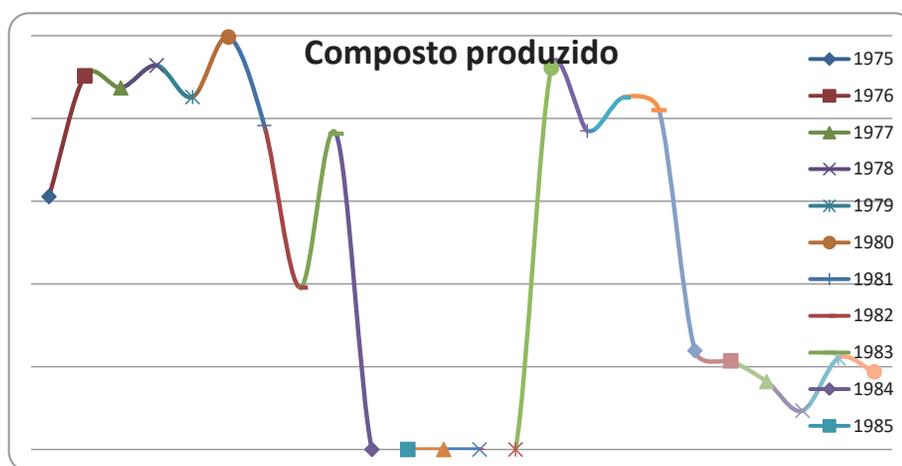


Figura 1 – Quantidades de composto produzidas entre 1975 e 2001 em Belo Horizonte

Fonte: relatórios SLU/PBH

Após o encerramento das atividades da usina de processamento do lixo, o município passou a adotar o processo de compostagem simplificada, a partir de resíduos separados por alguns estabelecimentos comerciais e feiras populares, sendo coletados separadamente e encaminhados a um pátio de compostagem.

Diagnóstico atual da gestão de resíduos orgânicos em Belo Horizonte

Este estudo se refere ao período 2015-2016, que corresponde ao final do segundo mandato de gestão municipal em Belo Horizonte: a autarquia municipal responsável pela questão dos resíduos sólidos teve 5 superintendentes em 6 anos.

a - Composição gravimétrica

O último trabalho de caracterização dos resíduos domiciliares, desenvolvido pela SLU, no período de 12 meses entre maio de 2002 e abril de 2003, demonstrou que aproximadamente 62% da composição gravimétrica eram compostos por materiais orgânicos (restos de alimentos, podas e outros putrescíveis), conforme a Tabela 3 (BELO HORIZONTE, 2015).

Tabela 3: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de Belo Horizonte (MG)

COMPONENTES	Barreiro	Centro	Leste	Nordeste	Noroeste	Norte	Oeste	Pampulha	Sul	Venda Nova	BH	
Matéria Orgânica	Resíduos Alimentares	39,46	44,09	40,30	40,22	40,74	39,70	43,00	37,84	45,32	39,55	40,55
	Podas	7,81	0,69	9,12	9,29	8,68	8,90	5,97	14,68	10,28	11,03	9,05
	Outros Putrescíveis	14,86	7,46	10,87	12,37	12,10	13,30	11,38	11,95	7,10	13,04	11,99
Subtotal	62,13	52,24	60,29	61,88	61,52	61,90	60,35	64,47	62,70	63,62	61,59	
Papel	Papel Fino	3,92	6,05	5,55	4,81	4,78	3,42	4,85	6,42	8,07	3,97	4,99
	Papelão	1,00	1,15	1,66	1,15	0,99	0,73	1,23	1,01	1,54	1,01	1,13
	Emb. Longa Vida	1,35	0,59	1,06	1,20	1,02	1,23	0,99	1,09	1,08	1,06	1,10
	Papel Misto	1,67	4,27	2,90	1,58	2,40	2,33	2,27	2,07	2,28	2,67	2,31
Subtotal	7,94	12,06	11,17	8,74	9,19	7,71	9,34	10,59	12,97	8,71	9,53	
Plástico	Filme	1,99	3,27	2,47	2,40	2,13	1,70	2,89	2,27	2,50	2,44	2,35
	Rígido	2,79	2,68	2,66	2,46	2,62	2,11	2,23	2,16	2,84	2,19	2,46
	PET	1,25	0,73	1,23	1,15	1,09	0,93	1,16	1,17	1,42	1,16	1,14
	Filme Sujo	5,16	4,97	4,89	4,80	5,12	5,61	4,79	4,45	4,28	4,99	4,93
Subtotal	11,19	11,65	11,25	10,81	10,96	10,35	11,07	10,05	11,04	10,78	10,88	
Metal	Ferrosos	1,58	1,16	1,75	1,72	2,15	1,76	1,65	1,91	1,43	1,64	1,75
	Não ferrosos	0,48	0,82	0,60	0,62	0,53	0,46	0,55	0,48	0,43	0,45	0,54
	Subtotal	2,06	1,98	2,35	2,34	2,68	2,22	2,20	2,39	1,86	2,09	2,29
Vidro	Reciclável	2,65	1,40	2,93	2,84	1,83	2,91	3,10	2,74	5,34	1,58	2,63
	Não Reciclável	0,11	0,25	0,17	0,12	0,19	0,24	0,40	0,20	0,12	0,42	0,22
	Subtotal	2,76	1,65	3,10	2,96	2,02	3,15	3,50	2,94	5,46	2,00	2,85
Entulho	1,84	7,29	1,03	3,00	3,29	5,63	2,38	2,34	1,77	3,02	2,85	
Espuma/Isopor/Cerâmica	0,67	0,46	0,81	0,66	0,55	0,50	0,67	0,57	0,78	0,77	0,65	
Madeira/Tecido/Borracha/Couro	4,81	5,50	4,25	4,63	3,73	3,77	4,83	2,58	1,20	4,29	4,04	
Resíduo Perigoso Doméstico	0,13	0,31	0,19	0,28	0,19	0,15	0,17	0,19	0,05	0,10	0,18	
Resíduo Serviço de Saúde	0,15	1,27	0,14	0,24	0,37	0,33	0,20	0,31	0,10	0,13	0,27	
Automotivos	0,11	0,18	0,71	0,38	0,11	0,30	0,18	0,20	0,08	0,27	0,26	
Rejeitos	6,22	5,45	4,71	4,06	5,40	3,99	5,11	3,37	1,99	4,20	4,60	
TOTAL GERAL	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	

Fonte: BELO HORIZONTE (2015)

b - Volume

Considerando uma população residente (estimada para julho 2015) de 2.502.557 habitantes e uma cobertura de 96% (com atendimento regular de coleta porta-a-porta, a população atendida pelo serviço de limpeza urbana foi de 2.402.455 moradores). O total de resíduos destinados em 2015 foi de 1.433.510,97 toneladas (BELO HORIZONTE, 2016). Infelizmente, a estimativa do quantitativo da fração orgânica nos resíduos do município é muito difícil, considerando-se que já se passaram 13 anos da última caracterização (2003). Segundo o IBGE (2010), a composição média da fração orgânica do Brasil é de 50%.

c - Coleta

Conforme estabelecido pela Lei Municipal no 10.534/2012, em seu art. 3º, parágrafo 2º, são considerados resíduos especiais os: restos de matadouros de animais, restos de entrepostos de alimentos, restos de alimentos sujeitos à rápida deterioração provenientes de feiras públicas permanentes, mercados, supermercados, açougues e estabelecimentos congêneres, alimentos deteriorados ou condenados, ossos, sebos e vísceras. E, ainda em seu art. 15º, que os proprietários e os responsáveis legais por mercados, supermercados, feiras, sacolões e estabelecimentos congêneres, localizados em regiões beneficiadas pelo Programa

de Coleta Seletiva de Resíduo Orgânico, devem, a critério da SLU, segregá-lo no local de origem de geração e acondicioná-lo separadamente dos demais resíduos.

Até início de 2017, o programa contava com três roteiros, sendo dois deles com atendimento de três vezes por semana, em estabelecimentos situados nas regiões Nordeste, Noroeste e Oeste, e o outro com coleta diária em pontos localizados na região Centro-Sul.

Em dezembro de 2009, com o acréscimo de um segundo caminhão de coleta, o novo roteiro de coleta passou a recolher os resíduos provenientes de seis sacolões, localizados na área central da cidade. Em 2015/16, essa rota coleta em 14 locais, entre eles o Mercado Distrital do Cruzeiro e os restaurantes populares da Avenida do Contorno e da Câmara Municipal.

A coleta seletiva de resíduos orgânicos é realizada apenas em 35 estabelecimentos cadastrados (sacolões, feiras públicas) na prefeitura e participam do Programa de Coleta Seletiva de Resíduos Orgânicos, que é parte integrante do Programa de Compostagem, criado em 1995. Não há nenhuma cobrança pelo serviço de coleta prestado pela SLU, contrariando o que prevêem a PNRS e a própria Lei Municipal no 10.534/12, quanto aos estabelecimentos são classificados como grandes geradores. A única exigência é que o resíduo orgânico seja armazenado em bombonas de 60 litros, e que seja devidamente segregado. A coleta é realizada em locais predefinidos nos estabelecimentos, ficando a cargo dos garis o seu recolhimento. As solicitações de empreendimentos interessados em participar da coleta diferenciada de resíduos orgânicos são frequentes; entretanto, são aceitos somente aqueles estabelecimentos que estão localizados em uma das rotas existentes, dependendo da capacidade de absorção da massa de resíduo pelo caminhão coletor (SLU, 2016).

d - Destinação

Após a coleta, os resíduos orgânicos são encaminhados ao pátio de compostagem, localizado na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040, área pertencente ao município (Figura 2). A Unidade de Compostagem possui um pátio cuja área pavimentada é de aproximadamente 10.000 m², dos quais 1.000 m² são cobertos, e tem capacidade para processar 20 t/dia de resíduo orgânico (BELO HORIZONTE, 2000).

Esses resíduos são misturados com podas trituradas de árvores e aparas de gramados dos logradouros da cidade.

A CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais) responsabiliza-se pela poda de indivíduos arbóreos que conflitam com a rede de distribuição de energia. Os serviços, assim como a coleta, o transporte e a destinação final dos resíduos gerados são terceirizados. A destinação final ocorre conforme conveniência da empresa contratada, desde que isso seja realizado em locais regularizados. A empresa contratada deve, então, apresentar o comprovante de descarte do resíduo emitido pelo receptor, o qual deve também atestar sua regularidade. A destinação mais comumente verificada é o aterro sanitário da CTRS Macaúbas (em Sabará), que, entretanto, não viabiliza o reaproveitamento desse material. Porém, a CEMIG não compila dados quantitativos acerca de volumes de geração e destinação de poda, e afirma que a geração é variável, em função da disponibilidade de equipes e sazonalidade (SLU, 2016). Só nos logradouros públicos (praças, jardins, calçadas) e nos

quintais foram inventariadas 300.000 árvores¹¹ (PBH, 2016), excluindo aquelas em áreas de proteção ambiental (parques, reservas ecológicas, etc).



Figura 2: Pátio de compostagem de resíduos orgânicos no CTR da BR-040, em Belo Horizonte (esq: local de descarga; dir: local de maturação)

Fonte: SLU (2016)

A compostagem realizada pela SLU utiliza, portanto, como material rico em carbono aquele proveniente de podas de árvores e de roçadas de gramados de jardins e de praças públicas. As podas são oriundas dos processos de manutenção das boas condições fitossanitárias e de segurança dos espécimes existentes em áreas públicas, como e também das conformações dadas às árvores por questão de seu contato com a fiação elétrica aérea da cidade. Podas de vegetação de áreas privadas, feitas pelos seus interessados e sobre as quais não se têm registros ou precisão, não são encaminhadas para a compostagem, sendo levadas misturadas, se em pequenas quantidades, com os resíduos domésticos na coleta convencional, ou às URPV, quando em grandes quantidades.

Entretanto, os registros sobre os materiais orgânicos provenientes dessas áreas verdes, que constam nos relatórios anuais de limpeza urbana, oscilam de ano a ano e são escassos. O método de compostagem é em leiras em ambiente aberto, seguindo o modelo “Windrow” (KIELH, 1985). O produto final é utilizado na adubação e como condicionador do solo, em parques e jardins e também pode ser doado a instituições públicas, se houver disponibilidade de composto.

No entanto, e apesar da iniciativa oportuna, uma análise da série histórica dos dados sobre a coleta e destinação de resíduos na cidade, obtidos daqueles relatórios publicados pela PBH/SLU, evidenciou que, desde a implantação do Programa de Compostagem, um percentual inexpressivo dos resíduos orgânicos gerados na cidade foi efetivamente reciclado através desse processo (Tabela 4).

¹¹ As covas destas árvores e seus canteiros seriam excelentes receptáculos para absorver o composto produzido pela própria prefeitura, que não precisaria buscar compradores e economizaria na adubação dos jardins públicos. Ao mesmo tempo que minimiza o aterramento de grandes massas de resíduos que têm muito valor, haveria uma melhora no ambiente urbano devido a mudanças no micro-clima (umidade relativa, etc) e à retenção de escoamento superficial pluvial, minimizando os estragos que historicamente chuvas fazem na cidade.

Tabela 4: Quantitativo (toneladas.ano⁻¹) dos resíduos sólidos urbanos destinados (totais, aterramento, reciclagem, compostagem), em percentagem entre 1998-2015 em Belo Horizonte

Ano	Aterramento	Reciclagem**	Compostagem	Total
1998	1.477.921	74.532 (5)***	1.678 (0,1)***	1.552.345*
1999	1.486.788 (93)	106.861 (7)	1.343 (0,08)	1.596.510*
2000	1.520.358 (91)	141.811 (9)	1.326 (0,08)	1.662.210*
2001	1.352.481 (92)	110.956 (8)	1.673 (0,11)	1.463.438
2002	1.458.569 (92)	124.284 (8)	1.479 (0,09)	1.582.853
2003	1.240.200 (91)	125.817 (9)	1.369 (0,10)	1.366.017
2004	1.280.056 (91)	123.758 (9)	1.551 (0,10)	1.403.814
2005	1.191.472 (91)	113.397 (9)	1.316 (0,09)	1.304.814
2006	1.262.304 (95)	71.672 (5)	1.516 (0,11)	1.333.976
2007	1.618.209 (94)	101.039 (6)	1.490 (0,09)	1.719.248
2008	1.929.947 (93)	144.272 (7)	1.438 (0,07)	2.074.219
2009	2.139.687 (94)	118.434 (6)	2227 (0,09)	2.258.121
2010	1.350.565 (90)	150.093 (10)	3.286 (0,2)	1.500.658
2011	1.354.180 (92)	115.603 (8)	2.937 (0,2)	1.469.783
2012	1614.714 (93)	116.838 (7)	2.708 (0,2)	1.731.553
2013	1.274.265 (96)	58.457 (4)	2.963 (0,2)	1.332.722
2014	1.192.235 (95)	59.262 (5)	2.525 (0,2)	1.251.498

*Valores estimados

** reciclagem apenas de papel, metal, plástico e vidro

*** Percentagem em relação aos resíduos totais

S/D = dados não disponíveis; A = aterramento; T&D = Triagem e Destinação

Fonte: SLU-Relatórios anuais de limpeza urbana

Em 2015, por exemplo, foi coletado um total de 1.433.511 toneladas de resíduos na cidade e apenas 0,14 % (2.077 t) foi encaminhado à compostagem. Assim sendo, o pátio de compostagem, no decorrer da sua existência, nunca trabalhou com uma capacidade plena, que seria de aproximadamente 7.200 t.ano⁻¹.

Observa-se também, que há uma taxa de aproveitamento (diferença entre a quantidade de resíduos sólidos orgânicos que são destinados e aqueles que efetivamente são utilizados), com média de 18%, entre 2010 a 2015 (Figura 3). Essa taxa, que representa as perdas no processo de compostagem, é muito alta. Teoricamente, todo resíduo coletado deveria ser utilizado, pois é oriundo de coleta seletiva. Ou está havendo uma contaminação muito elevada, obrigando ao descarte, ou algum erro no processo.

As quantidades de composto orgânico produzido foram maiores nos anos entre 2010 e 2013, reflexo da colocação, em 2009, de mais um caminhão para a realização da coleta. Porém, em 2014 e 2015, os valores tanto dos resíduos destinados quanto do composto produzido decresceram, voltando aos mesmos patamares de produção dos anos anteriores à inclusão deste caminhão (Figura 3). Isto denota a enorme dependência do processo de compostagem em relação ao aparato que garante as condições de sua execução.

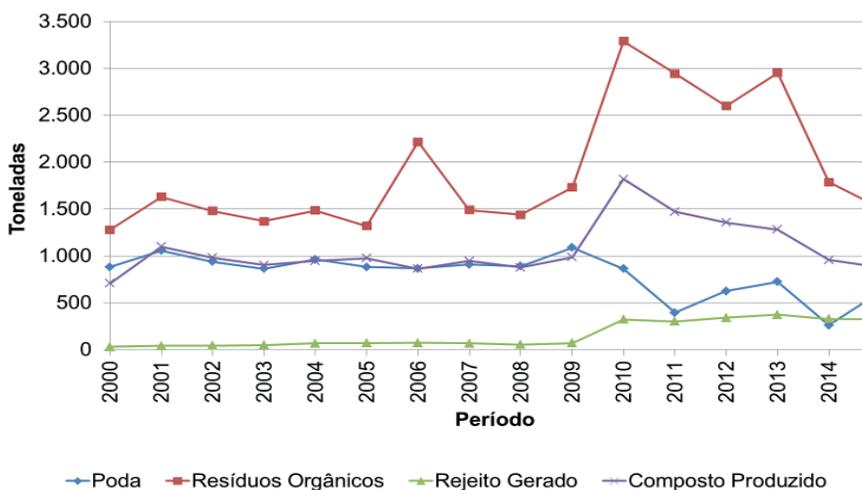


Figura 3 - Evolução da produção de composto orgânico

Fonte: SLU, 2000 – 2015

Pode-se concluir que, apesar do conhecimento acumulado face a experiências consolidadas, o programa de compostagem em Belo Horizonte não foi ampliado e, mesmo após a promulgação da PNRS em 2010, as taxas de compostagem permaneceram muito baixas.

e - Iniciativas de compostagem e biometanização

Apesar de ainda muito incipientes, existiam outras iniciativas de compostagem no município identificadas ao longo de 2016, além do programa “oficial” da Prefeitura, algumas das quais são descritas a seguir. O efeito combinado da compostagem caseira, processo em evidente expansão no Brasil, ainda não pôde ser determinado diante da escassez de dados e da dificuldade de serem encontrados com a precisão que qualquer levantamento exige.

12.1.1 - Empresas privadas

- **Minas Organic:** é uma prestadora de serviço atuante na Região Metropolitana de Belo Horizonte no segmento de tratamento de resíduos orgânicos de Classe II - agrícolas, industriais e urbanos, localizada em Betim, região metropolitana (<http://minasorganic.com.br>).
- **On Ambiental:** empresa responsável pela compostagem dos resíduos orgânicos do *Shopping* Diamond Mall. Em dois meses, foram produzidas 20 toneladas de composto orgânico (DUMONT, 2016).
- **Kuttner:** empresa alemã, com escritório em Contagem, que trabalha com tratamento mecânico-biológico (plantas de biometanização). Porém, até o começo de 2017, a prefeitura de Belo Horizonte não mostrou interesse em implantar essa tecnologia.

12.1.2 - Instituições públicas

Procurou-se aqui identificar algumas das instituições na cidade que apresentam iniciativas de compostagem, sob diferentes premissas e ligeiras diferenças conceituais.

12.1.2.1 - Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)



Figura 4 – Coleta de folhas no *campus* Pampulha, para montagem das leiras
 Fonte: UFMG (2013)

- a) **Compostagem de resíduos verdes** – A UFMG abriga em seus três *campi* em Belo Horizonte extensas áreas cobertas por vegetações de diversas espécies e portes, que possuem importante papel ambiental e paisagístico e contribuem para uma beleza singular inserida na capital do estado. O *campus* da Pampulha é o maior deles, com uma área de aproximadamente 340 ha, distribuídos entre espaços de gramados, jardins e vegetação florestal. O Museu de História Natural e Jardim Botânico é menos expressivo, com cerca de 74 ha em sua maioria cobertos por vegetação florestal nativa. No centro da cidade de Belo Horizonte, se encontram ainda o chamado *campus* Saúde e algumas unidades isoladas, que possuem pequenos espaços gramados e poucas áreas arborizadas.

Tabela 5. Resíduos Verdes do *campus* da Pampulha (fino, bruto e lenha/galhada), UFMG

Ano	Tipo de material						Total
	Fino		Bruto		Lenha e Galhada		
	Volume	%	Volume	%	Volume	%	
2002	1622	23	2356	33	3216	44	7194
2003	3924	45	1596	18	3241	37	8761
2004	3788	52	678	9	2853	39	7319
2005	3226	40	1900	24	2935	36	8061
Média	3140	-	1632,5	-	3061,3	-	31335

Fonte: Barros, Silva e Miranda (s/d)

- b) O projeto de elaboração do Plano de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Verdes dos *campi* da UFMG, então fruto de uma parceria acadêmica e administrativa entre seu Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, a Divisão de Serviços Gerais e o Departamento de Projetos e Obras, iniciou-se em março de 2005. A Tabela 5 apresenta

os quantitativos, em volume, de resíduos verdes gerados no *campus* da Pampulha levantados na primeira etapa do projeto.

c)



Figura 5 – montagem e reviramento das leiras de compostagem no *campus* Pampulha.

Foram testadas várias combinações de materiais (folhas, grama recém-cortada, resíduos alimentares, fezes animais; ver Figuras 4 e 5) (BARROS; SILVA; MIRANDA, s/d). No entanto, para o aproveitamento dos resíduos alimentares é preciso um interesse permanente da Instituição, especialmente, por requerer uma logística maior na separação e coleta e a garantia de cuidados sanitários. O programa continua em atividade, utilizando apenas resíduos orgânicos verdes (folhas e grama cortada) e, até o começo de 2017, todo resíduo verde depois de compostado era aproveitado pela UFMG, no próprio *campus* Pampulha.¹²

d) Unidade experimental de biometanização - Em 2013, foi desenvolvida pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), da UFMG, plataforma de metanização de resíduos orgânicos – *pMethar*. Até meados de 2016, a plataforma estava realizando o tratamento via metanização (digestão anaeróbia) dos resíduos orgânicos gerados no Restaurante Setorial II (bandejão da UFMG), visando a produção de biogás, energia térmica e elétrica, água de reúso e biossólido agrícola para uso nas áreas verdes do *campus* Pampulha da UFMG. A planta, localizada no Quarteirão 10 do *campus* (nas imediações de uma das saídas da UFMG pela avenida do Colégio Militar), tem capacidade para tratar 500 kg de resíduos por dia. A construção da *pMethar* contou com suporte técnico de uma empresa, especializada em tratamento de resíduos. Esta instalação foi viabilizada também graças aos arranjos institucionais com órgãos financiadores, como CNPq, Fapemig, Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM-MG) e Ministério das Cidades. Em 2015, o projeto recebeu o Prêmio Odebrecht para o Desenvolvimento Sustentável (MACIEIRA, 2016).

¹²comunicação pessoal

12.1.2.2 - Centro Federal de Educação Tecnológica (CEFET)

O CEFET-MG está realizando, desde 2014, experimentos com compostagem, objetivando verificar a adequação de modelos para a reciclagem dos resíduos orgânicos, oriundos dos refeitórios dos *campi* da Instituição. Em levantamento preliminar sobre a quantidade de resíduos orgânicos do refeitório do *campus* I, observou-se um desperdício de 810,3 kg, somatória do almoço e do jantar, durante uma semana e, conseqüentemente, a emissão de 1,17 t CO₂eq, considerando que esses resíduos são encaminhados ao aterro sanitário (ZAGO *et al.*, 2015).

Para o primeiro experimento, utilizaram-se os resíduos de preparos e cortes de frutas e hortaliças, como cascas, folhas externas e talos, além de folhas e ramos de podas de árvores e dos gramados dos jardins do *campus* II. Os resultados se mostraram promissores, considerando que não foram observados odores, nem atração de animais, o que poderia inviabilizar o processo dentro do *campus*. Considerou-se que a maturação se deu com aproximadamente 90 dias, momento em que a temperatura da pilha estabilizou-se com a temperatura ambiente. Análises laboratoriais indicaram uma alta qualidade do composto (DUARTE *et al.*, 2016).

12.1.2.3 - Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte

No Jardim Botânico, a produção do composto orgânico é feita a partir da decomposição de podas de grama, folhas secas, restos vegetais, restos de capina e poda resultantes das atividades de jardinagem e limpeza da área, sobras de alimentos dos animais, excedentes de hortaliças e frutas, além de esterco dos animais herbívoros (elefantes, cervos, capivaras, entre outros) do Jardim Zoológico. Como o volume de resíduos é grande, é necessário usar um trator para fazer o empilhamento dos materiais (leiras) e o seu reviramento sempre que o calor aumenta.

O processo leva cerca de 120 dias desde a formação das leiras até sua finalização, com a consequente produção do composto orgânico. Para o beneficiamento de todo o material foi criada a Unidade de Compostagem da FZB-BH, que conta com um pátio de chão batido e compactado com 1.900 m² e um galpão de 44 m² com os equipamentos apropriados para a realização do processo (PBH, s/d).

Provavelmente, outras iniciativas existem no município e região metropolitana, mas como são pouco divulgadas não foram obtidas maiores informações. Há também interesse em implantação de programas de compostagem, como no Centro Administrativo¹³ do Estado, na Ceasa-MG¹⁴, no Hospital da Baleia¹⁵ e na Funed¹⁶ (comunicação pessoal).

¹³A Cidade Administrativa, sede oficial do governo do estado de Minas, é composta por seis edificações principais que abrigam a sede do governo, secretarias de estado, centro de convivência, auditório, prédio de serviços, praças de alimentação e restaurantes. Possui em torno de 270 000 m² de área construída, estacionamentos e dois lagos.

¹⁴As Centrais de Abastecimento de Minas Gerais S/A são uma empresa de economia mista do governo federal, sob a supervisão do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Constituída em 1971, entrou em operação em 1974. A empresa possui e administra diretamente o entreposto da Grande BH, localizada no município de Contagem, e em Uberlândia, Juiz de Fora, Barbacena, Governador Valadares e Caratinga. Sua área total é de 2.825.157 m² e a área construída passa de 287.000m², gerando mais de 19.000 empregos diretos, com quase 900 empresas. A população flutuante média é de mais de 53.000 pessoas por dia. (fonte: http://minas1.ceasa.mg.gov.br/ceasainternet/_lib/file/docceasanumeros/ceasacmnumeros2015II.pdf)

f - Escopo da legislação

O decreto 15.745, de 29 de outubro de 2014, criou o Comitê Diretor, o Conselho Consultivo e a Secretaria Executiva, para a elaboração do “*Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS*”, do Município de Belo Horizonte, em processo de elaboração, por empresa contratada mediante processo de licitação. No segundo semestre de 2016, encontrava-se na etapa de proposições, com consulta popular, através de audiências públicas; no começo de 2017 o Plano foi apresentado, ainda devendo passar por divulgação. O PMGIRS-BH será a principal normativa para o manejo dos resíduos e atuará simultaneamente e complementarmente, às demais legislações municipais.

O Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado da RMBH (PDDI-RMBH), de 2009, e o Plano de Macrozoneamento Metropolitano de 2013 apresentam propostas de médio prazo (2023) e longo prazo (2050) (AMBH, 2016). O PDDI da Região Metropolitana de Belo Horizonte (2011) propõe seis programas para a gestão de resíduos sólidos: dentre eles, especificamente encontra-se o **Programa de gestão adequada dos resíduos orgânicos**, tendo como objetivo principal definir ações para estimular e viabilizar a implantação de sistemas de coleta diferenciada e gestão adequada dos resíduos orgânicos gerados na RMBH e Colar Metropolitano, especialmente em grandes geradores. Tem como objetivos específicos:

- organizar sistema de informações sobre grandes geradores de resíduos orgânicos, como supermercados, sacolões, restaurantes e estabelecimentos congêneres;
- organizar sistema de informações de potenciais instituições a serem beneficiadas com a implementação de um Programa de Aproveitamento de Alimentos;
- identificar a infra-estrutura física necessária à implantação de sistemas de tratamento e destinação adequada dos resíduos orgânicos gerados na RMBH;
- identificar a infra-estrutura física necessária à implantação de sistemas de compostagem na RMBH.

Assim, o PDDI deveria ser tomado como um documento de referência para a elaboração do PMGIRS-BH.

- Diretrizes

A PNRS, no Cap. I, das Diretrizes Aplicáveis aos Resíduos Sólidos, Art. 9º estabelece que: “*Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos*. Estabelece também o conteúdo mínimo para os Planos de Resíduos, válido para todas as esferas de governo, sendo que dentre os itens devem constar: as “*diretrizes para o planejamento e demais atividades de gestão de resíduos sólidos* e as “*metas de redução, reutilização, reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada*” (BRASIL, 2010).

¹⁵ É um hospital geral e de referência, com 3 unidades numa área verde de reserva ambiental, e realiza cerca de 600.000 procedimentos por ano, a maioria pelo SUS, com 260 médicos. (fonte: <https://hospitaldabaleia.org.br/portal>)

¹⁶ A Fundação Ezequiel Dias é vinculada à Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais (SES/MG) e age de forma integrada com todo o sistema de saúde pública do Estado. Tem por finalidade realizar pesquisas para o desenvolvimento científico e tecnológico no campo da saúde pública, pesquisar e produzir medicamentos, bem como realizar análises laboratoriais no campo dos agravos à saúde coletiva. (fonte: <http://www.funed.mg.gov.br/>)

O mesmo elemento é salientado também na Lei Municipal sobre limpeza urbana (10.534/2012), em seu art. 36: “*As metas de redução, reutilização e reciclagem, as formas e os limites da participação do poder público municipal, e os procedimentos operacionais do sistema de coleta seletiva e logística reversa serão descritos no Plano Municipal de Resíduos Sólidos*” (BELO HORIZONTE, 2012).

Segundo Campos (1996), uma diretriz é uma meta acompanhada de medidas prioritárias e suficientes para atingi-la *cada meta é composta por três partes integradas (objetivo, valor e prazo)*. Como existem diretrizes na PNRS referentes a todas as etapas da gestão, cada uma delas precisa ter suas metas específicas. O PMGIRS-BH terá um prazo determinado para a sua revisão periódica, sendo assim, as metas podem ser aumentadas progressivamente, estabelecendo, sendo uma direção orientada para os resultados que se deseja atingir, promovendo continuamente maiores percentuais de reaproveitamento e reciclagem.

Várias cidades pelo mundo têm adotado o programa “Resíduos Zero”, estabelecendo metas qualitativas e quantitativas para desviar os seus resíduos sólidos do aterramento e da incineração, o que tem contribuído para aumentar as taxas de reciclagem. Além disso, a partir de anos recentes resíduos orgânicos estão sendo considerados como aqueles que mais rapidamente podem acelerar o atendimento dessas metas. Só na União Europeia são 308 os municípios que adotaram metas de Resíduos Zero (EUROPEAN COMMUNITY, 2014).

Algumas cidades norte-americanas, como San Francisco e Seattle na costa oeste, já têm há anos legislações para banir dos aterros sanitários os resíduos sólidos alimentares, tanto domésticos, quanto comerciais. Em 2013, a taxa de recuperação dos resíduos orgânicos dos EUA foi de 20% e, desse total, 90% através da compostagem (STANLEY, 2015).

- Investir em prevenção e redução

A prevenção de qualquer tipo de resíduo deve incluir estratégias para fomentar a compra sustentável, o uso responsável dos produtos, especialmente para prolongar a sua vida, e para evitar que os resíduos entrem no circuito de coleta (organicstreams, 2014).

Todas as cidades que têm obtido sucesso nas suas metas de gestão de resíduos orgânicos utilizam massivamente programas e ações específicas de educação ambiental, focando especificamente o consumo consciente e redução da geração desses resíduos. Usam diferentes mídias para atingir a população e as informações são direcionadas a diferentes públicos, ou setores de geração de resíduos orgânicos (EUROPEAN COMMUNITY, 2014).

- Separação diferenciada e coleta seletiva dos resíduos orgânicos

Em geral, a coleta seletiva é a etapa mais cara da gestão de resíduos sólidos; portanto, a prevenção e redução são importantes não só do ponto de vista da sensibilização quanto ao desperdício, mas também econômico para a cidade (CALRECYCLE, s/d).

A coleta seletiva é fortemente recomendada para a coleta de resíduos orgânicos, em especial porque prova ser eficaz em três áreas específicas: torna a coleta mais efetiva e eficiente; minimiza as impurezas presentes nos resíduos orgânicos e reduz a percentagem de resíduos orgânicos presentes nos outros resíduos a serem reciclados, adiando a frequência de coleta dos demais resíduos, diminuindo custos. Desta maneira, pode-se dizer que a pedra

angular de um modelo de gestão sustentável dos resíduos é a coleta seletiva, com separação adequada na fonte ou origem (ORGANICSTREAMS, 2015).

A Lei de Limpeza Urbana de Belo Horizonte estabelece em relação à coleta seletiva que:

- os consumidores são obrigados, sempre que estabelecido sistema de coleta seletiva pelo Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, ou quando instituídos sistemas de logística reversa, a acondicionar adequadamente e de forma diferenciada os resíduos sólidos gerados e a disponibilizar adequadamente os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis para coleta ou devolução (Art. 14).

- os proprietários e os responsáveis legais por mercados, supermercados, feiras, sacolões e estabelecimentos congêneres, localizados em regiões beneficiadas pelo Programa de Coleta Seletiva de Resíduo Orgânico, devem, a critério da SLU, segregá-lo no local de origem de geração e acondicioná-lo separadamente dos demais resíduos.

Parágrafo único - Os resíduos orgânicos serão apresentados à coleta seletiva nos dias, horários e locais fixados pela SLU, conforme disposto no regulamento desta lei (Art.15).

Evidentemente e especialmente em cidades do porte de Belo Horizonte não é possível atingir a universalização desse serviço em curto prazo. Nenhuma cidade do mundo conseguiu até o momento fazê-lo. Diversas cidades da União Europeia têm avançado em direção à universalização do serviço de coleta seletiva (tanto de recicláveis, quanto de orgânicos), porém todas começaram implementando-a progressivamente, através de metas previstas utilizando muitas vezes programas-piloto que auxiliaram na identificação de gargalos e possíveis melhorias (EUROPEAN COMMUNITY, 2014).

Mesmo que as abordagens possam variar com base no contexto regional, é importante definir objetivos quantitativos para mover o programa em direção a 100% de recuperação dos resíduos orgânicos. O principal benefício de objetivos quantitativos progressivos é não colocar o sistema sob muita pressão no início da sua implementação. O estado de Massachusetts foi o primeiro nos EUA a criar uma série de regulamentos que proíbem a disposição de orgânicos em aterros. No entanto, enfrentavam o desafio de não terem infraestrutura suficientemente desenvolvida para processar todo o material desviado. Além disso, a demanda para o composto ainda é baixa (ORGANIC STREAM, 2014).

A região Île-de-France, que inclui a capital Paris e possui uma população de aproximadamente 12 milhões de habitantes, tem como meta universalizar o serviço de separação e coleta de resíduos orgânicos até 2025, onde os serviços públicos locais devem disponibilizar soluções para que cada cidadão tenha como segregar esses resíduos. Os grandes geradores são obrigados a realizar a separação na fonte. São considerados grandes geradores aqueles que produzem mais de 10 toneladas.ano⁻¹ ou o restaurante que fornece mais de 71.000 refeições por ano. No entanto, já existem 46 instalações de compostagem e biometanização (ORDIF, 2016).

- Compostagem e biometanização descentralizada

No Brasil, as ações do governo para estimular a adoção de compostagem doméstica ainda são fracas. Além disso, os modelos de composteiras ou de compostagem em pequena escala disponíveis no mercado são poucos e caros para a maioria das pessoas. Nesse sentido, as instituições públicas de ensino e/ou de pesquisa que já possuem um conhecimento acumulado face a experiências consolidadas podem e devem contribuir, especialmente pelo seu papel educacional, formador de opinião e difusor de tecnologias.

A compostagem em pequena escala, quando realizada de forma descentralizada, proporciona economia significativa nos custos de energia e de transporte de resíduos sólidos, bem como uma redução substancial das emissões, uma vez que os resíduos são reciclados adequadamente no local de sua geração (MARQUES; HOGLAND, 2002; ORDIF, 2016).

A questão econômica é extremamente relevante; porém, não pode paralisar as melhorias da gestão. Há várias maneiras de viabilizar economicamente os programas e ações. Um exemplo é o da Agência de Resíduos da Catalunha (Espanha), que financia a instalação de unidades de compostagem e biometanização através de um Fundo, mantido com a taxa de disposição dos resíduos, cobrado por cada tonelada que vai para o aterro sanitário ou para incineração. O valor pode ser restituído dependendo da quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos que chegam às 19 unidades de compostagem e cinco plantas de biometanização (REGIONSFORRECYCLING, 2014).

Por outro, o incentivo a instalações comerciais também é fundamental. Uma análise custo-benefício que foi realizada utilizando-se dos dados de cinco plantas de compostagem na Ásia, incluindo Surabaya, Bali e Bekasi em Indonésia, Beijingna China, e Matala no Sri Lanka. Concluiu-se que, as unidades de média escala têm uma oportunidade ideal para serem financeiramente viáveis quando comparadas com as unidades de pequena e grande escala. As vantagens da média escala são: a entrada de resíduos e a qualidade do produto são mais fáceis de controlar do que em usinas de compostagem em escala maior; existem oportunidades de renda extra, tais como taxas de depósito e de créditos de carbono, que são limitadas no caso das unidades de compostagem em pequena escala. A escala de unidade de compostagem é um dos principais fatores a serem considerados na fase inicial de planejamento de usinas de compostagem. O estudo também identificou que a viabilidade econômica das unidades de compostagem depende de inúmeros de fatores, como a seleção de métodos de processamento adequado, tecnologias, escala, qualidade de produto e estratégias de *marketing* (PANDYASWARGO; PREMAKUMARA, 2014).

Segundo Philippi (2009), uma das formas que permite à comunidade refletir sobre suas práticas e atitudes em relação ao meio ambiente, bem como demonstrar a sua capacidade de autonomia e cidadania, é a descentralização dos serviços de saneamento. Ela também fornece o incentivo à criatividade social, para a formulação e adoção de tecnologias apropriadas às condições específicas da comunidade. Maestri (2010) acrescenta que ter um sistema que promove a participação da comunidade na gestão do lixo orgânico contribui para melhorar a organização do setor. Para a comunidade, a aterro sanitário é uma maneira mais fácil de lidar com o problema do lixo. No entanto, a descentralização da gestão de resíduos orgânicos promove o envolvimento de estabelecimentos, residências e prefeituras, para que todos possam beneficiar do retorno ambiental e também econômico obtido pela reciclagem local.

- Participação da comunidade

Para a efetiva implementação dos objetivos da PNRS e dos Planos Municipais, são fundamentais os programas e ações permanentes de educação ambiental, abrangentes e interdisciplinares, ir além das campanhas de sensibilização, atuando na educação formal e exigindo contrapartida das empresas, revertida também na educação. Obviamente, a sensibilização é extremamente relevante, especialmente, para a adoção de mudanças e novos hábitos.

Em todo o mundo, as culturas podem reagir de forma diferente às mudanças, especialmente uma mudança de comportamento, mas independentemente disso é fundamental informar e explicar porque, quando e como a mudança ocorrerá. Em relação, aos resíduos orgânicos, recomenda-se normalmente que se comunique sobre a mudança seguinte um mês antes do início do programa, através de folhetos e/ou reuniões comunitárias, especificando o que será feito. Também pode-se comunicar ao distribuir os recipientes, folhetos e outros equipamentos para as famílias, podendo ser uma boa ocasião para promover um programa de compostagem doméstica, esclarecer dúvidas e aumentar o interesse simultaneamente. As informações devem ser visuais, com ilustrações orientando cada passo daquela nova ação que será implantada (ORGANIC STREAM, 2014). É fundamental que as pessoas sintam-se confortáveis com a separação na fonte, isto vai maximizar a participação e a coleta. Uma vez que a coleta seletiva é maximizada, haverá uma menor percentagem de resíduos orgânicos, permitindo a redução na frequência e, conseqüentemente, no custo do sistema.

- Vínculo entre as normativas legais e programas de incentivo

Além da prerrogativa sobre a regulamentação da política de gestão integrada de resíduos sólidos, com estabelecimento das diretrizes, metas e programas, a legislação pode também alavancar as metas de desvio dos resíduos orgânicos, vinculando-as às metas de outras políticas e programas públicos, em qualquer nível da esfera de governo; por exemplo, com a política de mudanças climáticas, reforçando a contribuição da reciclagem dos resíduos orgânicos, para a redução e mitigação das emissões de gases de efeito estufa. Isto se dá, especialmente, ao utilizar o composto orgânico como condicionador de solo, na produção de alimentos, reduzindo a dependência da adubação industrial, assim como em programas e planos de revegetação e manutenção das áreas verdes (ORGANICSTREAM, 2014).

Outra vinculação da gestão dos resíduos orgânicos são as compensações por impactos negativos ao meio ambiente, através dos planos de recuperação de áreas degradadas: com a utilização do composto orgânico, restitui-se a matéria orgânica, maximizando o sequestro de carbono dos solos, e também serve de incentivo às boas práticas em prol da sustentabilidade. Belo Horizonte, através da Deliberação Normativa nº 66 de 29 de dezembro de 2009, instituiu o Programa de Certificação em Sustentabilidade Ambiental e estabeleceu medidas de sustentabilidade, de combate às mudanças climáticas e de gestão de emissões de gases de efeito estufa, instrumento que poderá auxiliar na adoção da compostagem comunitária, institucional e comercial.

A legislação pode fomentar a criação de postos de trabalhos “verdes”, pois a coleta e a reciclagem são trabalhos intensivos e criam muito mais empregos do que a disposição em aterro ou a incineração. Havendo área vegetada a receber composto, os cuidados com a vegetação também demandarão mão de obra.

Um desafio comum aos programas de reciclagem de produtos orgânicos é a

desconexão entre o próprio programa de reciclagem - coleta e tratamento dos "resíduos" que produzimos – e o potencial de absorção do mercado para as saídas do sistema, como o biogás e o composto. Portanto, as legislações sobre o mercado desses produtos têm que acompanhar o desenvolvimento do sistema de gestão de resíduos orgânicos.

É fundamental que a regulamentação da gestão dos resíduos orgânicos esteja em sintonia com as demais legislações e normativas referentes às mudanças climáticas, ao fomento a agricultura urbana e agroecologia; à recuperação de áreas degradadas, planejamento urbano, etc. Um exemplo é a recente revisão da regulamentação dos resíduos orgânicos de British Columbia (Canadá), que em seu texto refere-se às diversas legislações relacionadas, suas interconexões e a obrigatoriedade no atendimento das mesmas (BRITISH COLUMBIA, 2016).

Por fim, uma boa legislação deve incorporar todas as oportunidades que existem por trás de um ecossistema de reciclagem de orgânicos verdadeira (ORGANICS STREAM, 2015).

- Normativa para a gestão dos resíduos orgânicos

Cada etapa da gestão dos resíduos orgânicos, bem como as diferentes tipologias de resíduos e de geradores, precisa ter regras normatizadas pelo município. Deve-se considerar também as normativas referentes à região metropolitana e também aquelas que possam ter reflexo nas áreas conurbadas. As normativas precisam identificar os agentes responsáveis em cada etapa da gestão, estabelecendo obrigações, benefícios, medidas compensatórias e responsabilizações em caso de descumprimento. Evidentemente, as normas precisam ser periodicamente revistas, pois são momentos oportunos para aprimorar processos, realizar adequações necessárias, sem desviarem-se das diretrizes basilares da Política Nacional de Resíduos Sólidos.

A legislação sobre a compostagem e/ou biometanização é tipicamente uma regulamentação técnica, definida em nível regional - ou nacional -, o que garante que as instalações forneçam produtos de alta qualidade, podendo ser competitivas, por exemplo, no mercado dos fertilizantes (ORGANICSTREAM, 2014). O objetivo final da recuperação de resíduos orgânicos é retornar um adubo e condicionador de solo, de alta qualidade para as culturas e para restituição da matéria orgânica aos solos.

No Brasil, as Instruções Normativas n. 25/2009 e 28/2011, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), abordam métodos de análises e embalagens e rotulagem de fertilizantes, respectivamente, incluindo os orgânicos. As instruções apresentam os parâmetros de qualidade dos fertilizantes orgânicos para comercialização.

- Utilização do composto orgânico e desenvolvimento de mercado

A demanda por composto orgânico sempre existirá, desde que a adubação de plantas com esse produto seja estimulada. Considerando que, Belo Horizonte tem no mínimo, 300.000 plantas distribuídas em 522 espécies, segundo a Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Belo Horizonte, pelo Programa Inventário de Árvores. Esse inventário é parcial, pois ainda não tinham sido finalizados até o final de 2016 os levantamentos das regionais Venda Nova, Nordeste, Norte e Barreiro. O inventário incluiu praças, canteiros centrais de vias, calçadas, áreas remanescentes, faixas de rolamento e internas a lote, distribuídas nas

regionais administrativas. Essas plantas precisam ser periodicamente adubadas, requerendo um grande volume de fertilizantes.

Outra área com grande potencial para absorção desse produto é a agricultura urbana e periurbana do município. A partir da promulgação da Lei nº 9.959/2010, que atualiza a Lei de Uso e Ocupação do Solo Urbano, a Agricultura Urbana passou a ser reconhecida como uma das atividades econômicas definidas como categoria de uso do solo permitido na cidade. No mesmo ano, o tema da agricultura urbana foi inserido no Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado da Região Metropolitana de Belo Horizonte (PDDI/RMBH). Como parte do Plano, foi elaborado um Programa Metropolitano de Agricultura Urbana associado à Política Metropolitana de Segurança Alimentar e Nutricional. Existem iniciativas individuais ou familiares e iniciativas comunitárias como a Horta Comunitária Vila Santana do Cafezal, a Horta Comunitária Terra Nossa e a experiência do Grupo Semear (COUTINHO e COSTA, 2012), no entanto, há necessidade de um mapeamento de todas as iniciativas, para se caracterizar os diferentes tipos de produção, total de pessoas envolvidas e volume de produção.

Além dessas iniciativas, existem os programas públicos, como as hortas escolares e comunitárias. A Prefeitura de Belo Horizonte mantém entre 2016 e 2017 144 hortas escolares e 44 hortas comunitárias (PBH, 2016) e as unidades de agricultura familiar da região metropolitana. Todos esses programas podem tanto produzir para utilização própria ou venda, quanto também consumir o composto orgânico, movimento um mercado para esse produto.

É crucial marcar fortemente as vantagens do uso de compostagem de modo que possa ser percebida como uma alternativa séria aos fertilizantes químicos por parte do setor agrícola e paisagístico. Além de valor como fonte de nutrientes já bem conhecido, há também os benefícios de compostagem em termos de seqüestro de carbono (ESPAÑA, 2005). O desenvolvimento do mercado deve ser um dos objetivos do PMGIRS-BH, porém, deve ser considerado em todas as etapas da gestão, desde a educação ambiental até as normativas de qualidade do composto a ser produzido, preparando a sociedade para absorver as medidas necessárias para fomentar esse setor.

h - Apoio técnico aos gestores

Oferecer orientação técnica aos gestores é fundamental. Muitos municípios não possuem quadro técnico suficiente para abranger todos os aspectos envolvidos na gestão dos resíduos. Além disso, a definição de um quadro técnico regulamentar, a cargo dos órgãos públicos, que defina os requisitos para compostagem ou plantas de digestão anaeróbica (concepção e gestão) também é necessária. Os órgãos públicos ligados à limpeza urbana podem estabelecer parceira com instituições públicas de ensino, para capacitar gestores e desenvolvimento de tecnologias voltadas às demandas da gestão dos resíduos orgânicos (ORGANICSTREAM, 2014).

i - Modelo de custo

O custo da coleta diferenciada e destinação adequada do Programa de Compostagem de Belo Horizonte é elevado. Em 2014, foi de R\$ 537.683,82, correspondendo a R\$ 212,94 por tonelada de resíduos coletados (SLU, 2016), sendo esse serviço oferecido gratuitamente. Portanto, economicamente, não é um programa que se autofinancie, razão principal pela qual o mesmo nunca pôde ser ampliado.

Entretanto, a legislação prescreve a cobrança de serviço aos grandes geradores. Para que o Programa seja ampliado, tal aspecto deve ser considerado ou, quando não cobrado, medidas de compensação pelo serviço ofertado devem ser obrigatórias, como por exemplo a manutenção de parques e jardins, com obrigação da aquisição de composto orgânico para a adubação das plantas.

O incentivo da compostagem doméstica e comunitária descentralizadas tem um custo bem menor para o município, pois reduz a coleta e o transporte dos resíduos. No entanto, deve-se considerar a necessidade de gastos permanentes com campanhas educativas e apoio financeiro e técnico às iniciativas que surgirem.

CONCLUSÕES

O processo de compostagem se insere também num esforço de retardar a perda da qualidade dos solos, fenômeno observado no mundo inteiro e em particular com muita intensidade no Brasil onde, em particular, ela teria validade ainda maior diante das condições naturais de temperatura que o país apresenta. Nas áreas urbanas, com a ocupação descontrolada que caracteriza seu crescimento, tal esforço se reveste de maior significado, uma vez que a qualidade ambiental está diretamente associada à vegetação, por sua vez dependente do solo.

Como qualquer outra cidade, Belo Horizonte ainda tem um enorme potencial para aproveitar seus resíduos sólidos, num processo de valorização orgânica via compostagem e biometanização. Se os aspectos tecnológicos têm sempre que ser melhorados, otimizando os procedimentos e aumentando seus rendimentos, outras ângulos desta problemática, tais como a participação dos usuários e as formas de custeio dos sistemas, ainda estão incipientes. A cidade vem acumulando experiência importante no processo, tendo iniciativas de mérito que não foram continuadas ou permanecem em patamares ainda baixos. Destarte, o resgate deste aprendizado é decerto fundamental para consolidar iniciativas mais recentes e que estejam afinadas com novas exigências legais.

Parece que uma variável para melhorar o funcionamento do sistema de valorização de resíduos, em que a compostagem é peça-chave, é associada ao pequeno apoio político, tanto no nível institucional quanto no nível administrativo. Assim, todas as vantagens inequívocas que o processo mostra, há milênios e em tantos países, acabam sendo anuladas pelo descaso com que a administração vem cuidando da questão, deixando de reconhecer, sob ponto de vista de alocações financeiras para operação, manutenção e ampliação, tais méritos.

O envolvimento vigoroso da população – todos somos geradores de resíduos – precisa ser garantido, inclusive com compromisso pelo financiamento da gestão de RS, até porque se insere numa estratégia de mitigação de impactos ambientais. Além da educação formal e para vários públicos (por exemplo, adultos e idosos), quaisquer oportunidades que suscitem a participação dos cidadãos têm que ser aproveitadas, já que de outra forma não se atingirão os objetivos e metas já estabelecidos em leis.

Uma mudança cultural no âmbito local passa pelo desenvolvimento, em nível residencial, de atividades que, por um lado, encaminhem os resíduos sólidos para sua valorização (por exemplo, de coleta seletiva) e que, por outro lado, possam absorver os produtos daí advindos. Hortas caseiras, escolares e comunitárias, jardins domésticos e espaços públicos (canteiros, parques e demais áreas verdes) são partes das possíveis destinações do composto. Belo Horizonte precisa fazer jus ao epíteto de “cidade jardim”.

O usuário/cidadão engajado pode mostrar sua consciência já em nível de consumidor, ao optar por produtos de impactos ambientais reconhecidamente reduzidos, e determinando boas condições de valorização de seus resíduos sólidos, quer sob forma de energia ou de materiais.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE. *Plano Metropolitano de Belo Horizonte*. Disponível em: http://www.rmbh.org.br/pddi/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=42&Itemid=30&lang=pt-br Acesso em 12 ago 2016

ATLASBRASIL. *Índice de Desenvolvimento Humano no Brasil*. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/2013/> Acesso em: 20 ago 2016

BARROS, R. T.V.; SILVA, T.A.S.; MIRANDA, T.G. *O gerenciamento dos resíduos verdes na UFMG: outras possibilidades*. s/d

BELO HORIZONTE, PBH. *Fundação Zoo-Botânica valoriza a utilização da compostagem* Disponível em: <http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/contents.do?evento=conteudo&idConteudo=24135&chPlc=24135> Acesso em: 03 nov 2016

BELO HORIZONTE. PBH/SLU. *Limpeza Urbana na Belo Horizonte centenária*” SLU, BH, 2000, 175 pág.

BELO HORIZONTE. *Lei nº 10.255*, de 13 de setembro de 2011. Institui a Política Municipal de Apoio à Agricultura Urbana e dá outras providências Diário Oficial do Município em 07 maio 2011. Disponível em: <http://portal6.pbh.gov.br/dom/> Acesso em 10 ago 2015

BELO HORIZONTE. *Lei nº 10.534*, de 10 de setembro de 2012. *Dispõe sobre a limpeza urbana, seus serviços e o manejo de resíduos sólidos urbanos no Município, e dá outras providências*. Disponível em: portalpbh.pbh.gov.br/.../files.do?...Lei_10.534_Limpeza_Urbana_Manejo_Residuos Acesso em 10 ago 2015

BELO HORIZONTE. Secretaria do Meio Ambiente. *Inventário de Árvores de Belo Horizonte-MG*, 2016 (dados não publicados). [comunicação pessoal]

BELO HORIZONTE. SLU. *Programa de Compostagem*. Disponível em: www.portalpbh.pbh.gov.br/ Acesso em: 20 ago 2016

BELO HORIZONTE. SLU. *Relatório Anual de Atividades de Limpeza Urbana 2015*. PBH: Secretaria Municipal de Serviços Urbanos. 2016. 84p.

BELO HORIZONTE. SUCECAP. *Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2012/2015*.

- BLAKEWAY, L. *Capturing Compostables: A Case Study of Small Scale Composting in Vancouver*. 135 p. Thesis Master of Urban Studies, Faculty of Arts and Social Sciences/ Simon Fraser University, 2013
- BRASIL, *Lei 12305/10*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9605, de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 2010.
- BRITISH COLUMBIA. *Organic Matter Recycling Regulation*. Policy Intentions Paper, 2016. Disponível em: [http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/waste management/recycling/organics/omrr_ip_sept_22.pdf](http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/waste_management/recycling/organics/omrr_ip_sept_22.pdf) Acesso em: 13 nov 2016
- CALRECYCLE. s/d. *Implementing Waste Reduction*. Disponível em: <http://www.calrecycle.ca.gov/StateAgency/Assistance/4RsGuide/Implement.htm>
- CAMPOS, V F. *Gerenciamento pelas diretrizes* (hoshin Kanri). Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.
- COUTINHO, M. N.; COSTA, H. S. M. Agricultura urbana: prática espontânea, política pública e transformação de saberes rurais na cidade. *Revista Geografias*, v. 7, n. 2, p. 81-97, 2012.
- DUARTE, F. A. P. *et al. Projeto Piloto de Compostagem nos Campi I e II do CEFET-MG*. In: Anais do XIV ENEEAmb, II Fórum Latino e I SBEA – Centro-Oeste. Brasília-DF: UNB, 2016.
- DUMONT, P. S. *Diamond Mall investe em usina de fertilizante*. Disponível em: http://diariodocomercio.com.br/noticia.php?tit=diamond_mall_investe_em_usina_de_fertilizante&id=173525 Acesso em : 20 set 2016
- ESPAÑA (Ministerio de Medio Ambiente) (2005) *Estudio de los mercados del compost* . Memoria general.
- EUROPEAN COMMUNITY. *Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe*. 2014 Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52014DC0398>
- GARCIA, K. *Diversion Report III - NYC Organics Collection Pilot*. New York: NYC Department of Sanitation Commissioner. Disponível em: http://www1.nyc.gov/assets/dsny/docs/about_LL77_DiversionReportIII_June2015_0815.pdf Acesso em: 28 out 2016
- HABITAT, U. N. *Solid waste management in the world's cities*. United Nations Human Settlement Program, 2010.
- IBGE. *Censo 2010*. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br/> Acesso em: 28 ago 2016
- KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.
- LIMA, L. *Tratamento de lixo*. Ed. Hemus, 1990

MACIEIRA, L. *Energia que vem dos restos*: Plataforma desenvolvida na UFMG reaproveita resíduos alimentares gerados no restaurante Setorial II. Publicado em 07 mar 2016. Disponível em: <https://www.ufmg.br/boletim/bol1931/7.shtml> Acesso em: 03 nov 2016

MAESTRI, J. C. *Reciclagem local dos resíduos orgânicos com participação comunitária*. 2010.

MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento) *Instrução Normativa 25/2009*. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Diário Oficial da União de 28/07/2009, seção 1, página 20

MARQUES, M.; HOGLAND, W. Processo descentralizado de compostagem em pequena escala para resíduos sólidos domiciliares em áreas urbanas. In: *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 28. FEMISCA, 2002. p. 1-8.

MINAS GERAIS. *Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado da Região Metropolitana de Belo Horizonte*: Definição das propostas de políticas setoriais, projetos e investimentos prioritários. Belo Horizonte: [s.n.], v. 5, 2011. 284 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). *Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. Brasília-DF: MMA (Versão Preliminar). Disponível em: <http://www.mma.gov.br> Acesso em: 09 de out de 2016

OBSERVATORIE RÉGIONAL DES DÉCHETS (ORDIF). *Les Biodéchets*. 2016. Disponível em: <http://www.ordif.com/public/BibliothequePublic> Acesso em 05 nov 2016

ORGANIC STREAM, THE. *The organic stream talk show*. Disponível em: <http://www.organicstream.org/category/the-organic-stream/> Acesso em: 02 mar 2016

PANDYASWARGO, A. H.; PREMAKUMARA, D. G. J. Financial sustainability of modern composting: the economically optimal scale for municipal waste composting plant in developing Asia. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3, n. 3, 2014. 1-14.

PHILIPPI, Jr. A. *Saúde, ambiente e sustentabilidade*. 2009.

REGIONSFORRECYCLING. GOOD PRACTICE. *Catalonia: Biological Treatment And Separate Collection Of Biowaste*. 2014. Disponível em: <http://www.regions4recycling.eu/> Acesso em: 05 nov 2016

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA - SLU. Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos de Belo Horizonte – Período 200-2004. SLU, 2000

SUPERINTENDÊNCIA DE LIMPEZA URBANA - SLU. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte. Relatório Diagnóstico - Diagnóstico dos Resíduos Sólidos. 2016.

STALEY, B. *State of Organic Management*. Environmental Research & Education Foundation. Disponível em: <https://erefdn.org/product/msw-organics-management/> Acesso em: 12 nov 2016

USEPA. *Municipal Solid Waste 2015* <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/index.htm> Acesso em: 25 ago 2016

ZAGO, V.C.P. *et al. Impacto do desperdício de alimentos sobre a emissão de gases de efeito estufa: Estudo de caso do refeitório do CEFET-MG – Campus I*. In: Links 2015: os elos entre os consumos de água, energia e alimentos, no contexto das estratégias de mitigação das mudanças climáticas / organização Jos. Baltazar Salgueirinho Os.rios de Andrade Guerra ...[*et al.*]. - Palhoça : Ed

Os autores destes três volumes de estudos e pesquisas sobre **valorização dos resíduos sólidos** são professores e alunos de cinco universidades brasileiras. Num trabalho articulado, com financiamento da FINEP e bolsas do CNPq, desenvolveram materiais informativos a partir de suas atividades acadêmicas com envolvimento de mais de 60 estudantes de graduação e de pós-graduação.

PROFESSORES:

VIVIANA MARIA ZANTA – UFBA
Coordenadora da rede TECRESOL

AURÉLIO PESSÔA PICANÇO – UFT

LUCIANA PAULO GOMES – UNISINOS

RAPHAEL TOBIAS V. BARROS – UFIVIG

RONALDO STEFANUTTI – UFC



MINISTÉRIO DA
**CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES**



ISBN 978-85-9509-020-0



9 788595 090200 >