

Compostabilidade de embalagens biodegradáveis

Ivan Taiatele Junior

Tatiane Cristina Dal Bosco

Janksyn Bertozzi

Suzana Mali de Oliveira

Roger Nabeyama Michels

Resumo: A utilização de sacolas compostáveis como condicionadores primários de resíduos orgânicos domiciliares se mostra uma estratégia interessante para melhorar a qualidade do composto e facilitar o processo em usinas de compostagem, uma vez que existe dificuldade técnica para a separação dos materiais após a coleta. Estudos que avaliem não só a biodegradabilidade, como também a compostabilidade de biopolímeros devem ser realizados de modo a estabelecer os materiais mais adequados para a fabricação de sacolas compostáveis. Da mesma forma, as bandejas de isopor: em função da dificuldade de higienização e reciclagem, acabam sendo destinadas juntamente com os resíduos orgânicos. Neste sentido, o objetivo do trabalho relatado neste capítulo foi avaliar a compostabilidade de embalagens biodegradáveis com diferentes aplicações – bandejas de amido e filmes de PBAT/amido – no tratamento de resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Para tanto, foram montadas leiras de compostagem com restos de alimentos e podas de árvores, na presença das embalagens para avaliar sua compostabilidade. O monitoramento do processo se deu pelos parâmetros: temperatura, pH, condutividade elétrica, série de sólidos, nitrogênio total, relação C/N e reduções de massa e volume, além da análise qualitativa da descaracterização dos resíduos e das embalagens. Durante a compostagem, observou-se a fase termofílica durante os 20 primeiros dias. O pH do composto foi neutralizado e a condutividade elétrica se elevou pela concentração de sais. Houve reduções dos sólidos voláteis, da relação C/N, do volume e da massa do composto, indicando a mineralização da matéria orgânica. Tanto os resíduos quanto as embalagens apresentaram boa descaracterização e verificou-se que a presença dos últimos não prejudicou o processo de compostagem. Concluiu-se que a utilização de embalagens biodegradáveis para auxiliar o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos nos municípios deve

ser incentivada, de modo a melhorar a qualidade final do composto e facilitar o processamento dos resíduos nas usinas de compostagem.

Palavras-chave: Compostagem. Resíduos Sólidos Urbanos. Polímeros biodegradáveis.

1 Introdução

Assim como verificado no primeiro capítulo deste livro, ainda existe uma lacuna muito grande entre o potencial de reutilização da enorme quantidade de resíduos orgânicos gerados no Brasil e o reaproveitamento desse tipo de resíduos que de fato acontece atualmente. Em especial para os resíduos orgânicos domiciliares, existem muitas barreiras enfrentadas pelas autoridades públicas para se implantar e operar uma usina municipal de compostagem, uma delas sendo a falta de incentivos e repasse de verbas destinadas a esse intuito. Porém, ainda que haja incentivos, outro grande problema enfrentado na operação de uma usina como essa está relacionado à qualidade do material recebido: em vez de apenas resíduos orgânicos, boa parte desse material consiste também de resíduos classificados como recicláveis, ou até de rejeitos, os quais não são passíveis de compostagem (não degradam nas condições oferecidas durante o tratamento) e ainda acabam por atrapalhar o andamento do processo.

A educação ambiental e a conscientização da população são essenciais para que haja uma correta segregação dos resíduos na fonte de geração – os próprios domicílios – e, conseqüentemente, para que as usinas municipais de compostagem recebam apenas a fração orgânica desses resíduos. Entretanto, mesmo que essa conscientização atinja seu nível máximo, ainda restará uma pequena parcela de resíduos não-orgânicos sendo destinados às usinas: as próprias sacolinhas plásticas onde os resíduos orgânicos são acondicionados. Essa parcela de material plástico não consegue ser totalmente segregada por meio de peneiras rotativas, e, apesar de relativamente pequena, já é suficiente para prejudicar o processo de compostagem e a qualidade do produto final.

Diante de toda essa problemática, uma possível solução pode estar no advento de novos materiais em estudo, com vantagens para o meio ambiente cada vez mais comprovadas: os polímeros biodegradáveis. Caso as sacolas plásticas nas quais os resíduos orgânicos domiciliares são acondicionados fossem feitas desses materiais considerados biodegradáveis, não seria mais necessária a segregação entre eles. Bastaria que todo o material destinado às usinas fosse triturado, pois os fragmentos restantes das sacolas biodegradáveis seriam passíveis de compostagem, sem que houvesse prejuízos ao processo. Além disso, demais produtos e embalagens que são convencionalmente produzidos com polímeros não biode-

gradáveis poderiam também ser destinados à compostagem municipal caso suas matérias-primas fossem substituídas por polímeros biodegradáveis com propriedades semelhantes aos convencionais.

1.1 Polímeros biodegradáveis

Os polímeros biodegradáveis, segundo a *American Society for Testing and Materials* (ASTM, 2004), são aqueles cujo processo de degradação é resultado da ação de microrganismos de ocorrência natural, como bactérias, fungos e algas. Diversas matérias-primas podem ser utilizadas para o processamento desses polímeros (Quadro 4.1). Em especial, os polímeros biodegradáveis advindos de fontes renováveis são vistos como os mais ecologicamente corretos, pois além de sua biodegradabilidade, possuem outras características que contribuem para a sustentabilidade, como: (1) o menor impacto ambiental relacionado à sua origem; (2) o balanço positivo de dióxido de carbono após a compostagem; e (3) a possibilidade de formação de um ciclo de vida fechado, uma vez que o CO₂ emitido pela degradação do polímero será virtualmente absorvido pelas plantas que servirão novamente de matéria-prima para sua produção (RAY; BOUSMINA, 2005).

Quadro 4.1 Diversas fontes dos polímeros biodegradáveis e seus respectivos exemplos.

MATÉRIA-PRIMA	EXEMPLOS DE POLÍMEROS
Fontes naturais renováveis, como polissacarídeos (milho, batata, cana-de-açúcar), proteínas e lipídeos	Amido, Celulose e Caseína
Síntese por bactérias a partir de pequenas moléculas, como o ácido butírico e o ácido valérico	Polihidroxibutirato (PHB) e Polihidroxibutirato-co-valerato (PHB-HV)
Síntese convencional a partir de biomônômeros	Poli (Ácido Lático) (PLA)
Fontes fósseis, como o petróleo, ou da mistura entre biomassa e petróleo	Policaprolactonas (PCL) e Poliesteramidas

Fonte: Adaptado de Avérous (2008).

De modo geral, a resistência mecânica dos polímeros é inversamente proporcional a sua biodegradabilidade, conferindo dificuldades para a aplicabilidade de polímeros biodegradáveis. O maior desafio atual para as pesquisas voltadas ao desenvolvimento de novos materiais pode ser resumido, então, no desenvolvimento de polímeros biodegradáveis, produzidos a partir de fontes renováveis, e que consigam manter as mesmas características daqueles obtidos convencionalmente a partir de fontes fósseis.

Entre as descobertas de materiais simultaneamente mais resistentes e biodegradáveis, as pesquisas relacionadas ao desenvolvimento de novos polímeros tendem atualmente a avaliar a compatibilidade de diferentes polímeros para a fabricação de um mesmo material. Ou seja, alguns polímeros biodegradáveis têm sido misturados em diferentes porcentagens a outros polímeros com menor biodegradabilidade (ou nenhuma), mas com maior resistência mecânica. As blendas são então submetidas a testes mecânicos, de modo a avaliar sua resistência, e também a testes estruturais, térmicos e de biodegradação, a fim de comparar seu grau de biodegradabilidade com os graus dos polímeros convencionais puros (VINHAS et al., 2007; COELHO; ALMEIDA; VINHAS, 2008; KIJCHAVENGKUL et al., 2008; PAULA; MANO, 2012; MUNIYASAMY et al. 2013; VERCELHEZE et al., 2013; VIEYRA; AGUILAR-MÉNDEZ; SAN MANTÍN-MARTÍNEZ, 2013; WENG et al., 2013).

Os polímeros biodegradáveis têm sido utilizados na fabricação de uma infinidade de produtos. Alguns pesquisadores da Universidade Estadual de Londrina (UEL) desenvolvem, em suas pesquisas científicas, polímeros biodegradáveis de variadas fontes, além de blendas entre polímeros de fontes renováveis e não renováveis. O Departamento de Bioquímica e Biotecnologia, por exemplo, pesquisa a produção de bandejas biodegradáveis a base de amido de mandioca, que podem substituir bandejas de isopor em certas aplicações que envolvem um descarte rápido (SILVA et al., 2013; VERCELHEZE et al., 2013; MATSUDA et al., 2013; MARENGO; VERCELHEZE; MALI, 2013; MELLO; MALI, 2014). Já o Departamento de Ciência e Tecnologia em Alimentos desenvolve filmes a partir da blenda entre amido e poli (butileno adipato-tereftalato) – PBAT, ou ainda ecoflex®, como é comercializado pela BASF (BASF, 2012) – dos quais se pode produzir sacolas plásticas de mercado, convencionalmente feitas a base de polietileno de baixa densidade (BRANDELERO; GROSSMANN; YAMASHITA, 2013; OLIVATO et al., 2013; NOBREGA et al., 2013; OLIVATO et al., 2014; GARCIA et al., 2014).

1.2 Proposta do estudo

O presente estudo propôs a avaliação da compostabilidade de dois tipos de embalagens produzidas a partir de polímeros biodegradáveis (ou blendas entre eles e outros materiais) com restos de alimentos e podas de árvore. As embalagens testadas foram bandejas de amido e filmes de PBAT/amido. A proposta simulou, portanto, o que seria o acondicionamento dos resíduos orgânicos domiciliares, além de bandejas biodegradáveis de amido, em sacolas também biodegradáveis, feitas de PBAT/amido, sendo tudo destinado a uma usina municipal de compostagem, onde

todo o material seria triturado e misturado a podas de árvore, que configura outro resíduo abundante e pouco aproveitado pelas políticas públicas atuais.

Uma vez comprovada a compostabilidade dessas duas embalagens com os resíduos em questão, torna-se viável a utilização das mesmas no modelo de gerenciamento proposto pelo estudo.

2 Material e métodos

2.1 Obtenção das embalagens biodegradáveis

As bandejas de amido foram fabricadas e gentilmente fornecidas pelo Departamento de Bioquímica e Biotecnologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Sua formulação foi composta de amido de mandioca (Yoki Alimentos S.A., Paranaíba-PR, Brasil), glicerol (Reagen, Rio de Janeiro-RJ, Brasil), estearato de magnésio (Labsynth, São Paulo-SP, Brasil), goma guar (Labsynth, São Paulo-SP, Brasil) e água. As proporções de cada constituinte estão presentes na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Formulação das bandejas de amido.

AMIDO (g/100 g de amido)	GLICEROL (g/100 g de amido)	ÁGUA (mL/100 g de amido)	ESTEARATO DE MAGNÉSIO (g/100 g de amido)	GOMA GUAR (g/100 g de amido)
100	5	100	0,5	1

Os filmes de PBAT/amido foram fabricados e gentilmente fornecidos pelo Departamento de Ciência e Tecnologia em Alimentos da Universidade Estadual de Londrina (UEL). A embalagem foi formulada com amido Indemil (Brasil), glicerol (Dinâmica, Brasil), poli (adipato co-tereftalato de butileno) – PBAT – sob nome comercial de Ecoflex®-F (BASF, Alemanha) e ácido cítrico (P.A., Sigma-Aldrich). As proporções de cada constituinte são apresentadas na Tabela 4.2.

Fotos das bandejas e filme prontos estão ilustradas na Figura 4.1.

Tabela 4.2 Formulação dos filmes de PBAT/amido.

AMIDO (g/100 g de mistura)	GLICEROL (g/100 g de mistura)	PBAT (g/100 g de mistura)	ÁCIDO CÍTRICO (mg/100 g de mistura)
63	17	20	20

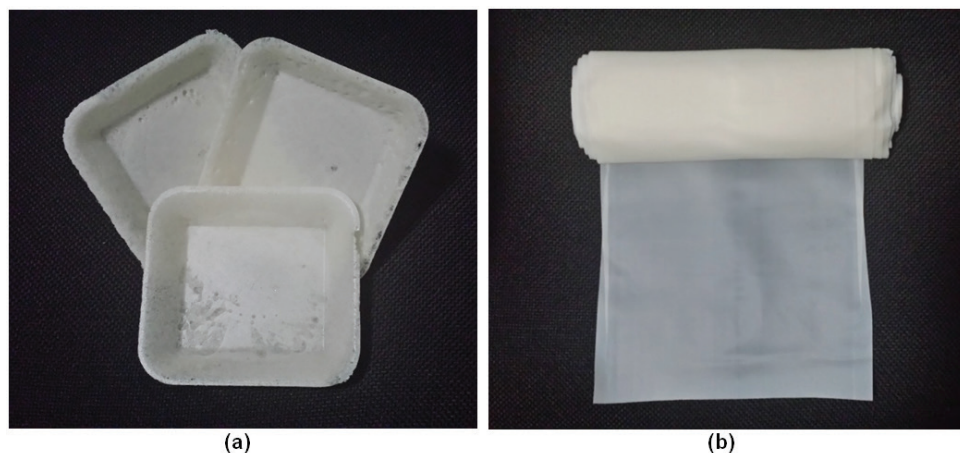


Figura 4.1 Bandejas de amido (a) e filme de PBAT/amido (b).

2.2 Delineamento do estudo

Desejou-se simular o tratamento que seria realizado em usinas municipais de compostagem, onde os resíduos orgânicos domiciliares, devidamente acondicionados em sacolas biodegradáveis, seriam triturados e posteriormente misturados aos resíduos de podas de árvores (provável resíduo de estrutura a ser utilizado nessas usinas, uma vez que constitui outro resíduo gerado por todo e qualquer município, muitas vezes com dificuldades para ser adequadamente tratado). Para isso, foram utilizados resíduos de um restaurante de grande porte de Londrina, simulando os resíduos orgânicos domiciliares, e podas das árvores do município, fornecidos pela própria prefeitura.

As embalagens biodegradáveis foram adicionadas às leiras de modo a constituir quatro tratamentos: T_0 = testemunha (nenhum polímero adicionado); T_1 = bandejas de amido; T_2 = filmes de PBAT/amido; e T_3 = bandejas de amido + filmes de PBAT/amido. Cada tratamento contou com duas repetições, devido à disponibilidade de ambos os resíduos, totalizando oito leiras.

2.3 Dimensionamento das leiras

As leiras foram montadas de acordo com as dimensões propostas e ilustradas na Figura 4.2, possuindo um volume entre 180,0 e 184,3 litros, dependendo do tratamento. A unidade experimental formada pela mistura “resíduos orgânicos + poda” possuiu sempre o mesmo volume. Porém, o volume final da leira variou de acordo com o tratamento, devido à adição das embalagens em maior ou menor quantidade.

Na definição da Unidade Experimental (UE), buscou-se estabelecer uma relação C/N inicial ideal de 30:1. Para isso, utilizou-se os dados presentes na Tabela 4.3, resultantes de análises prévias feitas com a poda recém cortada e com resíduos orgânicos do Restaurante Universitário da UTFPR, visando estimar a composição de ambos os resíduos constituintes das UE's.

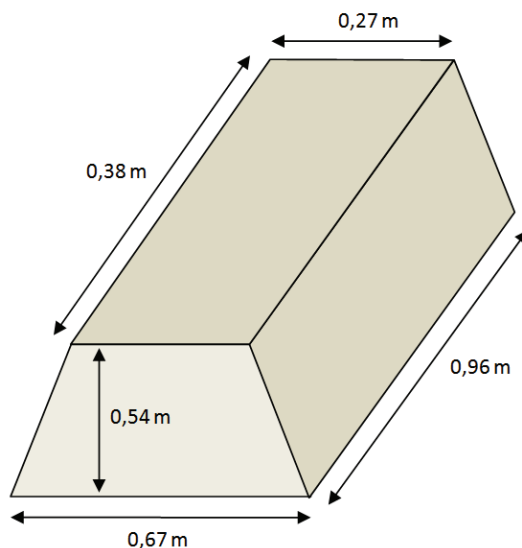


Figura 4.2 Dimensões propostas para a montagem das leiras.

Nota: (1) Desenho fora de escala.

Tabela 4.3 Caracterização dos resíduos que constituem a Unidade Experimental.

RESÍDUO	Carbono ¹ (%)	Nitrogênio (%)	Umidade (%)	Peso específico (kg/m ³)
Resíduos Orgânicos	52,13	4,59	63,36	411
Podas de Árvores	53,11	1,32	56,62	258

Nota: (1) Teor de Sólidos Voláteis dividido pelo fator 1,8, como sugerido por Kiehl (1985).

A partir desses dados, e utilizando a fórmula de Kiehl (1985), percebeu-se que, de modo a prover tal relação C/N, a proporção em volume entre os resíduos orgânicos e a poda deveria ser de 1:8,56, ou seja, apenas 10,46% do volume total da UE compostos por resíduos orgânicos e os 89,54% restantes, por poda de árvores (Tabela 4.4). Essa proporção em que há aproximadamente 8 vezes mais poda em volume que resíduos orgânicos inviabilizaria a montagem, assim como

o processo de compostagem em si, por dificultar uma boa homogeneização e contato entre os resíduos. Nesse sentido, estudou-se a possibilidade de se estabelecer relações C/N alternativas, como 25:1 e 20:1. Por fim, optou-se pela última, por apresentar uma proporção entre os resíduos mais adequada para sua homogeneização, como mostrado na Tabela 4.4, em que a UE seria composta de 60,02 L de resíduos orgânicos (33,34%) e 119,98 L de poda (66,66%).

Tabela 4.4 Composição da Unidade Experimental para diferentes relações C/N.

RELAÇÃO C/N	RESÍDUOS ORGÂNICOS		PODAS DE ÁRVORES	
	Volume (L)	Volume (%)	Volume (L)	Volume (%)
30:1	18,83	10,46%	161,17	89,54%
25:1	34,63	19,24%	145,37	80,76%
20:1	60,02	33,34%	119,98	66,66%

Para os tratamentos que envolveram a adição de polímeros biodegradáveis, buscou-se representar as quantidades de cada um que possivelmente seriam destinados às usinas municipais de compostagem. Ou seja, as proporções dos polímeros em relação aos resíduos orgânicos foram determinadas a partir de estimativas das proporções de sacolas plásticas de polietileno (acondicionador primário dos resíduos orgânicos) e do isopor descartado – considerando seu descarte junto aos resíduos orgânicos caso seja substituído pelo material a base de amido.

Com o auxílio de um balde graduado, estimou-se o volume de um saco plástico, com capacidade de 100 litros, apenas acomodado no fundo do balde, obtendo-se o valor de 1,5 litro. Este volume de plástico representa 1,5% dos 100 litros de resíduos orgânicos que são acondicionados em seu interior. Neste cenário, portanto, o volume de plástico destinado a usinas municipais de compostagem equivale a 1,5% do volume de resíduos orgânicos.

Para determinar a quantidade das bandejas de amido nas leiras, utilizou-se o estudo de Salsa (2013), que determinou a porcentagem de isopor nos resíduos domiciliares de um condomínio horizontal localizado em Londrina, Paraná. Segundo a composição gravimétrica realizada para tal condomínio, 0,13% e 79,82% da massa total de resíduos gerados são representados por, respectivamente, isopor e resíduos orgânicos (SALSA, 2013). Dessa forma, estipulou-se a proporção volumétrica entre ambos os resíduos, considerando seus respectivos pesos específicos – $PE_{\text{isopor}} = 12 \text{ kg/m}^3$ (CONSTRULEV, 2014) e $PE_{\text{RO}} = 411 \text{ kg/m}^3$ (dado obtido da caracterização inicial) – resultando em 5,6%. Ou seja, 5,6% do volume de resíduos orgânicos equivale ao volume de bandejas de amido descartadas, caso substituam integralmente o isopor gerado pelos domicílios.

Dentro deste contexto, as quantidades de cada resíduo utilizadas em cada tratamento estão demonstradas na Tabela 4.5. É importante notar que, apesar de haver variação entre os volumes iniciais das leiras de diferentes tratamentos, essa variação é mínima, sendo o máximo acréscimo no valor de 2,39% entre as leiras dos tratamentos T₀ e T₃. Dessa forma, pode-se desprezar a diferença nos volumes, uma vez que não resultou em diferenças significativas nas condições às que as leiras foram submetidas.

Tabela 4.5 Composição volumétrica das leiras de cada tratamento.

RESÍDUO	T ₀		T ₁		T ₂		T ₃	
	V (L)	V (%)	V (L)	V (%)	V (L)	V (%)	V (L)	V (%)
Resíduos Orgânicos	60,0	33,3	60,0	32,7	60,0	33,2	60,0	32,6
Podas de Árvores	120,0	66,7	120,0	65,4	120,0	66,3	120,0	65,1
Bandejas de Amido	–	–	3,4	1,8	–	–	3,4	1,8
Filmes de PBAT/amido	–	–	–	–	0,9	0,5	0,9	0,5
TOTAL	180,0	100,0	183,4	100,0	180,9	100,0	184,3	100,0

Nota: V = volume; T₀, T₁, T₂ e T₃ = tratamentos empregados.

2.4 Preparação do material e montagem das leiras

O experimento foi realizado na Casa de Vegetação da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina. A montagem das leiras seguiu o esquema pré-estabelecido pela planta ilustrada na Figura 4.3. Nota-se que as repetições de cada tratamento foram dispostas de forma alternada, a fim de reduzir os erros experimentais pela ação de fatores externos.

Tanto as bandejas de amido quanto os filmes de PBAT/amido foram picados em pequenos pedaços de aproximadamente 5x5 cm² a fim de seguir a recomendação de Bidone e Povinelli (1999) sobre a granulometria dos resíduos no início do processo de compostagem, a qual deve contemplar materiais com dimensões de 1 a 5 cm. Os resíduos orgânicos já estavam disponíveis em granulometrias adequadas, uma vez que compreendem restos de alimentos descartados, assim como a poda das árvores, que foi triturada no momento da coleta.

Uma vez adequada a granulometria, a montagem das leiras se deu por meio da sobreposição de camadas alternadas de cada resíduo. A primeira e a última camada de cada leira foram sempre constituídas de poda, uma vez que se trata do resíduo de estrutura e desempenharia o papel de encobrir os resíduos orgânicos, de modo a evitar mal cheiro e a proliferação de vetores durante a primeira semana

de compostagem. Nos tratamentos que continham embalagens biodegradáveis, estas foram primeiramente misturadas aos resíduos orgânicos, fazendo então parte das camadas internas da leira durante a montagem. A razão disso é para que se evite a incidência direta de raios solares nos polímeros, em especial nos filmes de PBAT/amido, uma vez que a ação de raios ultravioleta pode causar significativa redução da biodegradabilidade dos filmes (KIJCHAVENGKUL et al., 2008).

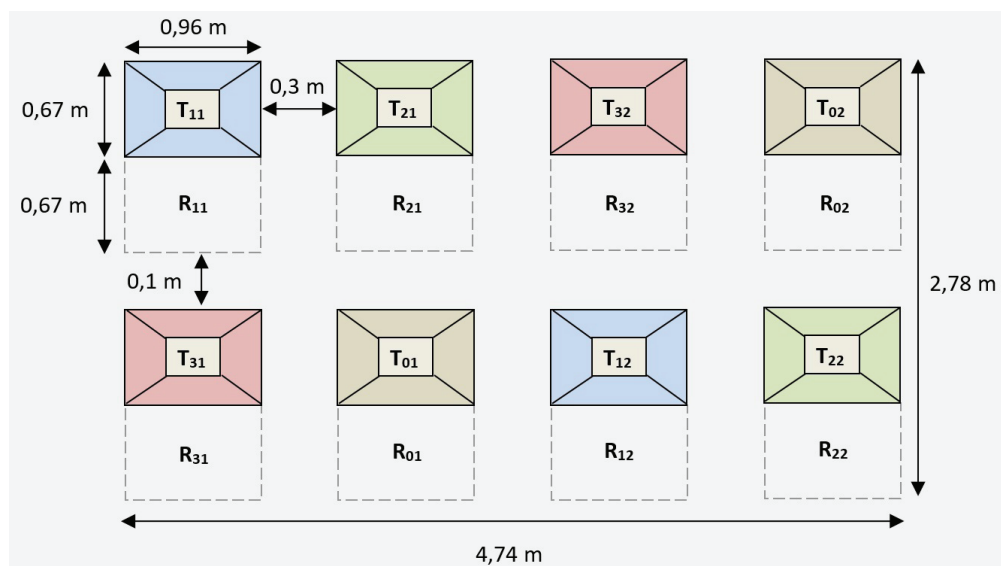


Figura 4.3 Planta baixa do espaço da Casa de Vegetação na qual foi conduzida a compostagem.

Nota: T_{ij} representa a repetição j do tratamento T_i , e R_{ij} representa o espaço destinado ao revolvimento da leira T_{ij} (T_0 = bege; T_1 = azul; T_2 = verde; T_3 = vermelho).

2.5 Monitoramento do processo de compostagem

Como já estabelecido nos objetivos do estudo, o composto foi monitorado quanto à temperatura, pH, condutividade elétrica, umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e nitrogênio total, durante as dez semanas em que o experimento foi conduzido. Aeração e umidade aparente também foram parâmetros controlados durante o processo de compostagem, além do monitoramento de reduções de massa e volume. A frequência de cada análise/avaliação, assim como a metodologia utilizada, está demonstrada no Quadro 4.2. Os parâmetros pH, condutividade elétrica, umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e nitrogênio total foram obtidos por meio de análises realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Quadro 4.2 Frequência de monitoramento de cada análise realizada para o composto.

ANÁLISE	FREQUÊNCIA	METODOLOGIA
Temperatura	1 minuto	–
Aeração	3/4 dias	–
Umidade aparente	3/4 dias	Nunes (2009)
pH	Quinzenal	Tedesco et al. (1995)
Condutividade Elétrica	Quinzenal	Tedesco et al. (1995)
Umidade	Quinzenal	APHA (2012)
Sólidos Totais	Quinzenal	APHA (2012)
Sólidos Fixos	Quinzenal	APHA (2012)
Sólidos Voláteis	Quinzenal	APHA (2012)
Nitrogênio Total	Quinzenal	Malavolta et al. (1997)
Redução de massa	Final	–
Redução de volume	Quinzenal	–

Nota: Os parâmetros temperatura, aeração e reduções de massa e volume não seguiram nenhuma metodologia consagrada e seus métodos estão descritos em detalhes a seguir.

A temperatura foi monitorada por meio de um sistema de automação de dados. Quatro sensores de temperatura foram inseridos em cada leira. Os sensores são da marca DS18B20, modelo 560, fabricado pela *Maxim Integrated Products* (San José, CA, EUA), envelopado em aço inox e com amplitude de temperatura de -55 °C a 125 °C. O posicionamento dos sensores no interior de cada leira se deu em diferentes pontos, de modo a abranger temperaturas distintas, conforme proposto no esquema da Figura 4.4. Todos os sensores estiveram ligados a uma placa de arduíno equipada de sistema registrador de dados (*Data-logger*) junto de um sistema de tempo real que fornece a hora, minuto e segundo da aquisição de dados. O armazenamento de dados de temperatura pelo sistema ocorreu a cada 1 minuto.

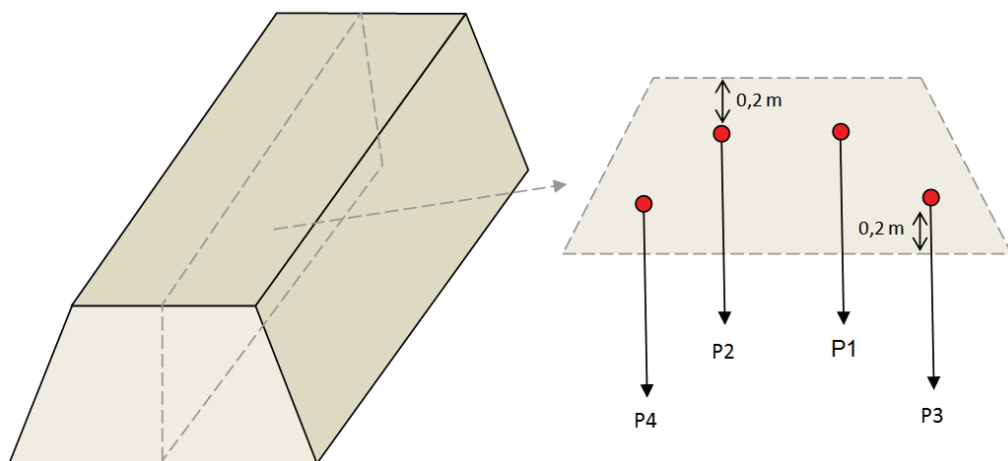


Figura 4.4 Posicionamento dos sensores de temperatura no interior das leiras.

A aeração foi controlada por meio de revolvimentos realizados manualmente a cada 3 ou 4 dias (duas vezes por semana). Simultaneamente, a umidade aparente foi controlada por meio do teste da mão, e, quando houve necessidade, foi adicionada água até que a umidade estivesse adequada, ou seja, quando era possível bolear o composto (NUNES, 2009). O controle da umidade foi realizado durante os revolvimentos de modo a garantir uma distribuição mais homogênea da água na leira.

A redução de volume foi monitorada pelo método de cubicagem, em que todo o composto de determinada leira era inserido em um recipiente indeformável cuja área da base é conhecida. Com o auxílio de uma fita métrica, a altura atingida pelo composto no interior do recipiente era aferida, posteriormente multiplicando-a pela área da base e obtendo-se, por fim, o volume da leira.

A pesagem dos compostos foi feita apenas ao final das dez semanas de compostagem. Com o auxílio de uma balança, o recipiente utilizado para a cubicagem foi pesado vazio, e contendo o composto de cada leira. A diferença de ambas as pesagens é a massa do composto. A partir dos resultados de teor de umidade obtidos em laboratório durante a caracterização final dos compostos, a massa de água foi descontada, obtendo-se a massa seca de cada composto. Por fim, a diferença entre esta e a massa seca ao início da compostagem representou a redução de massa do composto.

Durante os revolvimentos, fotos foram tiradas dos fragmentos de embalagens biodegradáveis, sempre que possível de serem identificados. A mudança no aspecto visual das embalagens foi então avaliada por meio da comparação de registros fotográficos das amostras em diferentes estágios da compostagem.

3 Resultados e discussão

3.1 Temperatura

De modo a compreender melhor a dinâmica da temperatura durante os 70 dias em que a compostagem foi mantida, pode-se observar a Figura 4.5. Nela é possível visualizar os valores médios diários de temperatura para cada tratamento, além da temperatura ambiente.

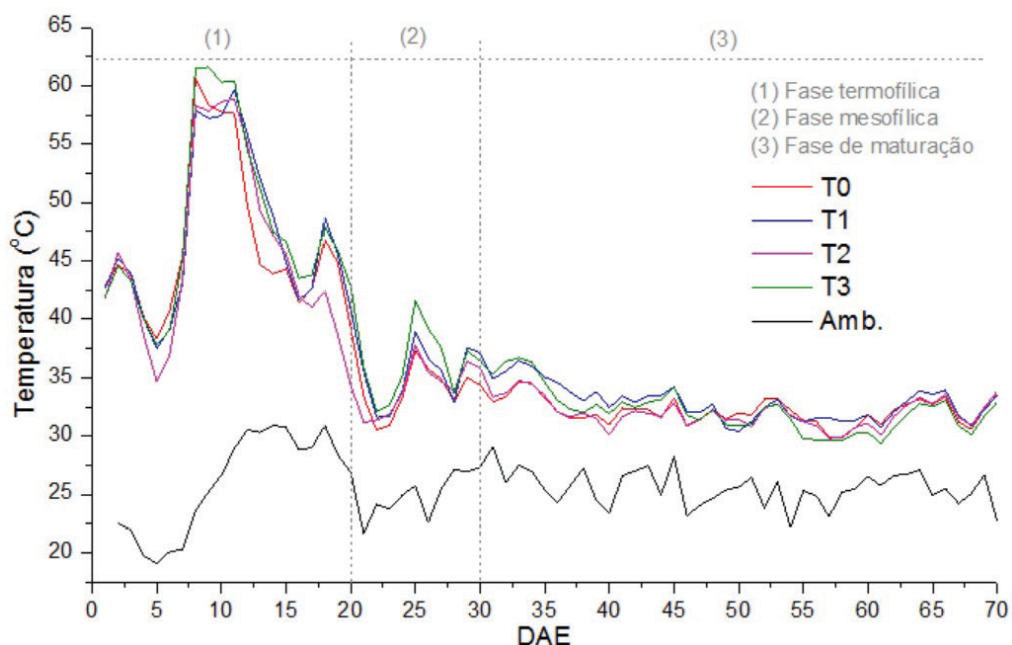


Figura 4.5 Variação das temperaturas médias diárias durante o período de compostagem.

Nota: (1) DAE = Dias Após o Enleiramento; (2) Amb. = temperatura ambiente.

Nota-se pela Figura 4.5 que a temperatura nas leiras já se encontrava na faixa considerada termofílica por Barreira (2005) (acima de 40 °C) logo em 1DAE. Entretanto, foi a partir do primeiro revolvimento, ocorrido em 7DAE, que houve um súbito aquecimento das leiras: todos os tratamentos passaram de um faixa entre 37°C e 40,7°C em 6DAE para valores entre 57,9°C e 61,5°C em 8DAE. A maior temperatura absoluta, 64,4°C, foi atingida pelo tratamento T3 em 10 DAE (dado não apresentado na Figura 4.5). A fase termofílica se prolongou por aproximadamente 20 dias, a partir de quando a temperatura se manteve abaixo dos 40°C, iniciando a fase mesofílica, de resfriamento. Esta fase, por sua vez, durou cerca de 10 dias, e após esse período, foi possível identificar a última fase – fase

de maturação – marcada por temperaturas relativamente estáveis e constantes. Durante os 40 dias desta última fase, todos os tratamentos tiveram temperaturas oscilando sempre entre 30 e 35°C e muito mais próximas da temperatura ambiente (BARREIRA, 2005).

É importante perceber que na maior parte do tempo não houve grande diferença entre as temperaturas atingidas pelos quatro tratamentos. Nesse sentido, pode-se afirmar que a inserção das embalagens biodegradáveis não prejudicou a degradação da matéria orgânica, sendo liberadas quantidades similares de calor das reações exotérmicas ocorridas em T0, T1, T2 e T3.

3.2 pH e condutividade elétrica

As variações de pH e condutividade elétrica durante o período de compostagem são apresentadas na Figura 4.6.

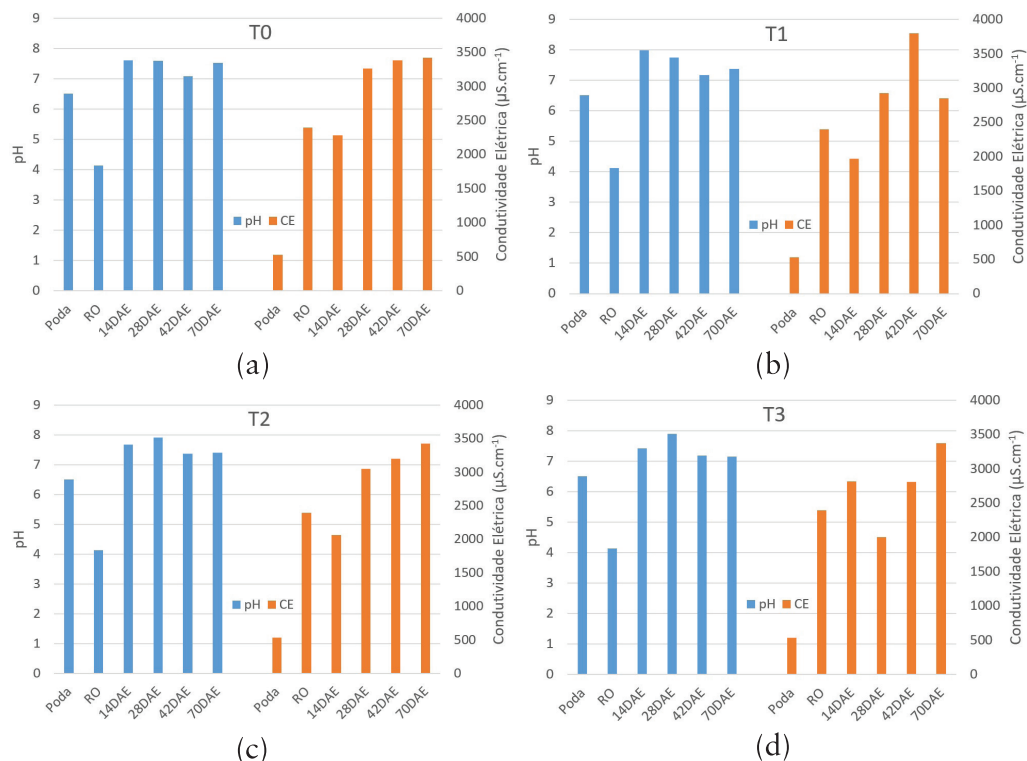


Figura 4.6 Variação de pH e condutividade elétrica (CE) verificada para a poda, para os resíduos orgânicos (RO) e para o composto em 14, 28, 42 e 70 Dias Após o Enleiramento (DAE), nos tratamentos T0 (a), T1 (b), T2 (c) e T3 (d).

Os valores iniciais de pH e condutividade elétrica para a poda foram, respectivamente, 6,51 e 531,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto os resíduos orgânicos caracterizavam

um material mais ácido ($\text{pH} = 4,13$) e com condutividade bem mais alta que a poda ($2397,7 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Durante o processo, o pH do composto se manteve entre 7 e 8, com valores finais em 70DAE próximos à neutralidade ($\text{pH} = 7$) para todos os tratamentos. Reis (2005), ao compostar resíduos vegetais, lodo de esgoto e podas de árvores, também observou pH final do composto próximo a 7, representando a neutralização dos resíduos que possuíam todos caráter ácido quando *in natura*, anteriormente ao processo de compostagem.

Já a condutividade elétrica sofreu um aumento significativo também para todos os tratamentos, devido à concentração de sais ocasionada pela redução de volume e massa, atingindo valores finais em 70DAE entre $2847 \mu\text{S cm}^{-1}$ (em T1) e $3429 \mu\text{S cm}^{-1}$ (em T2). A mineralização da matéria orgânica também contribuiu para o aumento na concentração de sais solúveis (CAMPBELL; FOLK; TRIPEPI, 1997). Lima et al. (2009) observaram a variação da condutividade elétrica durante a compostagem de diversos resíduos provenientes da produção de biodiesel, e em todos os oito tratamentos empregados houve aumento desse parâmetro ao longo do processo. Para o composto proveniente de “bagaço de cana + cinza de bagaço de cana + esterco de galinha poedeira + micaxisto + serpentina em pó”, por exemplo, houve acréscimo de 240% na condutividade elétrica, que era de $2500 \mu\text{S cm}^{-1}$ no início e passou a $8500 \mu\text{S cm}^{-1}$ no fim da compostagem.

3.3 Série de sólidos

A partir das análises quinzenais da série de sólidos pôde-se acompanhar a evolução dos teores de umidade, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis do composto, como é mostrado na Figura 4.7.

Pode-se perceber (Figura 4.7) que a poda e os resíduos orgânicos possuíam características muito parecidas. O teor de umidade, por exemplo, era de 65,0% para o primeiro e de 66,7% para o segundo. Os sólidos voláteis correspondiam a 94,8% e 96,9% das massas secas da poda e dos resíduos orgânicos, respectivamente. Esses altos teores demonstram a grande quantidade de matéria orgânica que constitui ambos os resíduos.

Avaliando a variação na composição do composto ao longo do processo, verifica-se que para todos os tratamentos, o teor de sólidos totais tendeu a aumentar, e conseqüentemente, a umidade diminuiu. Entretanto, verifica-se que o último sempre foi mantido dentro ou muito próximo ao intervalo de 40 a 70% proposto por diversos autores como ideal para a degradação da matéria orgânica (KIEHL, 2004; BARREIRA, 2005; MASSUKADO, 2008). O menor teor de umidade, de 35,4%, foi encontrado para o tratamento T2 em 42DAE, e o maior, de 62,5%, para o tratamento T1, em 14DAE.

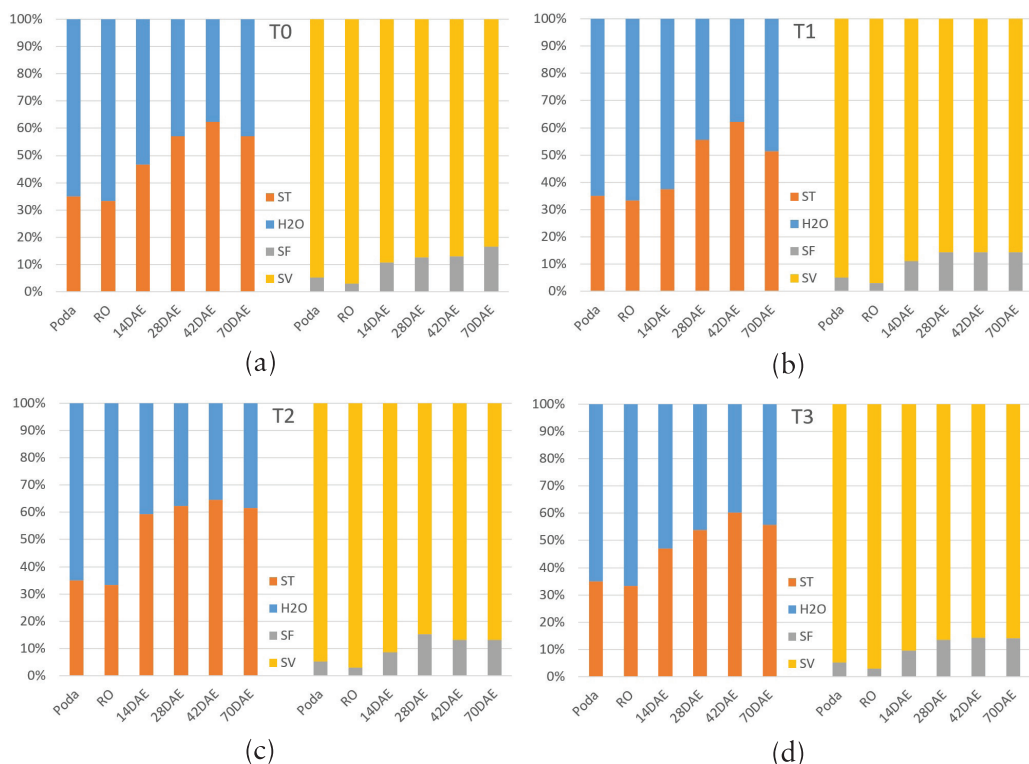


Figura 4.7 Teores de sólidos totais (ST), umidade (H₂O), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) da poda, dos resíduos orgânicos (RO) e do composto em 14, 28, 42 e 70 Dias Após o Enleiramento (DAE) nos tratamentos T0 (a), T1 (b), T2 (c) e T3 (d).

Pode-se ainda explorar a variação do teor de sólidos voláteis do composto, verificando que esse parâmetro diminuiu conforme a compostagem avançou. Os valores finais em 70DAE, para todos os tratamentos, foram menores que os valores obtidos para os resíduos que constituíram o composto inicial em 0DAE (94,8% para a poda e 96,9% para os resíduos orgânicos), demonstrando a volatilização da matéria orgânica em forma de gás carbônico e sua mineralização após ser degradada aerobicamente.

Reis (2005) conduziu dois experimentos de compostagem com restos de vegetais, lodo de esgoto e podas: um com 900 kg e outro com 1500 kg de resíduos por leira. Foi constatado que o composto submetido ao tratamento nas leiras menores não sofreu quase alteração no teor de sólidos voláteis ao longo do processo, enquanto o composto das leiras maiores apresentou um decréscimo substancial do mesmo parâmetro, em torno de 18%. A autora concluiu que, de modo geral, o tamanho da leira está associado à duração da fase termofílica, de modo que leiras

maiores possuem essa fase mais prolongada, proporcionando maior degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, maior queda no teor de sólidos voláteis.

3.4 Carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C/N

Os resultados dos teores de carbono orgânico total (COT) e de nitrogênio total, além das relações C/N resultantes, estão apresentados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 Teores de Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio (N) e relação C/N para a poda, para os resíduos orgânicos (RO) e para o composto em 14, 28, 42 e 70 Dias Após o Enleiramento (DAE).

		PODA	RO	TO	T1	T2	T3
0DAE	COT (%) ¹	38,14	38,93	–	–	–	–
	N (%)	1,66	3,56	–	–	–	–
	C/N	22,94	10,95	13,78±1,52²	13,95±1,70²	13,89±1,63²	13,80±1,57²
14DAE	COT (%) ¹	–	–	35,85±1,17	35,67±0,60	36,78±1,18	36,38±1,12
	N (%)	–	–	2,86±0,29	3,46±0,04	3,41±0,16	3,40±0,11
	C/N	–	–	12,52±1,52	10,46±1,70	10,84±1,63	10,69±1,57
28DAE	COT (%) ¹	–	–	35,43±1,17	34,31±0,60	33,97±1,18	34,64±1,12
	N (%)	–	–	2,82±0,29	3,41±0,04	3,25±0,16	3,44±0,11
	C/N	–	–	12,55±1,52	10,08±1,70	10,51±1,63	10,08±1,57
42DAE	COT (%) ¹	–	–	35,76±1,17	35,19±0,60	34,81±1,18	34,89±1,12
	N (%)	–	–	3,41±0,29	3,49±0,04	3,35±0,16	3,46±0,11
	C/N	–	–	10,47±1,52	10,08±1,70	10,45±1,63	10,09±1,57
70DAE	COT (%) ¹	–	–	33,38±1,17	34,62±0,60	35,25±1,18	33,68±1,12
	N (%)	–	–	3,27±0,29	3,43±0,04	3,63±0,16	3,22±0,11
	C/N	–	–	10,21±1,52	10,08±1,70	9,71±1,63	10,46±1,57

Notas: ⁽¹⁾ Valor estimado a partir da equação $[COT = (0,425 \cdot SV) - 2,064]$, onde SV é o teor de sólidos voláteis na amostra (CARMO; SILVA, 2012); ⁽²⁾ Valores de relação C/N apenas da unidade experimental (poda + RO), sem considerar a inserção das embalagens, a qual, por ser em quantidade ínfima, julgou-se não interferir nesse parâmetro.

É possível observar que apesar de os teores de COT para a poda e para os resíduos orgânicos serem bem próximos, o teor de nitrogênio total do segundo é mais de duas vezes maior que o do primeiro. Consequentemente, a relação C/N da poda é mais que o dobro do valor para os resíduos orgânicos.

Na montagem das unidades experimentais, anotou-se a massa de resíduos utilizada em cada tratamento. A partir dos dados já apresentados anteriormente de sólidos fixos, calculou-se a massa seca utilizada de cada componente (poda e RO), e então a quantidade em massa de carbono e de nitrogênio, a partir dos teores de COT e nitrogênio total. Por fim, somou-se as massas de carbono relativos aos dois resíduos e dividiu-se pela soma das massas de nitrogênio, obtendo-se as relações C/N iniciais para cada tratamento. Percebe-se que todas foram muito próximas, com a maior diferença de 0,17 entre T0 e T1, o que prova a precisão nas quantidades de cada resíduo utilizadas durante a montagem das unidades experimentais.

Verifica-se também que a relação C/N tendeu a diminuir ao longo do processo de compostagem para todos os tratamentos, com a maior redução obtida por T2, chegando a uma C/N = 9,71 em 70DAE (30,1% menos que a C/N inicial). A diminuição da relação C/N prova que houve degradação de matéria orgânica apesar de não ter sido possível proporcionar um valor inicial para o mesmo parâmetro dentro da faixa considerada ideal por Kiehl (2004), entre 26/1 e 35/1. Resíduos semelhantes aos utilizados neste estudo foram compostados por Reis (2005) que também observou uma queda na relação C/N ao longo do processo: de 25:1 para 13:1, representando 48% de redução. As leiras montadas por Reis (2005), no entanto, eram maiores que as montadas no presente estudo, o que possivelmente explica a maior redução da relação C/N, uma vez que leiras maiores proporcionam um processo de degradação da matéria orgânica mais prolongado.

3.5 Reduções de volume e massa

Os dados de redução de volume ao longo do processo de compostagem são apresentados no gráfico da Figura 4.8.

Os comportamentos da redução de volume ao longo da compostagem foram similares para todos os tratamentos, e os valores finais, em 70DAE, foram próximos, entre 58,6% (T1) e 64,4% (T0). Pode-se considerar que todos os tratamentos possuíram reduções de volume muito representativas, acima de 50%, e que a adição dos polímeros biodegradáveis não prejudicou o processo, uma vez que os valores dos tratamentos T1 a T3 foram próximos ao do tratamento onde não houve adição de qualquer material polimérico (T0). Verificou-se uma estabilização na redução de volume após 70 dias, como pode-se ver pelo comportamento final das curvas (Figura 4.8). Portanto, é possível prever que, caso o processo perdurasse por mais tempo, não haveria mais reduções significativas.

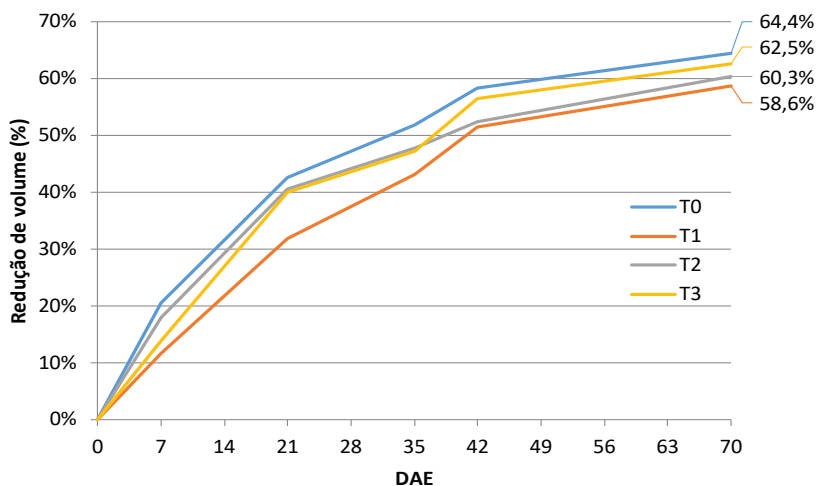


Figura 4.8 Redução de volume dos compostos submetidos aos tratamentos T0, T1, T2 e T3.

Gorgati (2001) avaliou a compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos de São Lourenço da Serra e constatou reduções significativas de volume, em torno de 60%. Amorim, Júnior e Resende (2005) encontraram reduções ainda mais expressivas, chegando a 68%, para compostagem de dejetos caprinos. Dessa forma, as reduções de volume obtidas pelo presente estudo estão bem próximos dos valores encontrados na literatura.

Os valores de redução de massa obtida por meio da compostagem podem ser observados na Figura 4.9.

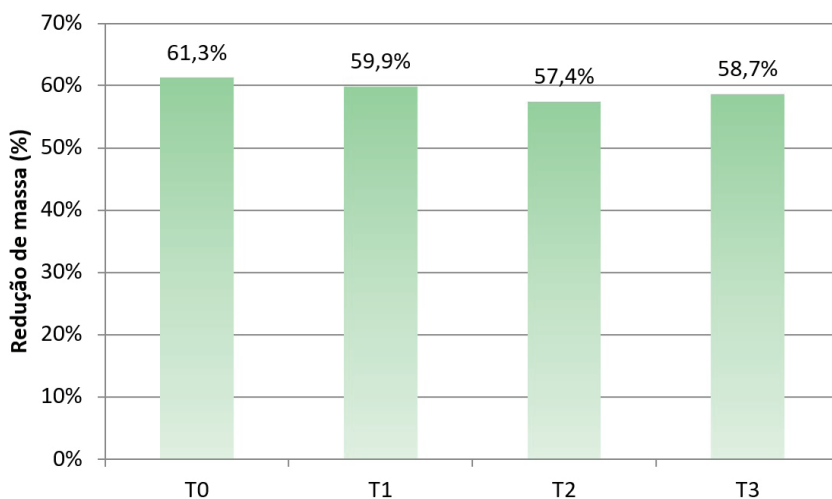


Figura 4.9 Redução de massa dos compostos submetidos aos tratamentos T0, T1, T2 e T3.

Assim como para o volume, as reduções de massa foram significativas. Todos os tratamentos obtiveram valores acima de 50% ao fim dos 70 dias de compostagem. O melhor resultado de redução de massa também aconteceu para T0, que reduziu 61,3% de sua massa seca inicial. Novamente, não se pode afirmar que os polímeros biodegradáveis prejudicaram o processo de compostagem, uma vez que seus respectivos tratamentos obtiveram resultados expressivos de redução de massa, e próximos do controle.

Em estudo de compostagem de resíduos orgânicos municipais, Gorgati (2001) obteve reduções de massa que variaram de 32 a 61,6%. Amorim, Júnior e Resende (2005) também encontraram valores dentro desse intervalo para compostagem de dejetos caprinos, com reduções de massa variando de 48,8 a 54,6%. Verifica-se, portanto, que as reduções de massa alcançadas pelo presente trabalho estão em conformidade com o que se encontra na literatura.

É importante ressaltar que as reduções de volume e massa são grandes vantagens adquiridas com a implementação de um tratamento via compostagem. Em se tratando de destinação final de resíduos sólidos urbanos, como podas de árvores e resíduos orgânicos domiciliares, o presente estudo comprova que a compostagem se mostra uma alternativa interessante para os municípios, uma vez que todo o volume e massa desses resíduos deixa de ser disposto em aterros sanitários. Dessa forma, aumenta-se a vida útil do aterro por receber menos volume de resíduo, além de diminuir a geração de lixiviado e gás metano por receber menos massa de resíduos biodegradáveis.

Há gestores municipais que se preocupam com a não utilização do composto final, pois muitas vezes ainda não existem políticas públicas que estimulem o interesse em utilizá-lo como adubo, o que acaba permitindo que se acumule nas usinas de compostagem. Entretanto, mesmo que não se utilize como adubo, o composto pode ser, na pior das hipóteses, usado como material para as coberturas diárias das células do aterro municipal, sendo que muitas vezes a compostagem ocorre dentro da própria Central de Tratamento de Resíduos (CTR) do município. Nesse sentido, este trabalho demonstra mais uma vez que a redução de massa e volume é vantajosa mesmo nesse cenário, pois antes de ser depositada no aterro, toda a matéria orgânica passa por um tratamento adequado que a reduz aproximadamente pela metade (tanto em volume quanto em massa), proporcionando as mesmas vantagens já citadas quanto à vida útil do aterro e à geração de lixiviado e metano.

3.6 Descaracterização dos resíduos e dos biopolímeros

Ao fim dos 70 dias de compostagem, foi constatada boa descaracterização dos resíduos que compuseram as leiras. Em especial, os resíduos orgânicos tiveram a me-

lhora descaracterização, não sendo mais perceptível grande parte dos fragmentos que eram facilmente identificáveis ao início do processo. Alguns fragmentos que ainda puderam ser identificados foram cascas de laranja – já em alto grau de deterioração – e ossos, geralmente cobertos por colônias de microrganismos, o que indica que ainda estão sendo degradados. Avaliando a degradação da poda, pode-se notar que houve diferença entre as características inicial e final do material, tendo reduzido sua granulometria. Entretanto, sua descaracterização não atingiu o mesmo grau que dos resíduos orgânicos, o que pode ser explicado pela presença de celulose e lignina em sua composição, as quais constituem fontes de carbono de lenta biodegradação, enquanto resíduos orgânicos são majoritariamente constituídos de fontes de carbono prontamente biodegradáveis, como proteínas e açúcares (EPSTEIN, 1997).

A avaliação da descaracterização das embalagens biodegradáveis foi mais árdua devido à quantidade muito menor em que foram inseridos nas leiras em comparação com os resíduos da unidade experimental. Além disso, o fato de serem materiais prontamente degradáveis pelos microrganismos dificultou sua identificação. As bandejas de amido, por exemplo, desintegraram de maneira tão rápida que logo no primeiro revolvimento já não foi possível sua identificação. Durante alguns revolvimentos, porém, identificaram-se fragmentos dos filmes de PBAT/amido em diversos estágios de decomposição, como mostrado na Figura 4.10.

Estágios mais avançados não significam, porém, que o fragmento foi identificado apenas na fase final do tratamento. Os revolvimentos eram promovidos de modo a homogeneizar as leiras da melhor maneira possível e, dessa forma, alguns fragmentos ficavam expostos e conseqüentemente menos sujeitos ao ataque dos microrganismos, uma vez que o interior das leiras fornecia um ambiente mais propício para a degradação. Por esse motivo, alguns fragmentos menos desintegrados ainda foram encontrados durante a fase final do tratamento.

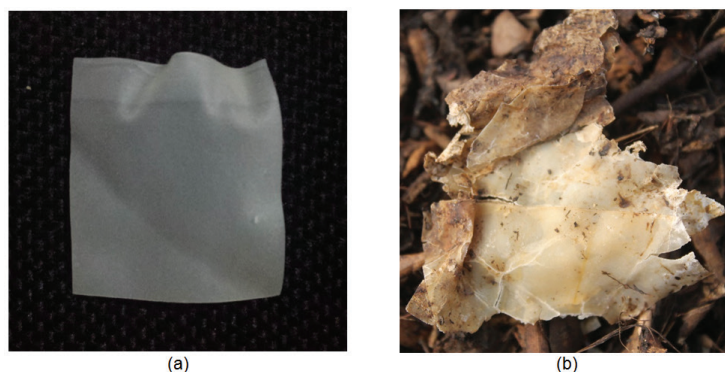


Figura 4.10 Amostra do filme de PBAT/amido antes de ser inserida nas leiras (a) e sua descaracterização ao longo do processo de compostagem, em ordem crescente de grau de degradação (b-d). *(Continua)*

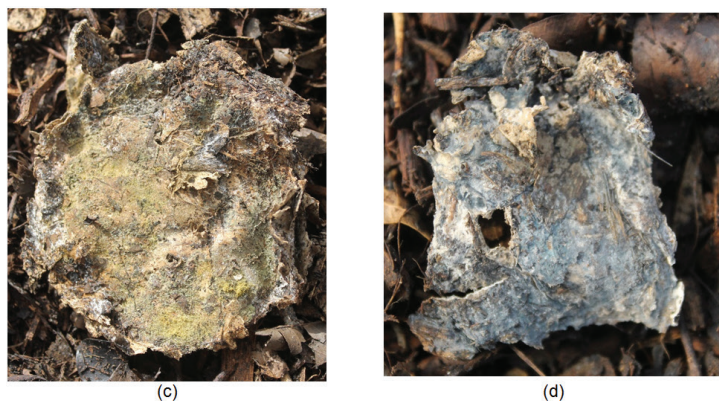


Figura 4.10 Amostra do filme de PBAT/amido antes de ser inserida nas leiras (a) e sua descaracterização ao longo do processo de compostagem, em ordem crescente de grau de degradação (b-d). *(Continuação)*

4 Conclusão

Devido à biodegradabilidade conferida às principais matérias-primas que constituem as embalagens em estudo, esperava-se resultados semelhantes entre os tratamentos em que essas embalagens foram inseridas e o controle durante a compostagem em leiras, comprovando a sua compostabilidade. Analisando os dados obtidos do processo de compostagem, é possível concluir que:

- Não houve diferença entre os perfis de temperatura para os tratamentos ao longo do processo, ocorrendo fase termofílica em todos durante os primeiros 20 dias;
- O pH ácido dos resíduos que compuseram a UE – resíduos orgânicos e poda – foi neutralizado pela obtenção de um composto maturado e estabilizado, e houve acréscimo de condutividade elétrica para todos os tratamentos, refletindo a volatilização da matéria orgânica e consequente concentração de sais;
- Os quatro tratamentos apresentaram redução do teor de sólidos voláteis e da relação C/N, sendo que as embalagens não interferiram nessas reduções;
- As embalagens biodegradáveis não prejudicaram as reduções de massa e volume, ocorrendo reduções acima de 50% dos valores iniciais para todos os tratamentos;
- Houve boa descaracterização dos resíduos orgânicos e da poda em níveis semelhantes para todos os tratamentos;
- A partir dos registros fotográficos, pode-se dizer que os fragmentos das bandejas de amido desintegraram em velocidade muito superior aos filmes de PBAT/amido, que também se descaracterizaram, independente do tratamento.

Portanto, diante de todos esses resultados, conclui-se que, assim como esperado, a inserção das embalagens não influenciou os resultados do processo de compostagem realizado. Ou seja, as embalagens biodegradáveis testadas apresentaram boa compostabilidade com resíduos orgânicos e podas de árvores, não tendo prejudicado o processo. Isso comprova a viabilidade da utilização de sacolas de PBAT/amido como acondicionador primário de resíduos orgânicos domiciliares destinados a usinas municipais de compostagem, além da possibilidade do descarte de bandejas de amido junto a esses resíduos.

Referências

- AMORIM, A. C.; JÚNIOR, J. de L.; RESENDE, K. T. de. Compostagem e Vermicompostagem de Dejetos de Caprinos: Efeito das Estações do Ano. *Engenharia Agrícola*, v.25, n.1, p.57-66, 2005.
- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- ASTM - American Society for Testing and Materials. **ASTM Standard D6400: standard specification for compostable plastics**. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2004.
- AVÉROUS, L. Polylactic Acid: Synthesis, Properties and Applications. In: Belgacem Mohamed N.; Gandini Alessandro. **Monomers, Polymers and Composites from Renewable Resources**. Oxford: Elsevier, 2008. Disponível em: <<http://www.tex.tuiasi.ro/biblioteca/carti/CARTI/Textile/Monomers,%20Polymers%20and%20Composites%20from%20Renewable%20Resources/Monomers,%20Polymers%20and%20Composites%20from%20Renewable%20Resources.pdf>>. Acesso em: 28 mai. 2014.
- BARREIRA, L. P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção**. 2005. 204f. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- BASF. **Ecoflex**. 2012. Disponível em: <http://www.plasticsportal.net/wa/plasticsEU~en_GB/function/conversions:/publish/common/upload/biodegradable_plastics/Ecoflex_Brochure.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2014.

- BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EDUSP, 109p. 1999.
- BRANDELERO, R. P. H.; GROSSMANN, M. V. E.; YAMASHITA, F. Hidrofilicidade de filmes de amido/poli(butileno adipato co-tereftalato) (PBAT) adicionados de Tween 80 e óleo de soja. **Polímeros**, v.23, p.270-275, 2013.
- CAMPBELL, Alton G.; FOLK, Richard L.; TRIPEPI, Robert R. Wood ash as amendment in municipal sludge and yard waste composting processes. **Compost Science & Utilization**, v.5, n.1, p.62-63, 1997.
- COELHO, N. S.; ALMEIDA, Y. M. B.; VINHAS, G. M. A Biodegradabilidade da Blenda de Poli(β -Hidroxibutirato-co-Valerato)/Amido Anfótero na Presença de Microrganismos. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v.18, n.3, p.270-276, 2008.
- CONSTRULEV. **Nossos produtos**. 2014. Disponível em: <<http://www.construlev.com.br/html/produtos.html>>. Acesso em: 4 nov. 2014.
- EPSTEIN, E. **The Science of Composting**. CRC Press, 1997.
- GARCIA, P. S.; GROSSMANN, M. V. E.; SHIRAI, M. A.; LAZARETTI, M. M.; YAMASHITA, F.; MULLER, C. M. O.; MALI, S.. Improving action of citric acid as compatibiliser in starch/polyester blown films. **Industrial Crops and Products**, v.52, p.305-312, 2014.
- GORGATI, Cláudia Queiroz. **Resíduos Sólidos Urbanos em Área de Proteção aos Mananciais - Município de São Lourenço da Serra - SP: Compostagem e Impacto Ambiental**. 2001. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista – Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 2001.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba. Editora Agronômica Ceres Ltda., 492p. 1995.
- KIEHL, E.J. **Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ªed. Piracicaba, 173p. 2004.
- KIJCHAVENGKUL, T.; AURAS, R.; RUBINO, M.; NGOUAJIO, M.; FERNANDEZ, R. T.. Assessment of aliphatic–aromatic copolyester biodegradable

- mulch films. Part II: Laboratory simulated conditions. *Chemosphere*, v.71, p.1607-1616, 2008.
- LIMA, C. C.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; SILVA, L. H. M.; ROIG, A. Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.3, p.334-340, 2009.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. Ed. Piracicaba: Potafos, 319p. 1997.
- MARENGO, V. A.; VERCEHEZE, A. E. S.; MALI, S. Compósitos biodegradáveis de amido de mandioca e resíduos da agroindústria. *Química Nova*, v.36, p.680-685, 2013.
- MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. 2008. 204 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.
- MATSUDA, D. K. M.; VERCEHEZE, A. E. S.; CARVALHO, G. M.; YAMASHITA, F.; MALI, S. Baked foams of cassava starch and organically modified nanoclays. *Industrial Crops and Products*, v.44, p.705-711, 2013.
- MELLO, L. R. P. F.; MALI, S. Use of malt bagasse to produce biodegradable baked foams made from cassava starch. *Industrial Crops and Products*, v.55, p.187-193, 2014.
- MUNIYASAMY, S.; REDDY, M. M.; MISRA, M.; MOHANTY, A. Biodegradable green composites from bioethanol co-product and poly(butylene adipate-co-terephthalate). *Industrial Crops and Products*, v.43, p.812-819, 2013.
- NOBREGA, M. M.; OLIVATO, J. B.; MÜLLER, C. M. O.; YAMASHITA, F. Addition of Saturated Fatty Acids to Biodegradable Films: Effect on the Crystallinity and Viscoelastic Characteristics. *Journal of Polymers and the Environment*, v.21, p.166-171, 2013.
- NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. *Circular técnico – Embrapa Tabuleiros Costeiros*,

Aracaju, n.59, 7p., dez. 2009. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2010/ct_59.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2014.

OLIVATO, J. B.; GROSSMANN, M. V. E.; BILCK, A. P.; YAMASHITA, F.; OLIVEIRA, L. M. Starch/Polyester Films: Simultaneous optimisation of the properties for the production of biodegradable plastic bags. *Polímeros*, v.23, p. 32-36, 2013.

OLIVATO, J. B.; MÜLLER, C. M. O.; CARVALHO, G. M.; YAMASHITA, F.; GROSSMANN, Maria Vitória E. Physical and structural characterisation of starch/polyester blends with tartaric acid. *Materials Science & Engineering. C, Biomimetic Materials, Sensors and Systems*, v.39, p. 35-39, 2014.

PAULA, E. L. de; MANO, V. Preparação, caracterização e estudos de biodegradação de blendas à base de PDLA e PVP. *Química Nova*, v.35, n.6, p. 1084-1089, 2012.

RAY, S. S.; BOUSMINA, M. Biodegradable polymers and their layered silicate nanocomposites: In greening the 21st century materials world. *Progress in Materials Science*, v.50, n.8, p. 962-1079, 2005.

REIS, M. F. P. *Avaliação do Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos*. 2005. 238 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SALSA, N. S. *Caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares em diferentes formas de habitação*. 2013. 95 f. Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2. (Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina. Londrina, 2013.

SILVA, André da; NIEVOLA, Letícia M.; TISCHER, Cesar Augusto; MALI, Suzana; FARIA-TISCHER, Paula C. S. Cassava starch-based foams reinforced with bacterial cellulose. *Journal of Applied Polymer Science*, v.130, p. 3043-3049, 2013.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 175 p. 1995.

- VERCELHEZE, A. E. S.; OLIVEIRA, A. L. M.; REZENDE, M. I.; MULLER, C. M. O.; YAMASHITA, F.; MALI, S. Physical Properties, Photo- and Biodegradation of Baked Foams Based on Cassava Starch, Sugarcane Bagasse Fibers and Montmorillonite. **Journal of Polymers and the Environment**, v.21, n.1, p. 266-274, 2013.
- VIEYRA, H.; AGUILAR-MÉNDEZ, M. A.; SAN MANTÍN-MARTÍNEZ, E. Study of Biodegradation Evolution During Composting of Polyethylene–Starch Blends Using Scanning Electron Microscopy. **Journal of Applied Polymer Science**, v.127, n.2, p. 845-853, 2013.
- VINHAS, G. M.; ALMEIDA, Y. M. B.; LIMA, M. A. G. de A.; SANTOS, L. A. Estudo das Propriedades e Biodegradabilidade de Blendas de Poliéster/Amido Submetidas ao Ataque Microbiano. **Química Nova**, v.30, n.7, p. 1584-1588, 2007.
- WENG, Y. X.; JIN, Y. J.; MENG, Q. Y.; WANG, L.; ZHANG, M.; WANG, Y. Z. Biodegradation behavior of poly(butylene adipate-coterephthalate) (PBAT), poly(lactic acid) (PLA), and their blend under soil conditions. **Polymer Testing**, v.32, p. 918-926, 2013.

