

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

RAQUEL SOUSA DE CASTRO

**RESÍDUOS INDUSTRIAIS COMO ESTIMULADORES DA
BIODEGRADAÇÃO DE PODA DE ÁRVORES**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2018

RAQUEL SOUSA DE CASTRO

**RESÍDUOS INDUSTRIAIS COMO ESTIMULADORES DA
BIODEGRADAÇÃO DE PODA DE ÁRVORES**

Monografia apresentada à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Janksyn Bertozzi

Coorientadora: Prof. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco

LONDRINA

2018



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Resíduos industriais como estimuladores da biodegradação de poda de
árvores

por

Raquel Sousa de Castro

Monografia apresentada no dia 25 de junho de 2018 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Profa. Msc. Adriana Zemiani
(UTFPR)

Profa. Msc. Isabela Bruna de Tavares Machado Bolonhesi
(UTFPR)

Prof. Dr. Janksyn Bertozzi
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

"A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso"

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, que jamais mediram esforços para que minha jornada acadêmica fosse concluída com êxito e que, apesar da distância, não deixaram de conceder todo o apoio necessário nos momentos mais importantes da minha graduação.

Ao meu namorado Leonardo, que tanto se disponibilizou para me ajudar com a parte prática deste trabalho e se fez sempre presente nos momentos difíceis, me motivando, incentivando e amenizando os obstáculos que surgiam de maneira tão sutil e amorosa.

À minha colega de graduação e eterna amiga Isabela, por toda a ajuda concedida independente da situação, por tornar a jornada acadêmica mais leve e, principalmente, por me ensinar tanto sem dizer palavra alguma.

Ao meu orientador Janksyn, que aceitou o desafio da proposta deste trabalho e tanto pôde contribuir para a realização deste, com ajuda imprescindível em momentos de aperto, sempre buscando formas de resolver os problemas e lidar com os imprevistos.

À minha coorientadora Tatiane, que agregou seus conhecimentos tão ricos e disponibilizou seu tempo para ajudar de diversas formas, além de passar tanta confiança em seu modo de ensinar, sempre me fazendo ter a certeza de ter escolhido um tema tão bacana.

Às professoras Adriana e Isabela por aceitarem constituir a banca examinadora e por terem contribuído com dicas tão valiosas durante o pré-projeto, à professora Elizabeth por ter sido tão prestativa e ajudado nas análises estatísticas e aos colegas de curso Marcos, Giovani, Andressa, Ana e Victória pela contribuição nas análises laboratoriais.

E, por fim, à UTFPR, por proporcionar oportunidades e estrutura para a realização deste trabalho e por colocar pessoas maravilhosas em meu caminho durante a graduação.

Quem em cada pouco põe tudo que é,
merece ser feliz. E muito.

Tati Bernardi

RESUMO

CASTRO, Raquel Sousa de. **Resíduos industriais como estimuladores da biodegradação de poda de árvores**. 2018. 76f. Trabalho de Conclusão de Curso - Bacharelado em Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2018.

As atividades ligadas à manutenção das espécies vegetais no ambiente urbano geram os resíduos de poda de árvores, que podem ser tratados por meio do processo de compostagem, a fim de se obter um composto final biologicamente estável que pode ser utilizado no solo como adubo orgânico. Contudo, a composição deste resíduo dificulta seu processo de degradação, uma vez que a lignina presente em sua estrutura é resistente à ação dos fungos decompositores, que são favorecidos em meios ácidos. Neste âmbito, a compostagem de poda de árvores com resíduos ácidos industriais pode vir a estimular a degradação da lignina. Dessa forma, o presente trabalho teve por objetivo comparar o processo de compostagem de poda de árvores misturadas com resíduos orgânicos domiciliares e dois resíduos ácidos industriais (lodo da estação de tratamento da indústria de laticínios e resíduos da indústria de sucos de laranja). Analisou-se parâmetros físicos (temperatura e redução de massa e volume) e químicos (pH, condutividade elétrica, relação C/N, umidade, sólidos fixos e voláteis e ácidos húmicos) a fim de determinar qual dos resíduos resulta na melhor degradação da poda. Foram testados quatro tratamentos (T1: poda de árvore + resíduos de laranja; T2: poda de árvore + resíduos orgânicos domiciliares; T3: poda de árvore + lodo; T4: poda de árvore + lodo + resíduos de laranja) em leiras de compostagem com volume inicial de 160 litros de poda e 78 litros de resíduo teste cada. Notou-se que T1 proporcionou as melhores condições de degradação: apresentou os teores finais de pH mais alcalinos, reduziu cerca de 40% da condutividade elétrica, proporcionou a maior redução nos teores de sólidos voláteis e o maior incremento no teor de sólidos fixos, apresentou umidade final dentro dos limites ideais (40 a 60%), ajustou naturalmente a relação C/N inicial para 29/1 e final de 13/1, teve a fase termofílica na fase de degradação ativa e reduziu cerca de 60% a massa e o volume ao final do processo, além de apresentar uma das maiores relações ácidos húmicos/ácidos fúlvicos. Em contrapartida, T4 apresentou os resultados menos satisfatórios, indicando que a combinação dos resíduos industriais não favoreceu a ação microbiana devido à ação do lodo de laticínios. Desse modo, foi possível concluir que a utilização do resíduo proveniente das indústrias de suco de laranja no processo de compostagem com poda de árvores é uma alternativa viável visto que proporcionou o tratamento deste resíduo industrial e favoreceu a degradação dos materiais lignocelulósicos presentes nas podas de árvore.

Palavras-chave: Compostagem. Lignina. Lodo de laticínios. Resíduos cítricos.

ABSTRACT

CASTRO, Raquel Sousa de. **Industrial waste as biodegradation stimulators of tree pruning**. 2018. 76f. Conclusion of Course Work – Bachelor of Environmental Engineering. Federal University of Technology – Paraná. Londrina, 2018.

The activities related to the maintenance of the plant species in the urban environment generate tree pruning residues, which can be treated through the composting process in order to obtain a biologically stable final compound that can be used as an organic fertilizer. However, the composition of this residue hinders its degradation process, since the lignin present in its structure is resistant to the action of the decomposing fungi, which are favored in acidic environment. In this context, the composting of tree pruning with industrial acid residues may stimulate the degradation of lignin. The objective of this work was to compare the tree pruning composting process combined with organic household waste and two industrial acid residues (sludge from the dairy industry waste treatment plant and the orange juice industry waste). Physical parameters (temperature, mass and volume reduction) and chemical parameters (pH, electrical conductivity, C/N ratio, humidity, fixed and volatile solids and humic acids) were analyzed to determine which of the residues results in better degradation of tree pruning. Four treatments (T1: tree pruning + orange residues, T2: tree pruning + household organic waste, T3: tree pruning + dairy sludge, T4: tree pruning + dairy sludge + orange residues) were tested in composting beds with initial volume of 160 liters of tree pruning and 78 liters of test residue each. It was observed that T1 provided the best degradation conditions: it presented the most alkaline pH final contents, reduced about 40% of the electrical conductivity, provided the largest reduction in volatile solids contents and the largest increment in the fixed solids content, presented final humidity within the ideal limits (40 to 60%), naturally adjusted the initial C/N ratio to 29/1 and final to 13/1, presented the thermophilic phase in the active degradation phase and reduced the mass and volume by 60% at the end of the process, besides presenting one of the largest humic acids/fulvic acids ratios. On the other hand, T4 presented the least satisfactory results, indicating that the combination of industrial waste did not favor microbial action due to the action of dairy sludge. Thus, it was possible to conclude that the use of orange juice residues in the composting process with tree pruning is a viable alternative since it provided the treatment of this industrial waste and favored the degradation of lignocellulosic materials present in tree pruning.

Keywords: Composting. Lignin. Citrus waste. Dairy sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ordem de prioridade na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos	18
Figura 2 - Estrutura modelo da molécula de lignina de eucalipto	25
Figura 3 - Variação da temperatura ao longo do processo de compostagem	31
Figura 4 - “Teste da mão” para verificar umidade do composto orgânico.	33
Figura 5 – Distribuição das camadas de resíduos na montagem das leiras (visão lateral).	39
Figura 6 - Médias diárias de temperatura ambiente e dos tratamentos ao longo do tempo	45
Figura 7 - Perfil médio com erro padrão do pH nas leiras ao longo dos dias por grupo de tratamento	47
Figura 8 - Perfil médio com erro padrão da condutividade elétrica na leira ao longo dos dias por grupo de tratamento	50
Figura 9 - Teor de sólidos voláteis dos tratamentos ao longo do tempo	52
Figura 10 - Teor de sólidos fixos dos tratamentos ao longo do tempo	54
Figura 11 - Umidade média dos tratamento ao longo do tempo.....	55
Figura 12 - Teores de ácidos húmicos e fúlvicos dos tratamentos ao final do processo de compostagem.....	59
Figura 13 - Reduções de massa e volume dos tratamentos	61
Figura 14 – Poda de árvore logo após ter sido coletada	62
Figura 15 – Composto final obtido em T1	63
Figura 16 – Composto final obtido em T2	64
Figura 17 – Composto final obtido em T3	65
Figura 18 – Composto final obtido em T4	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de municípios com iniciativas de coleta seletiva ¹	16
Tabela 2 - Participação dos Principais Materiais no Total de RSU Coletado no Brasil em 2012	18
Tabela 3 – Composição química do bagaço de laranja industrial	29
Tabela 4 – Análises laboratoriais e metodologias utilizadas.	41
Tabela 5 - Características iniciais dos resíduos utilizados	44
Tabela 6 - Valores de pH ao longo dos dias por grupo de tratamento	48
Tabela 7 - Redução da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) no processo segundo os tratamentos	51
Tabela 8 - Porcentagem de redução de sólidos voláteis ao final do processo de compostagem.....	53
Tabela 9 - Carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C/N dos tratamentos ao longo do tempo.....	57
Tabela 10 - Relação final dos teores de ácidos húmicos/ácidos fúlvicos	60

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Serviços de Limpeza e Resíduos Especiais
CE	Condutividade elétrica
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
C/N	Carbono/Nitrogênio
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPEL	Companhia Paranaense de Energia
HCl	Ácido clorídrico
LA	Resíduos da indústria de suco de laranja
LO	Lodo da estação de tratamento da indústria de laticínios
NaOH	Hidróxido de sódio
PH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
ROD	Resíduos orgânicos domiciliares
RPA	Resíduos de poda de árvores
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL.....	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	15
3.1.1 Resíduos Orgânicos Domiciliares	17
3.1.2 Resíduos de Limpeza Urbana	19
3.2 BIODEGRADABILIDADE E COMPOSTABILIDADE DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORE	22
3.3 RESÍDUOS ÁCIDOS INDUSTRIAIS UTILIZADOS COMO CONDICIONADORES DE PH	27
3.3.1 Resíduos de lodo de indústrias de laticínios	27
3.3.2 Resíduos da indústria de suco de laranja.....	28
3.4 PROCESSO DE COMPOSTAGEM	29
3.4.1 Temperatura.....	30
3.4.2 Aeração	31
3.4.3 Umidade	32
3.4.4 pH.....	33
3.4.5 Nutrientes (Relação C/N)	34
3.4.6 Granulometria.....	35
3.4.7 Microrganismos	36
4 MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1 COLETA DOS RESÍDUOS	37
4.2 LEIRAS DE COMPOSTAGEM.....	37
4.2.1 Dimensionamento e montagem das leiras	38
4.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS FÍSICOS	39
4.3.1 Temperatura.....	40
4.3.2 Umidade	40

4.3.3 Redução de massa e volume	40
4.4 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS QUÍMICOS	41
4.4.1 Análises Laboratoriais	41
4.4.2 Determinação da Relação C/N	41
4.4.3 Determinação de Ácidos Húmicos	41
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DOS RESÍDUOS	44
5.2 TEMPERATURA	45
5.3 PH	47
5.5 SÉRIE DE SÓLIDOS	51
5.5.1 Sólidos Fixos e Voláteis	51
5.5.2 Umidade	54
5.6 CARBONO ORGÂNICO TOTAL, NITRÔGENIO TOTAL E RELAÇÃO C/N	56
5.7 QUANTIFICAÇÃO DOS TEORES DE ÁCIDOS HÚMICOS	58
5.8 REDUÇÃO DE MASSA E VOLUME	60
5.9 DESCARACTERIZAÇÃO VISUAL	62
6 CONCLUSÃO	67
REFERÊNCIAS	69

1 INTRODUÇÃO

As áreas verdes municipais são de extrema importância para harmonizar a relação antagônica existente entre o processo de urbanização e a preservação do meio ambiente, sendo responsáveis por proporcionar benefícios à qualidade do ar, do solo, da fauna e da flora.

Estas áreas podem, dentre outras melhorias, estabelecer microclimas mais amenos, contribuindo para melhora da qualidade do ar devido à redução de partículas sólidas e gasosas; reduzir a poluição sonora; promover a redução de microrganismos na atmosfera; minimizar a intensidade de ventos canalizados, e, ainda, servir como elemento integrante da paisagem nos centros urbanos (TROPPEMAIR; GALINA, 2003).

Contudo, a existência destes locais exige, por conta da administração dos municípios, atividades que englobem a manutenção das espécies vegetais, como, por exemplo, a capina, a roçagem e a poda de árvores no ambiente urbano. Estes serviços são necessários para que haja o controle do crescimento das espécies vegetais, de modo que as mesmas não interfiram negativamente nos demais elementos urbanos, como, por exemplo, a fiação elétrica.

Assim como outros serviços relacionados à manutenção municipal, as podas de árvores geram resíduos que, na maioria das vezes, são descartados em aterros sanitários, juntamente com os resíduos orgânicos domiciliares, o que contribui para a redução do tempo de vida útil destes locais, uma vez que os mesmos deveriam ser utilizados somente para a disposição de resíduos cuja possibilidade de tratamento seja inexistente ou já tenha sido esgotada, ou seja, os rejeitos (BRASIL, 2010a).

Os resíduos provenientes das podas de árvores são passíveis de tratamento via compostagem. Dentre seus constituintes, destaca-se a lignina, um polímero aromático natural responsável pela dureza e rigidez da parede celular. Contudo, é importante ressaltar que, devido à sua composição biológica, sua estrutura molecular complexa e suas características físicas, os resíduos de poda de árvores causam dificuldades para a obtenção de um composto homogêneo em pouco tempo, uma vez que a degradação destes resíduos depende de processos multienzimáticos muito específicos (MEIRA, 2010).

Outro fator que interfere na compostagem destes resíduos são os grandes tamanhos dos fragmentos de poda de árvore, cuja granulometria é, muitas vezes, inviável para a compostagem (BARRETO; MENEZES, 2015; MEIRA, 2010).

Neste processo, a degradação destes resíduos se dá, principalmente, pela ação de fungos basidiomicetos, que produzem enzimas hidrolíticas e oxidativas necessárias para degradar substratos lignocelulósicos, característica comum aos resíduos de origem vegetal (BARRETO; MENEZES, 2015).

Segundo Souza (2012) o processo de degradação por fungos basidiomicetos ocorre, principalmente, em meios ácidos, já que estes correspondem ao pH ótimo para a atividade das enzimas atuantes na degradação, sendo os valores variáveis conforme a espécie do microrganismo.

Desse modo, proporcionar um meio ácido no processo de compostagem pode favorecer o desenvolvimento destas populações fúngicas, de maneira que elas possam atuar em sua faixa de atividade ótima. Paralelamente, alguns resíduos industriais são caracterizados por seu pH ácido, e, aproveitá-los neste processo pode ocasionar um favorecimento às populações destes microrganismos, além de serem, simultaneamente, tratados e reaproveitados economicamente.

Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo avaliar e comparar a biodegradação de resíduos de poda de árvores gerados no município de Londrina, combinados com resíduos orgânicos domiciliares e resíduos industriais (lodo de estação de tratamento de efluentes de indústria de laticínios e resíduos da indústria de suco de laranja).

Espera-se que as características ácidas possam favorecer o desenvolvimento destas populações fúngicas degradadoras de lignina, como forma de incentivar o tratamento destes resíduos via compostagem e evitar que os mesmos sejam inadequadamente descartados, uma vez que os nutrientes constituintes da matéria orgânica tornam-se disponíveis para as plantas (KIEHL, 1985) e tornam os resíduos de poda um produto de interesse agrônomo para utilização como adubo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a biodegradação dos resíduos de poda de árvores durante a compostagem realizada com a adição de resíduos orgânicos domiciliares e resíduos industriais (lodo de estação de tratamento de efluentes de laticínios e resíduos da indústria de suco de laranja) com características de pH ácido, para o favorecimento de populações fúngicas decompositoras de lignina.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar os parâmetros químicos (pH, condutividade elétrica, umidade, série de sólidos, relação C/N e ácidos húmicos) ao longo do processo de compostagem;
- Monitorar a temperatura nas leiras durante o processo a fim de identificar as fases de compostagem e a diferença do seu comportamento frente aos tratamentos;
- Obter as reduções de massa e volume das leiras ao final do processo;
- Comparar os parâmetros monitorados dos compostos obtidos com os três resíduos utilizados;
- Avaliar qual resíduo testado obteve o melhor desempenho na biodegradação da poda de árvores ao final do processo.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

As atividades domésticas em residências urbanas e os serviços de varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, dentre outros decorrentes da limpeza urbana geram resíduos que, englobados, dão origem à classe de Resíduos Sólidos Urbanos, assim definidos pela Lei Federal nº 12.305, a qual institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010a).

A PNRS estabelece a classificação dos resíduos sólidos em relação à sua origem e, dentre as classes definidas, encontram-se os Resíduos Sólidos Urbanos, que podem ser sucintamente definidos como a somatória dos Resíduos Domiciliares e dos Resíduos de Limpeza Urbana.

A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) disponibiliza, anualmente, um panorama das questões envolvendo os Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, incluindo dados sobre a geração, coleta, tratamentos realizados e disposição final dos mesmos. Em relação à geração de RSU, o panorama realizado para o ano de 2015 indica que houve crescimento de 1,7% em relação ao ano anterior, ao passo que a população brasileira cresceu a uma taxa de 0,8% neste mesmo período (ABRELPE, 2016).

Esse ritmo acelerado de geração de RSU pela população consolida inúmeras questões relacionadas à problemática dos resíduos sólidos no Brasil. Siqueira e Moraes (2009) destacam que os resíduos sólidos urbanos gerados pela população desencadeiam riscos à saúde pública e ao meio ambiente, além de envolverem aspectos sociais, econômicos e administrativos em torno de seu gerenciamento.

A geração excessiva de lixo é um dos grandes problemas dos centros urbanos, causando impactos ao meio ambiente e podendo vir a causar problemas de saúde. [...] O modo de vida urbana produz uma diversidade cada vez maior de produtos e de resíduos que exigem sistemas de coleta e tratamento diferenciados após o seu uso e uma destinação ambientalmente segura (RICHTER, 2014, p. 18).

A demanda da sociedade por soluções envolvendo os resíduos sólidos reflete a necessidade de mudanças acarretadas pelos altos custos sociais, ambientais e econômicos causados pelo manejo inadequado dos mesmos. Quando gerenciados corretamente, estes resíduos podem ser processados de maneira que se tornem novas matérias-primas ou insumos, adquirindo valor comercial (BRASÍLIA, 2012).

Cortez et al. (2008) afirmam que, de acordo com a Constituição Federal Brasileira, Artigo 30, incisos I e V, os governos dos municípios são responsáveis por gerenciar os resíduos sólidos urbanos domiciliares, além dos comerciais e industriais, desde que ambos sejam de pequeno porte, bem como aqueles provenientes dos espaços públicos, ou seja, os resíduos de limpeza urbana.

A coleta de resíduos domiciliares, bem como de resíduos de limpeza urbana é de responsabilidade do sistema público. Contudo, isso não significa que esta coleta seja seletiva em todo o território nacional, ou seja, que os resíduos, antes de serem coletados, tenham sido previamente segregados conforme sua constituição ou composição (ABRELPE, 2016).

Na Tabela 1 encontra-se o número de municípios com iniciativas deste serviço de coleta seletiva nos anos de 2014 e 2015 (ABRELPE, 2016).

Tabela 1 - Quantidade de municípios com iniciativas de coleta seletiva¹.

REGIÃO	Norte		Nordeste		Centro-Oeste		Sudeste		Sul		Brasil	
ANO	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
Sim	239	258	767	884	175	200	1418	1450	1009	1067	3608	3859
Não	211	192	1027	910	292	267	250	218	182	124	1962	1711
TOTAL	450	450	1794	1794	467	467	1668	1668	1191	1191	5570	5570

Fonte: ABRELPE [2016].

Ainda que as atividades de coleta seletiva em 2015 tenham abrangido mais municípios em todas as regiões, em relação ao ano de 2014, este serviço ainda não se faz presente por igual em todo o território. É possível notar que ainda existe um déficit na cobertura de coleta seletiva no país, principalmente nas regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste.

¹Cabe ressaltar que na maioria dos municípios, ainda que os serviços ligados à coleta seletiva estejam presentes, estes não abrangem a totalidade de sua área urbana (ABRELPE, 2016).

A implantação e o aprimoramento deste serviço tende a trazer benefícios aos municípios, já que facilita a segregação e contribui para o aproveitamento de resíduos orgânicos domiciliares e resíduos de limpeza urbana via compostagem, evitando que estes sejam dispostos em lixões e aterros sanitários sem tratamento prévio.

3.1.1 Resíduos Orgânicos Domiciliares

Entre as onze classificações adotadas pela PNRS quanto à origem dos resíduos sólidos encontram-se os domiciliares, cuja composição heterogênea implica na necessidade de diferentes tipos de tratamento, reciclagem ou disposição final para os principais grupos que os compõem: os resíduos recicláveis, os orgânicos, os rejeitos e os resíduos especiais. Estes últimos, tais como pilhas e baterias, óleo de cozinha usado, lâmpadas incandescentes e fluorescentes e resíduos eletroeletrônicos, devem estar inseridos no sistema de logística reversa, mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010a).

Esta composição, contudo, é influenciada por diversos fatores que geram uma diversidade nas características dos resíduos sólidos urbanos. Estas características definem a composição gravimétrica dos resíduos, ou seja, a porcentagem, em massa, de cada componente em relação ao total gerado (BARBOSA, 2004).

[...] a presença de cada um desses materiais e a proporção entre eles varia de forma acentuada, tanto no tempo como no espaço. Dentro de uma mesma cidade, ou até de um mesmo bairro, por exemplo, pode haver diferenças sensíveis com relação ao resíduo, em função dos hábitos da população, de sua classe social, entre outros. No que diz respeito à variação temporal, os resíduos podem variar de forma sazonal, em função das variações climáticas, de avanços tecnológicos, etc. (DILLENBURG, 2006, p. 27).

Em especial, os resíduos orgânicos domiciliares são constituídos basicamente por restos de alimentos, juntamente com todo o material sólido de origem orgânica vegetal ou animal (WANGEN, 2010). Estes resíduos, ricos em matéria orgânica putrescível, são considerados facilmente degradáveis segundo Bidone e Povinelli (1999), quando classificados em relação à sua biodegradabilidade.

Na Tabela 2 ilustra-se a composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos coletados em 2012, segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil realizado para o ano em questão. Nota-se que os resíduos gerados pela população brasileira são em maioria, compostos por matéria orgânica.

Tabela 2 - Participação dos Principais Materiais no Total de RSU Coletado no Brasil em 2012

Material	Participação (%)	Quantidade (t/ano)
Metais	2,9	1.640.294
Papel, Papelão e TetraPak	13,1	7.409.603
Plástico	13,5	7.635.851
Vidro	2,4	1.357.484
Matéria Orgânica	51,4	29.072.794
Outros	16,7	9.445.830
TOTAL	100	56.561.856

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2013)

De acordo com o Decreto nº 7.404/2010, que regulamenta a PNRS, existe uma escala prioritária de ações que deve ser respeitada no gerenciamento de resíduos sólidos (Figura 1) (BRASIL, 2010b).

Figura 1 - Ordem de prioridade na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos



Fonte: ECHOA Engenharia (2016)

Neste contexto, Taiatele Junior (2014) explica que a não geração refere-se a evitar a geração de resíduos, sejam eles de qualquer natureza; a redução implica em gerá-los em quantidades menores; a reutilização está relacionada ao reaproveitamento

dos resíduos para outros fins; a reciclagem refere-se ao reprocessamento necessário para que seja possível reutilizá-los, e, por fim, a disposição final ambientalmente adequada, que deve ser empregada apenas para os rejeitos, cujas tecnologias de tratamento sejam inviáveis ou inexistentes.

Ainda segundo o autor, os resíduos orgânicos domiciliares estão inseridos na etapa de tratamento, “uma vez que sua geração é inevitável, por constituir basicamente restos de comida, e seu reprocessamento ainda é impossível diante da tecnologia disponível atualmente”. Desse modo, o aproveitamento adequado destes resíduos pode contribuir para o crescimento da economia do país (TAIATELE JUNIOR, 2014).

Devido à sua composição, os resíduos orgânicos domiciliares podem ser tratados, não implicando na necessidade de se realizar sua disposição final em aterros sanitários, aterros controlados, ou, ainda, em lixões. Segundo Anjos e Andrade (2008), além do aspecto ambiental, existe uma questão técnica indispensável na utilização destes resíduos, já que estes são fontes de microrganismos atuantes no processo de reciclagem, além de serem ricos em macro nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio).

Segundo a ficha técnica de composto urbano, elaborada pelo Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), estes resíduos produzem sais minerais e matéria orgânica mais humificada (de coloração escura, atuando como melhorador e condicionador do solo) através da atuação decompositora dos microrganismos encontrados nestes resíduos.

Desse modo, torna-se imprescindível explorar as diferentes formas de tratamento as quais os resíduos orgânicos domiciliares podem ser submetidos, de maneira a aproveitar suas propriedades de degradação e evitar que sejam dispostos em aterros sanitários, aterros controlados, ou, ainda, em lixões, o que pode contribuir para a contaminação do solo e lençóis freáticos.

3.1.2 Resíduos de Limpeza Urbana

Resíduos de limpeza pública são aqueles provenientes dos serviços de varrição, roçada e atividades correlatas em vias e logradouros públicos, bem como os de limpeza de praias, galerias, feiras livres, córregos e terrenos, restos de podas de

árvores e corpos de animais também constituem os resíduos de responsabilidade do poder público nas atividades de coleta e disposição final (JUSTEN FILHO, 2015).

No cenário que envolve os serviços de poda de árvores, os resíduos gerados podem ser originados tanto de serviços de manutenção da vegetação, dos cortes e aparas, quanto de serviços de reparo, quando a mesma interfere em outros usos do solo. Se mal planejado, o plantio inadequado de espécies pode prejudicar a fiação elétrica, ocasionar a quebra da pavimentação, ou, ainda, colidir com atividades atribuídas à construção civil (MEIRA, 2010).

Neste contexto, é imprescindível destacar a importância da arborização nos municípios, a fim de proporcionar maior conforto para a população e evitar remoções desnecessárias da vegetação existente. De acordo com Meira (2010) a falta de planejamento ocasiona um aumento nas práticas de manejo, tais como a poda e remoção de árvores, que são realizadas pelas Prefeituras ou por concessionárias de energia elétrica, devido, principalmente, ao contato entre a fiação e a vegetação que aflora das calçadas.

Desse modo, o processo de arborização nos centros urbanos pode ser entendido como uma forma de equilibrar o crescimento populacional, as atividades exercidas pela sociedade e o meio ambiente. Bonametti (2000, p.52) afirma que “a prática e uso corretos da arborização nos centros urbanos conduzem, de um lado, à transformação morfológica de áreas já ocupadas e, de outro, à incorporação de novas áreas, sob diferentes formas, ao espaço urbano”.

De acordo com Naime (2012) os administradores do município responsáveis pela gestão ambiental têm como desafio o processo de harmonização entre as redes elétricas em suspensão e a vegetação que compõe os espaços urbanos. Sendo assim, as atividades de poda municipais envolvem planejamentos integrados e exigem frequência específica, para que a vegetação não interfira negativamente no ambiente urbanizado.

Na cidade de Londrina, no Estado do Paraná, a realização dos serviços de poda e a destinação final dos resíduos decorrentes deste processo estão sob a responsabilidade da Secretaria Municipal do Ambiente, que estabelece, dentre outros

procedimentos para avaliação e remoção de árvores, os critérios analisados para a execução deste serviço (LONDRINA, 2017):

- a) Árvores secas/mortas por causa natural ou desconhecida. Algumas podem cair inteiras ou abortar galhos gradativamente sobre as vias públicas, transeuntes, bens particulares ou equipamentos públicos;
- b) Árvores senescentes ou morrendo; árvores que se apresentam no ciclo final da vida; que sofreram podas ou cortes irregulares; apresentam partes ocas aparentes ou apenas pouca vitalidade nas folhas decorrentes do declínio do sistema radicular;
- c) Árvores que, embora apresentem bom vigor vegetativo, possuem partes ocas aparentes, inclinação atípica e gradativa, desequilíbrio da copa ou corte irregular de raízes;
- d) Árvores com sistema radicular superficial exposto ou que causam danos significativos ao calçamento e dificultam a acessibilidade e mobilidade dos transeuntes;
- e) Árvores que foram plantas em locais inadequados como, por exemplo, próximo aos portões, bocas de lobo, postes de iluminação ou muros;
- f) Árvores cujas espécies são inadequadas ao calçamento público: fícus Benjamin, Leucena e Amarelinho;
- g) Remoção da árvore para implantação de ruas ou obras públicas, obras privadas ou instalação de equipamentos públicos.

Pelo fato de não serem de origem industrial, e, desse modo, não dependerem da sazonalidade do mercado econômico, os resíduos de poda urbana podem ser amplamente utilizados, uma vez que sua geração é abundante. Contudo, a dificuldade no aproveitamento destes resíduos é agravada pela gestão ineficiente por conta dos municípios, que na maioria dos casos, não aproveitam este insumo que poderia ser usado para reduzir custos referentes à adubação de áreas verdes públicas por meio da compostagem, por exemplo (CORTEZ, 2011).

Além disso, é importante ressaltar que o próprio processo de compostagem de poda de árvores depara-se com obstáculos que, muitas vezes, dificultam ou até mesmo

inviabilizam sua ocorrência. Por conta da sua composição biológica e estrutura complexa, a degradação destes resíduos depende de processos multienzimáticos específicos (BARRETO; MENEZES, 2015). Outro fator que interfere na compostagem destes resíduos são os grandes tamanhos dos fragmentos de poda de árvore, cuja granulometria é, muitas vezes, inviável para a compostagem (MEIRA, 2010).

Em termos de composição, os resíduos de poda de árvores são constituídos de material orgânico oriundo dos tecidos vegetais das plantas. Segundo Miyasaka et al. (1984) “os tecidos vegetais apresentam as seguintes proporções de compostos orgânicos: 1 - hidratos de carbono: açúcares e amido, 1 a 5%; hemiceluloses, 10 a 28%; celulose, 20 a 50%; 2 - gorduras, ceras e taninos, 1 a 8%; 3 - ligninas, 10 a 30%; 4 - proteínas, 1 a 15%”.

Devido a estas características, a destinação adequada destes resíduos é fundamental para evitar danos ao meio ambiente, além do fato de que a poda de árvore pode ser aproveitada de maneira benéfica, quando gerenciada corretamente. Queiroz (2007) destaca que a composição orgânica destes resíduos pode implicar na produção de chorume, quando lançados em aterros sanitários, e, além disso, estes materiais têm potencial para serem compostados, podendo ser aproveitados ao fim do processo.

Segundo Naime (2012) os resíduos de poda dispostos em aterros produzem quantidades elevadas de gás carbônico e metano, sendo que estes constituem grande parcela dos gases de efeito estufa (GEE).

Os resíduos de poda, ao serem depositados nos aterros, misturam-se com os outros resíduos sólidos, que podem conter substâncias perigosas e materiais biológicos biodegradáveis, que interagem química e biologicamente, como um reator químico causando impactos sobre a qualidade do ar, do solo e da água. [...] Assim, esses resíduos quando acumulados, de forma inadequada, além de causar tais problemas de poluição, caracterizam também um desperdício de matéria orgânica que poderia ser reutilizada (CORTEZ et al., 2008, p.2).

3.2 BIODEGRADABILIDADE E COMPOSTABILIDADE DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORE

Biodegradabilidade e compostabilidade são propriedades que, apesar de serem relacionadas entre si (ambas remetem à ideia de um processo de degradação de um determinado material), apresentam significados distintos.

Lourenço (2010, p. 36) define a biodegradabilidade como sendo o “potencial das estruturas orgânicas complexas para se decomporem em estruturas mais simples, através de ação enzimática”. Segundo Rudnik (2008) a maior parte das definições do termo se baseia no princípio da ação de microrganismos no material e sua capacidade de conversão em gás carbônico ou metano, além de água.

Já a compostabilidade envolve outros parâmetros que devem ser analisados durante o processo de biodegradação. No cenário dos polímeros compostáveis, Rudink (2008) destaca que além de biodegradável, estes materiais devem atender a outros critérios, como não prejudicar a qualidade do composto obtido e possuir uma taxa de degradação compatível com outros materiais que serão compostados.

Em suma, os requisitos que um material deve satisfazer para ser denominado “compostável” incluem a mineralização (biodegradação em gás carbônico, água e biomassa), desintegração em um sistema de compostagem e conclusão de sua biodegradação durante o uso final do composto, o qual, além disso, deve atender critérios relevantes de qualidade, como não possuir eco toxicidade. O atendimento aos requisitos deve ser comprovado através de métodos de ensaio padronizados (RUDNIK 2008, p. 13).

Desse modo, é possível que um mesmo material seja biodegradável, mas, devido as suas características de compatibilidade com outros materiais, ou, ainda, à sua taxa de degradação, não seja um resíduo passível de tratamento via compostagem. Sendo assim, além de testes de biodegradabilidade são necessárias, ainda, simulações reais de um processo de biodegradação no meio natural, ou seja, a compostagem.

Neste contexto, a análise da biodegradabilidade dos resíduos vegetais implica na necessidade de compreender a composição deste material e os microrganismos envolvidos no seu processo de degradação. Masarin (2010) ressalta que os componentes da madeira estão intimamente associados, constituindo, assim, o complexo celular da biomassa dos vegetais, sendo que na parede celular destes organismos, os compostos se organizam dando origem a diversas camadas.

Em termos de composição química, os resíduos de poda são caracterizados como um material orgânico, constituídos de 50% de carbono, 6% de hidrogênio, 43% de oxigênio e 1% de nitrogênio (valores aproximados), de forma que tais componentes estão intimamente relacionados com as suas propriedades (MEIRA, 2010).

Ainda de acordo com Meira (2010) a composição destes resíduos demonstra alta concentração de carbono total, apresentando uma relação C/N em torno de 41/1. Portanto, para que o processo de degradação seja conduzido de maneira eficaz, é necessário adicionar um material rico em nitrogênio. A autora traz, ainda, uma caracterização destes resíduos quanto à sua composição estrutural:

São formados essencialmente por celulose, polioses, as quais, com a celulose formam a holocelulose, e lignina, um polímero aromático natural e de alto peso molecular responsável pela dureza e rigidez da parede celular, além dos extrativos, chamados componentes acidentais que não fazem parte da parede celular, mas que, muitas vezes determinam o uso comercial da madeira. Existem também, os componentes inorgânicos, denominados cinzas, as quais são compostas por potássio, cálcio, magnésio, pequenas quantidades de sódio, manganês, ferro, alumínio, além de radicais como carbonatos, silicatos, cloretos, sulfatos e traços de zinco, cobre e cromo, dentre outros. (MEIRA, 2010, p.42)

Barreto e Menezes (2015, p.1366) afirmam que “a lignocelulose representa mais de 90% do peso seco de uma célula vegetal, sendo composta pelos polímeros celulose, hemicelulose e lignina, unidos fortemente entre si por forças não covalentes e ligações covalentes.” Além disso, a quantidade de cada polímero difere com a idade e espécie do vegetal, variando também entre as diversas partes de uma mesma planta.

A degradação de materiais lignocelulósicos envolve a possibilidade do uso de microrganismos que produzem enzimas específicas, capazes de hidrolisar a celulose (avicelase, carboximetilcelulase e β -glicosidase), atuantes sobre a porção celulósica; as que atuam sobre a porção hemicelulósica (xilanasas, mananases, glucanases e galactanasas) e, por fim, as enzimas oxidativas, atuantes sobre a lignina, sendo elas a lignina peroxidase, manganês peroxidase e lacase, também definidas por fenoloxidasas (BARRETO; MENEZES, 2015).

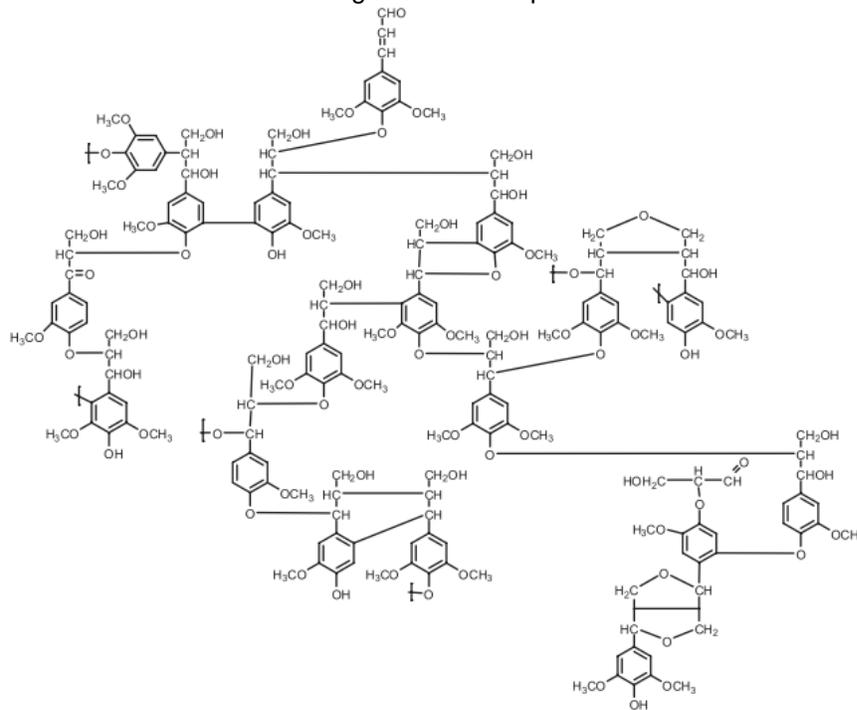
Diversos métodos têm sido desenvolvidos a fim de aprimorar a biodegradabilidade de resíduos sólidos com características orgânicas por meio do emprego de diferentes tipos de pré-tratamento. Para determinados substratos mais complexos, como os materiais lignocelulósicos, a trituração pode ser empregada com um pré-tratamento físico e é capaz de alterar profundamente a estrutura molecular e reduzir seu grau de polimerização, o que provoca um enfraquecimento nas ligações

entre as moléculas de lignina e os carboidratos e ocasiona um aumento na área superficial dos resíduos particulados (MAYER, 2013).

Contudo, cabe ressaltar que o emprego desse tipo de pré-tratamento implica na elevação dos custos relacionados ao processo. Cortez et al. (2008) ao realizarem um levantamento da viabilidade de compostar resíduos de poda provenientes da manutenção das redes de distribuição de energia elétrica, constataram que os custos referentes à aquisição de um triturador, bem como o combustível necessário para sua operação representaram quase 70% do orçamento para o investimento inicial.

A degradação da lignina pode ser entendida como um processo oxidativo complexo, não específico e totalmente dependente das condições que o meio de cultivo do organismo apresenta, enquanto a degradação da celulose e hemicelulose ocorre com maior facilidade pelo fato de ser um processo de natureza hidrolítica (KIRK; FARRELL, 1987). A estrutura molecular da lignina de eucalipto está representada na Figura 2.

Figura 2 - Estrutura modelo da molécula de lignina de eucalipto



Fonte: SANTOS et al. (2012).

Barreto e Menezes (2015) descrevem a complexidade e as enzimas envolvidas no processo de degradação desta molécula:

A lignina possui uma estrutura altamente complexa, necessitando de um sistema altamente diversificado de enzimas ligninolíticas, enzimas redutoras e enzimas produtoras de H_2O_2 . Deste modo, para uma biodegradação eficaz da lignina é necessária uma série de combinações nos processos de óxido-redução, já que não é possível a degradação total destes compostos utilizando estas enzimas separadamente. (BARRETO; MENEZES, 2015, p. 1374)

Segundo Barreto e Menezes (2015) os fungos basidiomicetos ligninolíticos são responsáveis por degradar a madeira dura (*hardwood*) e a madeira mole (*softwood*), enquanto fungos de outros gêneros, como os ascomicetos, são responsáveis por degradar exclusivamente a madeira dura. O processo de degradação da lignina por basidiomicetos ligninolíticos é mais rápido que aquele realizado por quaisquer outros organismos, sendo estes microrganismos os responsáveis pela maior parte da degradação da lignina na natureza.

Neste contexto, é importante destacar as características do meio que envolve a presença destes fungos e o material a ser degradado. Em relação ao parâmetro pH, o processo de degradação por fungos basidiomicetos ocorre, principalmente, em meios ácidos, já que estes correspondem ao pH ótimo para a atividade das enzimas atuantes na degradação, sendo os valores variáveis conforme a espécie do microrganismo (SOUZA, 2012).

Notou-se que a atividade ótima da enzima lignina peroxidase da espécie *P. chrysosporium* ocorreu a pH 3,0, enquanto para a manganês peroxidase o valor de pH ótimo foi de 4,5. Para a enzima lacase, da espécie *Phellinus noxius*, o pH correspondente a sua atividade ótima foi de 4,6 (DURÁN; ESPOSITO, 1997).

Quanto à sua compostabilidade, Vale, Sarmiento e Almeida (2005) afirmam que, normalmente, os resíduos florestais mais utilizados na produção de adubo orgânico são a serragem e a madeira sólida picada. Para Meira (2010) a compostagem torna-se uma alternativa viável quando os resíduos de poda são constituídos por material com diâmetro inferior a 8 cm.

Uma vez proporcionadas as condições favoráveis ao processo de degradação, Kiehl (1985) explica que ao final do processo de compostagem, na fase em que ocorre

a humificação ou a maturação do composto, a mineralização de determinados constituintes da matéria orgânica, como o cálcio, nitrogênio, fósforo e magnésio é responsável pela conversão dos mesmos da forma inorgânica para a orgânica, momento em que se tornam disponíveis às plantas, e, desta forma, apresentam potencial para serem utilizados como adubo.

3.3 RESÍDUOS ÁCIDOS INDUSTRIAIS UTILIZADOS COMO CONDICIONADORES DE PH

Como visto anteriormente, os resíduos de poda de árvores são constituídos, em grande parte, por lignina, sendo que a degradação desta molécula orgânica ocorre por populações fúngicas cujas atividades microbianas são favorecidas em meio ácido (SOUZA, 2012). Desta forma, a adição de resíduos que apresentem baixos valores de pH à compostagem dos resíduos de poda de árvores pode favorecer o processo de degradação dos mesmos.

3.3.1 Resíduos de lodo de indústrias de laticínios

As atividades realizadas em indústrias de laticínios (produção de leite, queijos e derivados) geram resíduos sólidos, efluentes líquidos e emissões atmosféricas com potencial impacto ao meio ambiente. Independente do porte e do potencial poluidor, todas as indústrias devem tratar e dispor adequadamente seus resíduos, já que estão submetidas à legislação ambiental (SILVA, 2011).

Silva (2011) ainda afirma que, neste setor industrial, os resíduos sólidos podem ser divididos em dois grupos: o primeiro engloba aqueles gerados nos escritórios, sanitários e refeitórios, ou seja, não são de origem pós-industrial; e o segundo abrange os resíduos gerados pelos processos produtivos da indústria, bem como aqueles gerados nos sistemas de tratamento de água e efluentes: sólidos grosseiros, lodo biológico e areia.

No Brasil, existem inúmeras leis que estabelecem padrões para o descarte adequado de efluentes líquidos industriais com o objetivo de evitar que tais resíduos, na maioria das vezes, perigosos, contaminem o meio ambiente. Visando atender às

legislações vigentes, as indústrias buscam cumprir as exigências legais para evitarem possíveis infrações. Neste contexto, encontra-se a problemática dos efluentes líquidos industriais e o tratamento que deve ser aplicado em cada caso específico, implicando na necessidade de estações de tratamento de efluentes nas indústrias dos mais diversos segmentos (RUBIM, 2014).

De acordo com Souza et al. (2017) em uma indústria de laticínios, a estação de tratamento de efluentes gera, ao fim do processo, o lodo biológico como subproduto do efluente tratado obtido. “O lodo das estações de tratamento de água é basicamente o produto da coagulação da água bruta e uma composição aproximada daquela, acrescida dos produtos resultantes do coagulante utilizado” (FELDER; AZZOLINI, 2013, p.72).

Este resíduo, caracterizado pelo alto teor de matéria orgânica, pode causar danos ao meio ambiente se não for previamente tratado e disposto adequadamente. O lodo gerado “é rico em nitrogênio e quando associado a uma fonte de carbono pode ser estabilizado via compostagem e vermicompostagem, gerando um composto rico em nutrientes e mais assimilável às plantas” (LATEEF et al., 2013).

Felder e Azzolini (2013) obtiveram, dentre outros parâmetros físico-químicos avaliados, o valor de pH de 4,71 para o lodo de estação de tratamento de efluentes de laticínios, o que configura característica ácida para o resíduo em questão, podendo este ser potencialmente utilizado no processo de degradação dos resíduos lignocelulósicos.

3.3.2 Resíduos da indústria de suco de laranja

De acordo com a Associação Nacional dos Exportadores de Sucos Cítricos (CitrusBR, 2011), o Brasil é responsável por mais de 50% da produção mundial de suco de laranja e por 85% das exportações mundiais do produto. Diante deste cenário reside a importância do gerenciamento dos resíduos provenientes das indústrias de suco de laranja, já que o bagaço, subproduto do processo produtivo, corresponde a 42% do total da fruta (ÍTAVO et al., 2000).

Segundo Rezzadori (2009), os resíduos provenientes deste setor industrial podem ser divididos em: cascas e membranas (principais subprodutos do

processamento da laranja); resíduos cítricos com alto potencial de conversão biológica (ricos em carboidratos solúveis: glicose, frutose, sacarose e polissacarídeos insolúveis: pectina, celulose e hemicelulose); resíduos sólidos (cascas, sementes, polpas, representando 50% do peso da fruta e contendo 82% de umidade), e, por fim, os resíduos líquidos (também conhecidos por “água amarela”, apresentando altos índices de matéria orgânica e alto potencial poluidor).

Devido à sua composição, estes resíduos também apresentam características ácidas, assim como o lodo de laticínios. Libório et al. (2015) obtiveram o valor de pH de 3,86 para o resíduo de bagaço de laranja, enquanto Ítavo et al. (2000) obteve pH inicial de 4,3 em estudo com este mesmo resíduo.

Após a caracterização química do bagaço de laranja industrial, Cypriano et al. (2017) constataram que o resíduo apresenta altos teores de polissacarídeos (celulose, hemicelulose e pectina), conforme expresso na Tabela 3:

Tabela 3 – Composição química do bagaço de laranja industrial

Componentes	Teores obtidos (%)
Água	78,23
Proteínas	5,51
Celulose	4,30
Hemicelulose	1,38
Lignina	0,91
Pectina	0,104
Açúcar livre	1,0
Cinzas	10,50

Fonte: Cypriano et al. (2017)

3.4 PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Considerado uma alternativa de tratamento para diversos resíduos sólidos, o processo de compostagem pode ser empregado na tentativa de solucionar a problemática da geração abundante de resíduos de poda de árvores nos municípios. A NBR 13591 (ABNT, 1996) define a compostagem de resíduos da seguinte maneira:

Processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação (ABNT 1996, p. 2).

Sendo assim, a compostagem pode ser entendida como uma técnica biotecnológica de degradação da fração orgânica de uma substância, realizada por microrganismos na presença de oxigênio, a fim de tornar os resíduos envolvidos no processo inertes e biologicamente estáveis, reduzindo seu potencial de contaminação no meio ambiente.

De acordo com Oliveira, Sartori e Garcez (2008) a compostagem ocorre de maneira natural no ambiente, porém o termo está associado com as manipulações elaboradas pelo ser humano, que a partir da observação desse processo passou a desenvolver técnicas na tentativa de acelerar a decomposição de matéria orgânica e produzir compostos orgânicos que atendessem as suas necessidades. Neste contexto, alguns fatores foram investigados e definidos, por muitos autores, como parâmetros essenciais de controle durante a compostagem. São eles: temperatura, aeração, umidade, pH, relação C/N, granulometria e microrganismos.

3.4.1 Temperatura

Durante o processo natural de decomposição da matéria orgânica o calor gerado pelas atividades metabólicas dos microrganismos se dissipa no meio e, por conta disso, o material normalmente não se aquece. Por outro lado, durante a compostagem de resíduos orgânicos em quantidades maiores e sob condições controladas, a temperatura se eleva e o calor gerado é acumulado no sistema, podendo atingir cerca de 80°C (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

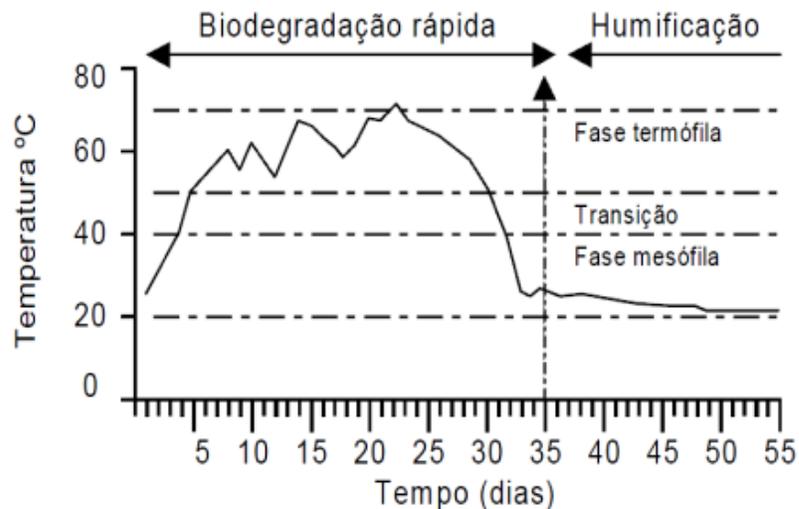
Ao realizar estudos envolvendo a compostagem de dejetos suínos e resíduos de serragem Tiquia et al. (1997) concluíram que a variação da temperatura é um parâmetro que permite avaliar a taxa de degradação e o grau de maturidade de um

composto, sendo este considerado maduro quando, decorrido certo tempo de processo, as temperaturas atinjam valores próximos a temperatura ambiente.

Trautmann e Olynciw (2005) explicam que durante o processo de compostagem os microrganismos degradam a matéria orgânica e produzem gás carbônico, água, calor e uma matéria orgânica mais humificada, ou seja, estabilizada. Sob o controle de condições ótimas, a compostagem se desenvolve em três fases, relativas ao parâmetro temperatura: (1) fase mesofílica, ou de temperaturas moderadas, que dura por um curto período de tempo; (2) fase termofílica, de temperaturas elevadas, que pode durar de alguns dias até longos meses; e (3) a fase de maturação e resfriamento do composto, com duração de meses. Essas fases podem ser observadas na Figura 3.

De acordo com Kiehl (2004), para que haja completa sanitização do composto, as temperaturas devem ser mantidas acima dos 70°C por longos períodos, evitando que a mesma ultrapasse a faixa de 80°C, para que não haja riscos de combustão espontânea durante o processo.

Figura 3 - Variação da temperatura ao longo do processo de compostagem



Fonte: Pires (2011).

3.4.2 Aeração

O processo de compostagem ocorre em situação na qual há oxigênio livre disponível, e, desta forma, predominam os microrganismos aeróbios, dentre eles os fungos, bactérias e actinomicetos, principalmente (PEIXOTO, 1981).

Segundo Costa et al. (2015) a aeração da massa é fundamental para a eficiência do processo de compostagem, já que os microrganismos aeróbios necessitam de oxigênio para a realização de suas atividades metabólicas. Os autores ressaltam que a abundância de ar acelera a decomposição da matéria orgânica e controla o processo, de modo a evitar o superaquecimento das leiras e o excesso de umidade, além do mau cheiro proveniente do processo anaeróbio. Para tanto, deve-se oxigenar as pilhas de composto por meio de revolvimentos manuais ou mecânicos, de forma que as camadas externas ocupem as partes mais internas, e vice versa.

De acordo com Oliveira, Sartori e Garcez (2008) o oxigênio desempenha um papel essencial durante a oxidação biológica das moléculas de carbono, pois é responsável pela produção de energia que os microrganismos necessitam para realizarem a decomposição da matéria orgânica. Ainda segundo os autores, parte dessa energia que não é utilizada no metabolismo microbiano é liberada na forma de calor.

Para Kiehl (1985), os revolvimentos devem ser realizados conforme o teor de oxigênio presente no interior da leira, porém, Valente et al. (2009) afirmam que, devido à dificuldade de determinação deste parâmetro no interior da pilha de compostagem, o ideal é que o revolvimento seja realizado conforme o monitoramento de fatores, como o teor de umidade e a temperatura.

3.4.3 Umidade

Pelo fato da compostagem ser um processo biológico, a presença de água é indispensável para a atividade dos microrganismos durante o processo de degradação da matéria orgânica. De acordo com Richard et al. (2002) materiais com 30% ou menos de umidade inibem a atividade dos microrganismos, enquanto teores de umidade acima de 65% retardam o processo de decomposição, ocasionando a lixiviação de nutrientes e favorecem condições anaeróbias.

Além disso, segundo Ecochem (2004), a umidade em excesso dificulta a introdução de oxigênio no interior da leira, já que a matéria orgânica é hidrofílica e a superfície das suas partículas se aderem facilmente às moléculas de água, saturando os poros de passagem de oxigênio.

Kiehl (1985) estabelece uma faixa de teor de umidade de 40 a 60% no processo de compostagem, sendo a média (50%) o valor considerado ideal para que a matéria orgânica seja degradada em condições ótimas.

De acordo com Nunes (2009) o teor de umidade no interior das leiras deve ser mantido em torno de 60%. Para fins de monitoramento, utiliza-se o teste da mão (Figura 4). Na prática, “este teste consiste em pegar com a mão um pouco de material do interior da leira e comprimi-lo com bastante força. O ponto ideal da umidade é quando a água começa a verter entre os dedos, sem escorrer” (NUNES, 2009, p. 4).

Figura 4 - “Teste da mão” para verificar umidade do composto orgânico.



Fonte: Nunes (2009).

3.4.4 pH

De acordo com Oliveira, Sartori e Garcez (2008), o pH do composto pode indicar o estado de compostagem dos resíduos orgânicos. Para Rodrigues et al. (2006) a faixa de pH ótima para o favorecimento da população de microrganismos situa-se entre 5,5 e 8,5, pois a maior parte das enzimas envolvidas no processo de compostagem têm atividades ótimas ativas dentro desta faixa.

Por outro lado, Pereira Neto (2007) destaca que a compostagem pode ocorrer em uma faixa entre 4,5 e 9,5, sendo que os valores extremos são regulados, naturalmente, pelos microrganismos responsáveis pela degradação do composto, já que estes podem produzir subprodutos de natureza ácida ou básica, em conformidade com as necessidades do meio em que estão inseridos. Primavesi (1981) afirma que as variações de pH podem ativar ou até mesmo inativar a atividade das enzimas produzidas pelos microrganismos.

À medida que os fungos e as bactérias digerem a matéria orgânica libertam-se ácidos que se acumulam e acidificam o meio. Este abaixamento do pH favorece o crescimento de fungos e a decomposição da celulose e da lenhina. Posteriormente estes ácidos são decompostos até serem completamente oxidados. No entanto, se existir escassez de oxigênio o pH poderá descer a valores inferiores a 4,5 e limitar a atividade microbiana, retardando, assim, o processo de compostagem. Nestes casos deve-se remexer as pilhas para o pH voltar a subir (OLIVEIRA; SARTORI E GARCEZ, 2008, p. 10).

3.4.5 Nutrientes (Relação C/N)

Segundo o Manual Básico de Compostagem elaborado pela Universidade de São Paulo (2012), os resíduos orgânicos passíveis de compostagem podem ser divididos em dois grupos:

- a) os castanhos, que são aqueles que contêm maior proporção de carbono em relação ao nitrogênio (C/N superior a 30:1), cor acastanhado, baixo teor de umidade e de decomposição lenta. Por exemplo: feno, palha, aparas de madeira e serragem, aparas de grama seca, folhas secas, ramos pequenos e pequenas quantidades de cinzas de madeira;
- b) os verdes, que são aqueles que têm maior proporção de nitrogênio (C/N inferior a 30:1), alto teor de umidade e decomposição mais rápida que os castanhos. Ex: restos de cozinha (cascas de batata, legumes, hortaliça, restos e cascas de frutos, cascas de frutos secos, borras de café, restos de pão, arroz, massa, cascas de ovos esmagadas, folhas e sacos de chá, cereais e restos de comida cozida) e aparas de grama fresca.

Segundo Berticelli et al. (2016) o elemento carbono é o material energético necessário para o funcionamento do metabolismo microbiano, enquanto o nitrogênio é

utilizado durante a síntese de proteínas. Por este motivo, a relação C/N é considerada o parâmetro que reflete o equilíbrio dos substratos. A falta de qualquer um dos elementos limita as atividades metabólicas dos microrganismos.

Para Oliveira, Sartori e Garcez (2008) o ajuste adequado de carbono e nitrogênio favorece o desenvolvimento e a atividade das populações de microrganismos envolvidos no processo de degradação e possibilita a finalização do processo, ou seja, a obtenção do composto orgânico em menos tempo.

De acordo com Kiehl (1985) os microrganismos absorvem o carbono e o nitrogênio numa proporção de 30 partes do primeiro para uma parte do segundo. Contudo, é considerada ideal a faixa entre as relações C/N de 26/1 a 35/1 para uma rápida e eficiente compostagem. Os materiais com baixa relação C/N liberam nitrogênio na forma amoniacal durante o processo de compostagem, o que prejudica a qualidade do composto. Nesse caso, recomenda-se misturar resíduos vegetais celulósicos para elevar a relação C/N. Em situação contrária, ou seja, quando os resíduos possuem relação C/N alta, o processo de degradação da matéria orgânica torna-se mais lento.

3.4.6 Granulometria

A dimensão das partículas que constituem os materiais é de extrema importância no processo de compostagem, pois, de acordo com Kiehl (2004), este fator influencia diretamente no movimento de gases e líquidos nas leiras. Santos (2010) afirma que, quanto menor for o tamanho das partículas, maior será a superfície de contato que estará exposta ao oxigênio e, desta forma, menor será o tempo para a conclusão do processo de compostagem.

Por outro lado, de acordo com Rodrigues et al. (2006), materiais cuja granulometria das partículas seja muito fina reduzem a ocorrência de espaços porosos, pois estimulam a compactação, o que dificulta a passagem e difusão de oxigênio dentro da leira, e, conseqüentemente, favorece o surgimento de condições anaeróbias. Para Bidone e Povinelli (1999), a granulometria ideal das partículas durante a montagem das leiras situa-se na faixa entre 1 e 5 cm.

3.4.7 Microrganismos

Durante o processo de compostagem, a transformação da matéria orgânica resulta da atividade da macrofauna e mesofauna (minhocas, formigas, besouros e ácaros) e de diferentes espécies de microrganismos, tais como bactérias, fungos e actinomicetas, cuja ocorrência predomina variavelmente nas diferentes fases da compostagem. Estes microrganismos são responsáveis por metabolizar o nitrogênio que se encontra na forma orgânica e transformá-lo em nitrogênio amoniacal, substância essa que, ao decorrer do processo, é liberada pela volatilização ou convertida, pelo processo de nitrificação, à forma de nitratos. Este processo apresenta natureza ácida, e, portanto, o composto nesta fase se torna mais ácido que o material original (OLIVERA et al., 2002).

As atividades metabólicas exercidas pelos microrganismos produzem energia e, conseqüentemente, um aumento de temperatura do sistema. Quando esta encontra-se acima de 40°C predominam os microrganismos termofílicos, atuantes na degradação acelerada da matéria orgânica. Durante essa fase, as temperaturas geralmente ultrapassam os 55°C e, dessa forma, promovem a eliminação dos microrganismos patógenos. Temperaturas superiores a 65°C, porém, ocasionam a morte da maioria dos microrganismos, incluindo aqueles responsáveis pela degradação, e, sendo assim, torna-se necessário controlar este parâmetro por meio de aeração do sistema e mantendo a umidade a níveis adequados (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

4 MATERIAL E MÉTODOS

No presente trabalho realizou-se a compostagem de resíduos de poda com resíduos industriais condicionadores de pH testados de forma a otimizar sua degradação. O processo foi monitorado por meio de análises laboratoriais realizadas quinzenalmente.

4.1 COLETA DOS RESÍDUOS

Os resíduos de poda de árvore foram obtidos com a Companhia de energia elétrica responsável por realizar a manutenção dos serviços de poda do município. A coleta foi realizada no dia 14 de setembro de 2018, dois dias após sua poda e trituração, quando os resíduos se caracterizavam por galhos finos de 5 a 10 cm de comprimento.

Os resíduos orgânicos foram obtidos em um restaurante particular, considerado grande gerador de resíduos sólidos e os resíduos responsáveis por condicionar o pH do meio de degradação (lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de laticínios e resíduos da indústria de suco de laranja) foram obtidos em indústrias dos respectivos ramos, localizadas no município de Londrina.

4.2 LEIRAS DE COMPOSTAGEM

O processo de compostagem foi conduzido na Casa de Vegetação da UTFPR, em ambiente coberto e com piso impermeável. O processo foi conduzido em leiras contendo resíduos de poda de árvores (RPA), resíduos orgânicos domiciliares (ROD), lodo de estação de tratamento de efluentes de indústria de laticínios (LO) e resíduos da indústria de suco de laranja (LA), compondo quatro tratamentos:

- Tratamento 1: RPA + LA
- Tratamento 2: RPA + ROD
- Tratamento 3: RPA + LO
- Tratamento 4: RPA + LO + LA

Foram montadas oito leiras, de modo que cada tratamento fosse realizado em duplicata.

4.2.1 Dimensionamento e montagem das leiras

Usualmente a relação C/N é o parâmetro utilizado como ponto de partida para o dimensionamento de leiras de compostagem. O valor recomendado por Kiehl (1985) para o início do processo é de trinta partes de carbono para uma parte de nitrogênio (relação C/N de 30:1).

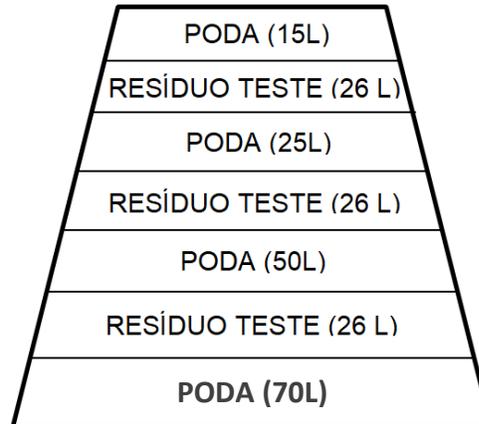
Contudo, para fins de viabilidade de execução do experimento, optou-se por não fixar este parâmetro durante o dimensionamento, já que os cálculos e análises envolvidas poderiam dificultar o incentivo à realização dos procedimentos por parte dos órgãos públicos e privados, seja pelos custos envolvidos ou pelo tempo gasto para tal planejamento.

Desse modo, foi definida uma quantidade em volume dos resíduos a serem utilizados de maneira que o tamanho inicial das leiras fosse viável para a implantação no espaço onde o experimento foi conduzido, e que, de maneira semelhante, pudesse representar o processo a ser executado em empresas cujas instalações não dispõem de grandes áreas para sua realização.

Sendo assim, os volumes de resíduos foram fixados da seguinte maneira: 160 litros de poda e 78 litros do resíduo a ser testado, ou seja, RO, LO e/ou LA, conforme os tratamentos previamente apresentados. As leiras foram montadas em formato trapezoidal, de forma que o volume total dos resíduos fosse distribuído em camadas alternadas para que a primeira e última camadas fossem compostas pela poda (resíduo seco), conforme ilustrado na Figura 5.

A base inferior, sendo maior, pôde proporcionar sustentação aos resíduos superiores, tendo em vista que RO, LO e LA são resíduos volumosos e pesados; já a base superior atuou como camada de proteção, evitando a proliferação de odor e vetores.

Figura 5 – Distribuição das camadas de resíduos na montagem das leiras (visão lateral).



Nota:

(1) No caso do tratamento 4, o volume de resíduo teste em cada camada foi dividido igualmente em duas partes, de modo que metade fosse composta por LO e a outra metade por LA (ou seja, 13 litros de cada resíduo por camada).

Uma vez estabelecido o volume de resíduos, as dimensões das leiras foram definidas de acordo com o espaço disponível, tendo em vista que para cada uma há necessidade de um espaço imediatamente próximo de mesma área para que os revolvimentos manuais possam ser realizados apropriadamente.

Dessa forma, as leiras foram estruturadas em bases de 80x120 cm (base maior do trapézio). A base menor e a altura foram variáveis, pois cada resíduo ocupa um volume diferente quando disposto em decorrência do grau de compactação, ocasionando diferenças nestas medidas. O volume pré-estabelecido em cada camada garantiu, ao final da montagem, o formato trapezoidal das leiras.

4.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS FÍSICOS

Durante o processo de compostagem, as condições ideais de temperatura máxima (em torno de 65°C) e umidade entre 40 e 60% foram mantidas por meio de umidificação e revolvimento das leiras sempre que um destes parâmetros não estivesse dentro das condições ideais citadas, ou, no máximo, a cada três dias. Os parâmetros foram monitorados conforme a seguir.

4.3.1 Temperatura

A temperatura das leiras e da estufa foi monitorada utilizando Datalogger labmade construído com placa Arduino MEGA 2560 e sensores de temperatura DS18B20. Foram instalados três sensores expostos ao ar ambiente e outros três em cada leira, em pontos diferentes, de modo a monitorar pontos na superfície e no interior de cada leira. Os dados foram armazenados periodicamente a cada cinco minutos. Desse modo, trabalhou-se com a média dos três sensores em cada ponto de medida.

4.3.2 Umidade

O controle da umidade foi realizado a partir do Teste da Mão (NUNES, 2009) e, quando necessário, adicionou-se água até que a mistura caracterizasse um composto úmido.

4.3.3 Redução de massa e volume

Durante a montagem das leiras e ao final do processo os compostos foram pesados e quantificados, em volume, para fins de comparação e cálculo das respectivas reduções em porcentagem de massa (seca) e volume para cada tratamento, conforme a Equação 1.

$$R = \frac{M_I - M_F}{M_I} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

R = Redução de massa, em porcentagem (%);

M_I = Massa seca inicial pesada;

M_F = Massa seca final pesada.

Nota:

(1) A mesma equação se aplica para o cálculo da redução de volume, porém, substitui-se as quantidades em massa pelos valores em volume medidos.

4.4 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS QUÍMICOS

4.4.1 Análises Laboratoriais

Os parâmetros químicos foram monitorados por meio de análises realizadas nos laboratórios das dependências da UTFPR, seguindo as metodologias relacionadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Análises laboratoriais e metodologias utilizadas.

Parâmetro de análise	Metodologia
pH	Tedesco et al. (1995)
CE	Tedesco et al. (1995)
Série de sólidos ¹	APHA, AWWA & WEF (1998)
Nitrogênio total	Malavolta; Vitti; Oliveira (1997)

Nota:

(1) A metodologia de análise da série de sólidos expressa os resultados de umidade, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis.

4.4.2 Determinação da Relação C/N

A relação C/N foi calculada a partir dos teores de nitrogênio total e carbono orgânico total dos compostos. Para obter os valores de carbono orgânico total, utilizou-se a Equação 2 estabelecida por Carmo e Silva (2012).

$$COT = (0,425 \times SV) - 2,064 \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

COT: Teor de carbono orgânico total, em %;

SV: Teor de sólidos voláteis na amostra, em %.

4.4.3 Determinação de Ácidos Húmicos

Os ácidos húmicos foram fracionados quimicamente, seguindo a metodologia adaptada de Menezes (2008). Foram adicionados 30,0 mL de HCl 0,50 mol.L⁻¹ em 0,80 gramas de composto, posteriormente submetido a duas horas de agitação e em seguida centrifugado a 3500 rpm durante 10 minutos. O sobrenadante foi separado e armazenado, sendo este procedimento realizado três vezes, resultando no extrato ácido contendo matéria orgânica de baixo peso molecular.

Ao resíduo restante adicionou-se 30,0 mL de NaOH 0,50 mol.L⁻¹ e este foi submetido a três horas de agitação e, em seguida, a centrifugação em 3500 rpm por 10 minutos, a fim de separar o extrato alcalino formado. Este procedimento foi repetido até que o extrato colhido estivesse incolor, e, então, o volume final foi medido e uma alíquota de 10,0 mL foi separada para análises posteriores do teor de carbono referente às substâncias húmicas solúveis (SHS).

O extrato alcalino remanescente foi acidificado a pH 2,0 a partir da adição de HCl 0,10 mol.L⁻¹. Após repouso de 24 horas, o sobrenadante foi separado por centrifugação a 3500 rpm, durante 10 minutos, sendo este correspondente à fração de ácidos fúlvicos (AF) das amostras, cujo volume final foi medido e separados 10 mL para posteriores análises de carbono.

Os teores de carbono no extrato ácido (CHCl), no extrato das substâncias húmicas solúveis (CSHS) e no extrato de ácidos fúlvicos (CAF) foram quantificados seguindo a metodologia 5220 D proposta pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, para determinação da demanda química de oxigênio (DQO) das amostras.

Os valores de absorvância foram medidos a 600 nm e a DQO das amostras foi obtida através da curva padrão expressa na Equação 3.

$$C = (2574,2x) - 14,18 \qquad \text{Equação 3}$$

Onde:

C: DQO da amostra, em mg/L;

x: Absorvância da amostra, em UA (unidades de absorvância).

A matéria orgânica de baixo peso molecular, as substâncias húmicas solúveis e os ácidos fúlvicos foram estimados por meio dos valores obtidos em C_{SHS} e C_{AF} respectivamente, considerando que estas são as únicas formas de carbono presentes nos extratos (DICK et al., 1998).

O teor de carbono referente aos ácidos húmicos foi então determinado a partir da Equação 4.

$$C_{AH} = C_{SHS} - C_{AF} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

C_{AH} : teor de carbono sob a forma de ácidos húmicos, em mg.L^{-1} ;

C_{SHS} : teor de carbono das substâncias húmicas solúveis, em mg.L^{-1} ;

C_{AF} : teor de carbono sob a forma de ácidos fúlvicos, em mg.L^{-1} .

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DOS RESÍDUOS

Os resultados das análises laboratoriais de cada resíduo utilizado estão expressos na Tabela 5.

Tabela 5 - Características iniciais dos resíduos utilizados

Resíduo	pH	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	U (%)	SF (%)	SV (%)	COT (%)	N (%)	C/N
RPA	5,96	1687,00	10,60	7,86	92,14	37,10	1,06	35,00
ROD	4,30	205,10	68,20	5,55	94,45	38,08	5,62	6,78
LO	4,83	479,00	70,60	10,62	89,38	35,92	5,62	6,39
LA	3,86	323,00	84,70	6,07	93,93	37,86	2,11	17,94

Nota:

(1) pH = potencial hidrogenionico; CE = condutividade elétrica; U = umidade; SF = sólidos fixos; SV = sólidos voláteis; COT = carbono orgânico total; N = nitrogênio total; C/N = relação carbono/nitrogênio.

(2) RPA = resíduos de poda urbana; ROD = resíduos orgânicos domiciliares; LO = lodo da estação de tratamento de efluentes da indústria de laticínios; LA = resíduos da indústria de suco de laranja.

A caracterização inicial indica que a maior acidez pertence ao resíduo cítrico (laranja), seguida pelos resíduos orgânicos domiciliares e pelo lodo. É importante ressaltar que a composição dos ROD é extremamente heterogênea, uma vez que há presença de diversos alimentos, o que pode ter influenciado nas análises iniciais. Todos os resíduos teste apresentaram condutividade elétrica abaixo de $500,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e umidade acima de 68%, sendo a laranja o resíduo com maior teor de água em sua composição.

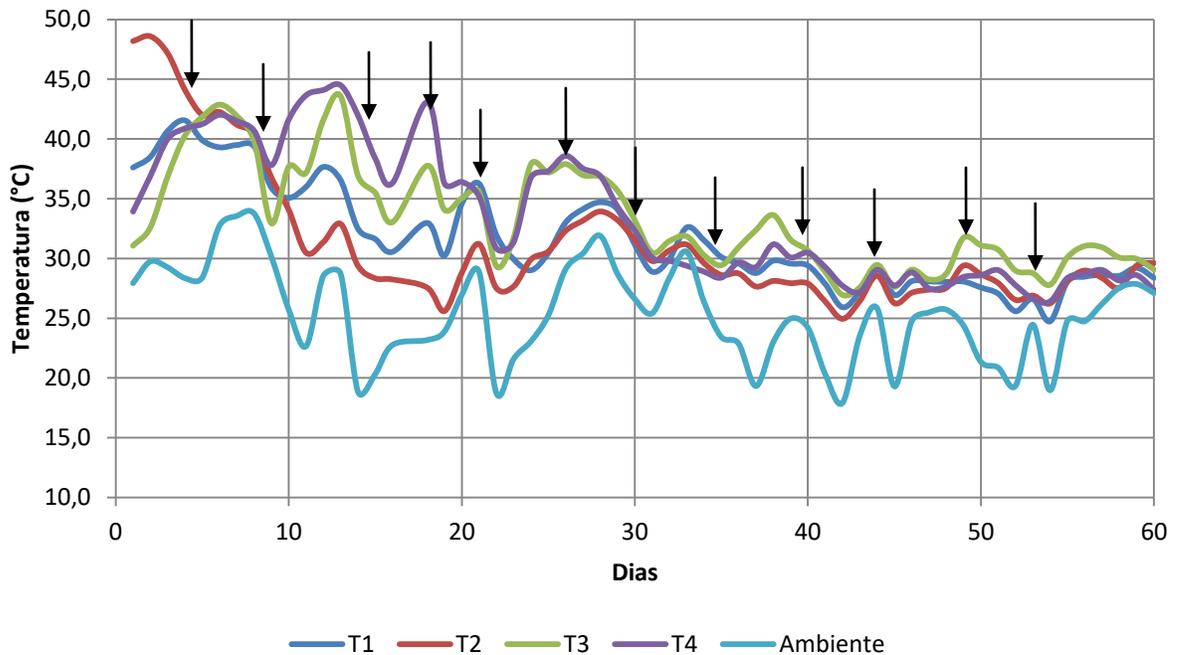
Os teores de SF e SV dos resíduos teste foram bem próximos, com uma sutil diferença do lodo, que apresentou maior fração de SF e menor SV em relação aos demais. O mesmo ocorreu nos teores de carbono orgânico total, sendo o teor do lodo ligeiramente menor que os demais resíduos.

Quanto ao nitrogênio total, os ROD e o LO apresentaram os maiores teores, sendo LA o resíduo mais pobre em nitrogênio dentre os resíduos teste. Os RPA apresentaram o menor teor de nitrogênio dentre todos os resíduos e, conseqüentemente, a maior relação C/N, seguida por LA, ROD e LO, respectivamente.

5.2 TEMPERATURA

Os dados apresentados na Figura 6 representam o comportamento das médias diárias de temperatura dos tratamentos e do ambiente ao longo do processo de compostagem.

Figura 6 - Médias diárias de temperatura ambiente e dos tratamentos ao longo do tempo



Notas:

- (1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA;
- (2) As setas indicam os dias nos quais foram realizados os revolvimentos manuais das leiras.

Observa-se na Figura 11 que T1, T3 e T4 apresentaram curta duração da fase de aquecimento, de 2 a 3 dias, quando as temperaturas atingiram valores acima de 40°C e caracterizaram o início da fase termofílica. Por outro lado, T2 não apresentou evidências de passagem pela fase de aquecimento, uma vez que as temperaturas iniciais já se mostraram elevadas (48°C) e características de fase termofílica.

Nesta fase, nota-se que T3 e T4 apresentaram as temperaturas mais elevadas e comportamento semelhante, mantendo valores em torno de 35°C até os 30 dias de compostagem. Em ambos os tratamentos, a temperatura máxima foi atingida ao 13º dia, sendo esta de 43,6°C para T3 e 44,5°C para T4.

Em geral, T1 apresentou o mesmo padrão de comportamento de T3 e T4, porém situado em uma faixa de temperatura mais baixa. Além disso, a temperatura máxima de T1 (41,6°C) foi atingida no 4º dia de compostagem, e, em seguida, decaiu e não mais apresentou valores acima dos 40°C.

T2, por outro lado, obteve temperatura máxima já no segundo dia de compostagem (48,6°C), e, então, apresentou comportamento decrescente, sendo que a partir do 5º dia também se assemelhou ao padrão de variação de temperatura dos demais tratamentos, porém com valores ainda mais baixos que T1. Queiroz (2007) constatou temperaturas em torno de 37°C até o 10º dia de compostagem, quando a temperatura atingiu valor acima de 40°C pela primeira vez no processo, voltando a decair e permanecendo na faixa de 35°C até o fim da compostagem de poda de árvores com resíduos de feira e grama.

Considerando a faixa de temperatura estabelecida por Kiehl (1985) para a fase termofílica (de 45 a 55°C), apenas T2 atingiu este valor, apesar de decair logo em seguida e apresentar as menores temperaturas até os 30 dias. Por outro lado, Fiori, Schoenhals e Follador (2008) afirmam que as leiras devem atingir temperaturas na faixa de 40 a 60°C entre o segundo e o quarto dia de compostagem, e, deste modo, todos os tratamentos atenderam este requisito.

Contudo, pode-se considerar que T3 e T4 apresentaram melhor desempenho numérico da fase termofílica, uma vez que estes tratamentos apresentaram maior frequência de valores na faixa dos 40°C. Ao realizar a compostagem de lodo de laticínios com diversos resíduos ricos em carbono, Souza et al. (2017) obtiveram os maiores valores de temperatura na fase termofílica associados ao tratamento com poda de árvores, atingindo mais de 50°C nos primeiros dias.

Uma possível explicação para o fato das temperaturas, em geral, não terem atingido valores acima de 45°C é que a poda utilizada já havia sido cortada há alguns dias e, portanto, o processo de degradação já havia sido iniciado, uma vez que durante a coleta foi possível perceber alguns pontos mais aquecidos no meio da pilha de poda.

A partir 30 dias de compostagem, todos os tratamentos apresentaram comportamento bastante semelhante de temperatura, sendo que a variação dos valores

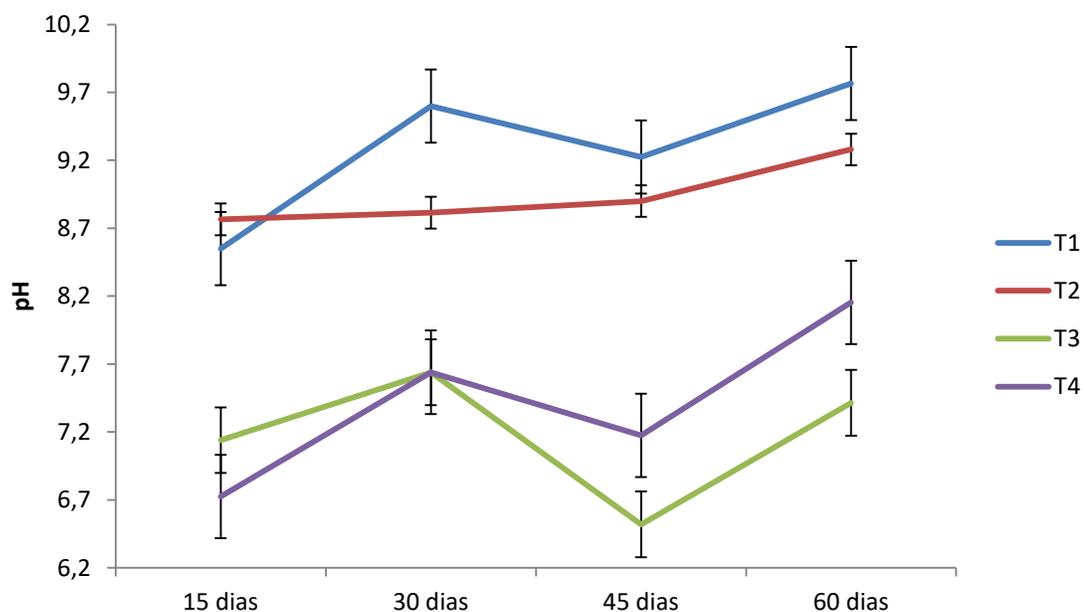
diminuiu e permaneceu na faixa de 25 a 30°C até o final do processo, indicando a fase de maturação e resfriamento do composto.

É possível perceber que até os 30 dias de compostagem os picos mínimos dos tratamentos acompanham as quedas da temperatura ambiente, e, após esse período, essa variação sincronizada se torna menos perceptível. Além disso, nota-se que somente a partir do 57º dia as temperaturas nas leiras atingem valores próximos à temperatura ambiente, indicando, portanto, a maturação do composto.

5.3 pH

O perfil de comportamento do pH nas leiras de compostagem com o respectivo erro padrão ao longo do tempo pode ser observado na Figura 7.

Figura 7 - Perfil médio com erro padrão do pH nas leiras ao longo dos dias por grupo de tratamento



Nota:

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA.

Pode-se observar a existência de dois grupos de resultados, sendo que T1 e T2 (tratamentos que não continham lodo) caracterizam-se por apresentar pH mais alcalinos durante todo o processo, enquanto T3 e T4 (tratamentos que continham lodo)

apresentam valores de pH mais próximos da neutralidade ao longo do tempo. Na Tabela 6 encontram-se os resultados numéricos dos valores de pH obtidos ao longo do tempo por grupo de tratamento.

Tabela 6 - Valores de pH ao longo dos dias por grupo de tratamento

Tratamento ¹	15 dias	30 dias	45 dias	60 dias
T1	8,6	9,6	9,2	9,8
T2	8,8	8,8	8,9	9,3
T3	7,1	7,6	6,5	7,4
T4	6,7	7,6	7,2	8,2

Notas:

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA;

Aos 15 dias de compostagem todos os tratamentos, com exceção de T3, apresentaram os menores valores de pH em comparação aos demais dias de análise, o que pode ser explicado pela formação de ácidos orgânicos nesta fase inicial. Em seguida, observa-se que os valores apresentaram tendência a aumentar, uma vez que na fase termofílica a hidrólise de proteínas e liberação de amônia são os processos responsáveis por este aumento (FERNANDES; SILVA, 1996).

Nota-se que T3 e T4 constituem os tratamentos contendo lodo de laticínios em sua composição e apresentaram valores de pH na faixa de 6,5 a 8,0. Em T3, diferentemente dos demais tratamentos, cujos valores foram sempre superiores ao obtido no 15º dia, pode-se notar que não houve um padrão de elevação do pH, pois, ao 45º dia, o valor foi inferior ao obtido ao fim da primeira quinzena. Ao realizar a compostagem de lodo de laticínios com resíduos de poda de árvores em ambiente coberto, SOUZA et al. (2017) constataram valores de pH entre 7,27 e 8,12.

Já para os tratamentos contendo resíduos de laranja e resíduos orgânicos domiciliares (T1 e T2), os valores de pH permaneceram na faixa de 8,5 a 9,8, indicando que houve maior evolução do nitrogênio para a forma amoniacal nos compostos contendo estes resíduos. Benites et al. (2004) explicam que estes que valores elevados de pH podem ocorrer tanto devido à formação de grupos fenólicos no processo de biotransformação da lignina quanto pelo aumento da concentração de sais minerais no composto.

Além disso, Kiehl (2004) estabelece que o processo de formação de ácidos húmicos que reagem com elementos básicos dá origem aos humatos alcalinos, o que vem a provocar o aumento do pH.

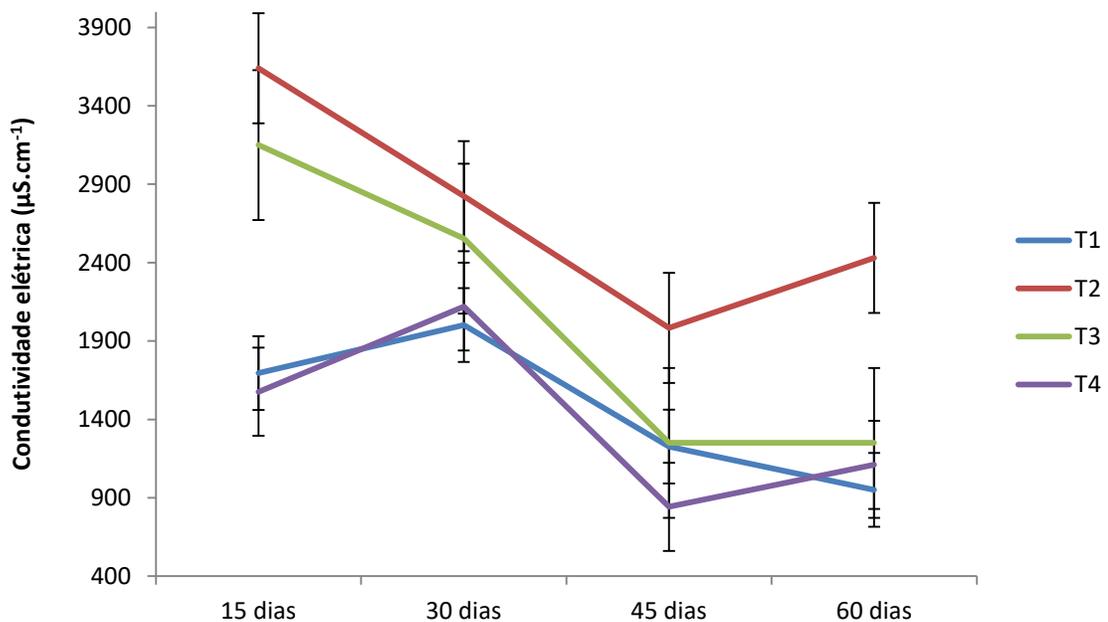
De acordo com Mangrigh et al. (2000) e Niemeyer et al. (1992), os grupos fenólicos são predominantes em relação aos grupos carboxílicos nos ácidos húmicos extraídos dos compostos e apresentam cologaritmo da constante ionização (pK) na faixa de 7 a 9, ocasionando o tamponamento do sistema em valores de pH que se encontram dentro desta faixa.

Ao final da quarta semana de compostagem de resíduos orgânicos com poda de árvores, Marques et al. (2016) encontraram valores alcalinos de pH em torno de 9,2. Segundo o MAPA – Instrução Normativa nº 25, de 23/07/2009 (BRASIL, 2009) – o valor mínimo de pH para a comercialização de compostos orgânicos no Brasil é de 6,0. Sendo assim, todos os tratamentos atenderam à legislação ao final dos 60 dias de compostagem.

5.4 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

O perfil de comportamento da condutividade elétrica dos tratamentos ao longo do tempo está ilustrado na Figura 8.

Figura 8 - Perfil médio com erro padrão da condutividade elétrica na leira ao longo dos dias por grupo de tratamento



Nota:

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA.

De acordo com Penacho (2016) a condutividade elétrica estima o teor de sais solúveis e tende a diminuir ao longo do processo de compostagem, como pode ser observado na Figura 8. A presença excessiva destes sais pode ser prejudicial para algumas plantas devido à concentração de sódio e cloreto, além de provocar a inibição de atividade biológica e problemas de aplicação no solo. Por outro lado, valores muito baixos de condutividade podem estar associados à baixa concentração de minerais disponíveis.

Benites et al. (2004) observaram que a condutividade elétrica apresentou comportamento decrescente durante a fase termófila, provavelmente associado à intensa atividade de degradação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular nesta fase, e, em seguida, os valores se elevaram novamente, provavelmente devido ao aumento na concentração de sais pela perda da matéria orgânica por degradação.

Ao realizar a compostagem de bagaço de cana-de-açúcar utilizando diferentes granulometrias e períodos de deposição ao ar livre, Souza et al. (2008) constataram um decréscimo superior a dois terços da condutividade elétrica do bagaço recém moído em

relação a este resíduo após seis meses de compostagem, tornando-se estável a partir deste momento.

Nota-se que a partir dos 45 dias de compostagem, a variação de condutividade dos tratamentos diminuiu, podendo indicar que após 60 dias de compostagem este parâmetro teve tendência a se estabilizar.

Na Tabela 7 estão indicados os valores de redução percentual da condutividade elétrica ao longo dos 60 dias de compostagem. T3 foi o tratamento que apresentou maior redução, seguido por T1, T2 e T4, respectivamente. A menor redução associada à T4 pode indicar que a combinação de ambos os resíduos industriais não favoreceu a atividade microbiana, uma vez que a baixa redução da CE pode estar associada à menor degradação da matéria, ou, ainda, à redução de massa e volume, já que T4 apresentou pouca redução destes parâmetros, apresentando indícios de maior disponibilidade de sais minerais no composto devido a maior quantidade de matéria.

Tabela 7 - Redução da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) no processo segundo os tratamentos

Tratamento	Redução
T1	43,95%
T2	33,24%
T3	60,32%
T4	29,59%

Nota:

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA;

5.5 SÉRIE DE SÓLIDOS

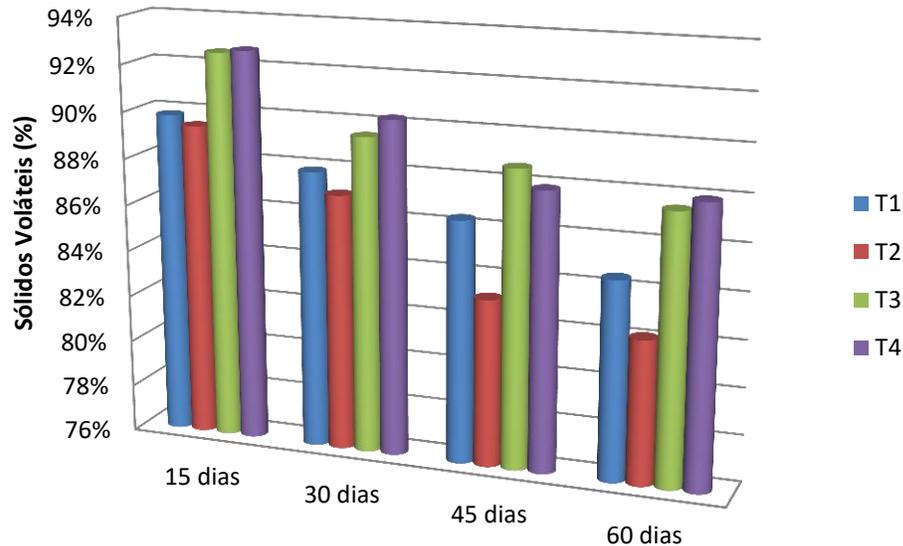
5.5.1 Sólidos Fixos e Voláteis

Os sólidos totais correspondem à parte seca das amostras, ou seja, a matéria restante após evaporação da água sob condições específicas, e são divididos em duas categorias: os sólidos fixos e voláteis.

Este último, por sua vez, representa a fração orgânica presente nas substâncias e, segundo Leite e Povinelli (1999), como a bioconversão deve acontecer apenas na fração orgânica dos resíduos, quanto maior a concentração de sólidos voláteis, maior

deve ser a taxa deste processo. Deste modo, seus teores tendem a diminuir ao longo do processo, conforme ilustrado na Figura 9.

Figura 9 - Teor de sólidos voláteis dos tratamentos ao longo do tempo



Aos 15 dias de compostagem, os teores de SV muito se aproximaram daqueles obtidos na caracterização inicial dos resíduos, que também variaram de 89 a 94%. A partir dos 30 dias de compostagem, é possível notar o processo de degradação da matéria orgânica visto que se observou diminuição dos teores de SV, sendo que T3 e T4 apresentaram os maiores teores do início ao final do processo, indicando maior presença de matéria orgânica degradável nestes tratamentos que continham lodo em sua composição.

É importante ressaltar que, embora a disponibilidade de matéria orgânica seja maior nestes tratamentos, isso não indica necessariamente que a degradação da mesma será maior, uma vez que os microrganismos podem ou não ter dificuldade, perante diversos fatores, para degradar este material. Para esta análise, é necessária uma comparação entre o teor inicial e final, obtendo assim a redução propriamente dita.

Todos os tratamentos apresentaram redução nos sólidos voláteis ao fim do processo, conforme expresso na Tabela 8:

Tabela 8 - Porcentagem de redução de sólidos voláteis ao final do processo de compostagem

Tratamento	Redução de SV
T1	5,91%
T2	3,94%
T3	4,88%
T4	2,99%

Nota:

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA;

Em relação à redução de SV, T1 apresentou o melhor resultado numericamente, seguido por T3, T2 e, por fim, T4, indicando que os resíduos de laranja e lodo proporcionaram, separadamente, as melhores degradações de matéria orgânica, porém a mistura dos dois não favoreceu este parâmetro, sendo T4 a pior taxa numérica de redução.

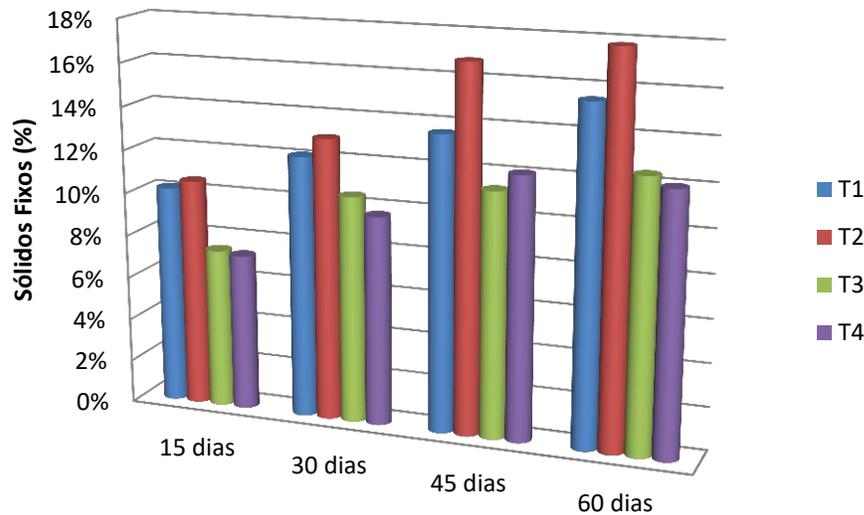
Pereira Neto (2007) estabelece que a redução de sólidos voláteis ao final do processo de compostagem seja em torno de 40%. Contudo, o período de referência do autor é de 120 dias, enquanto a duração do presente experimento foi de 60 dias. Deste modo, as reduções de SV obtidas podem não estar de acordo com a estabelecida pelo autor devido ao tempo de condução da compostagem.

Deste modo, pode-se concluir que os resíduos industriais apresentaram melhores respostas à degradação quando comparados aos resíduos orgânicos domiciliares, presentes em T2, sendo a maior redução numérica referente ao tratamento com resíduo de laranja, cuja caracterização inicial indicou a maior acidez dentre todos os outros, ratificando a hipótese de favorecimento das populações fúngicas em meio ácido.

Por outro lado, Kiehl (1985) afirma que este processo de degradação ocasiona a mineralização dos nutrientes, e, por consequência, o teor de sólidos fixos tende a subir em resposta ao decaimento dos SV.

Sendo assim, os teores de SV e SF são complementares, ou seja, sua junção totaliza os 100% dos sólidos encontrados nos compostos. Os teores de SF estão ilustrados na Figura 10.

Figura 10 - Teor de sólidos fixos dos tratamentos ao longo do tempo



Como esperado, os sólidos fixos apresentaram comportamento inverso ao de SV: os teores aumentaram ao longo do tempo, sendo T3 e T4 os tratamentos com menor quantidade de SF durante toda a compostagem, indicando menor presença de nutrientes mineralizados.

Souza et al. (2017) obtiveram cerca de 16% de SF ao final do 64º dia de compostagem de lodo de laticínios com poda de árvores, valor próximo ao de 12%, aproximadamente, obtido em T3.

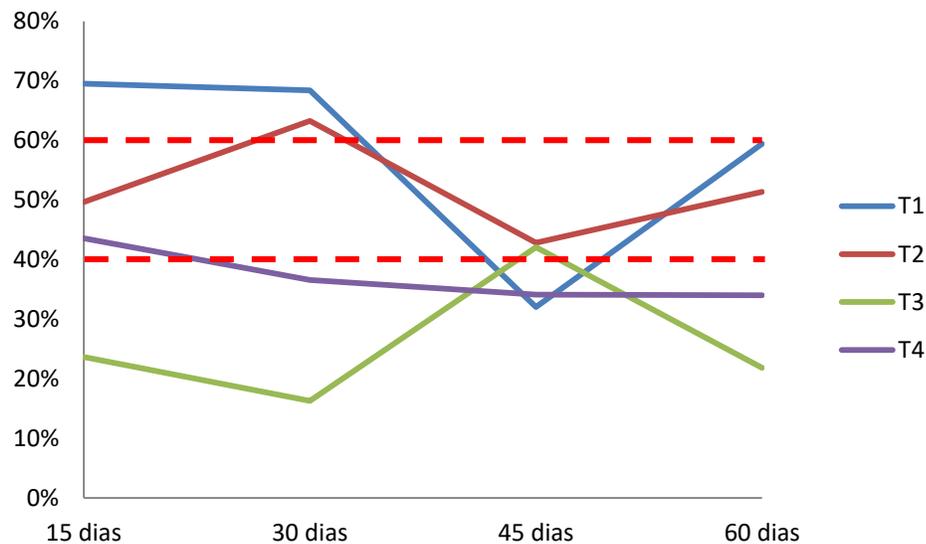
Por outro lado, Queiroz (2007) obteve 11,08% de SF no final da compostagem de resíduos de feira com poda, enquanto Taiatele Junior (2014) obteve cerca de 16% ao final do 70º dia de compostagem de resíduos orgânicos domiciliares e poda de árvore.

Da mesma forma que ocorreu com os SV, a mistura de resíduos da indústria de suco de laranja com o lodo da estação de tratamento de efluentes de laticínios foi o tratamento que menos propiciou aumento dos SF e, portanto, mineralização da matéria orgânica.

5.5.2 Umidade

A fração de água presente nos compostos é indicada pelos teores de umidade dos tratamentos, que estão expressos na Figura 11. É importante ressaltar que a umidade é um parâmetro que muito depende da amostragem. Embora as coletas para as análises tenham sido feitas após o revolvimento, pode-se ainda ter a coleta de pontos mais úmidos ou mais secos na leira (por exemplo, interior ou superfície). Além disso, há que se considerar as condições do tempo no dia da amostragem (em dias mais quentes a evaporação da água tende a ser maior que em dias frios), por isso seus teores apresentaram grandes variações.

Figura 11 - Umidade média dos tratamentos ao longo do tempo



Analisando os teores de umidade, é possível notar uma grande faixa de variação em T1, T2 e T3, enquanto T4 apresentou menor amplitude de valores. Levando em conta que as linhas vermelhas tracejadas limitam a faixa de teor de umidade considerada ideal por Kiehl (1985), apenas T1 e T2 mantiveram-se próximos a esta durante todo o período de compostagem.

A presença de resíduos úmidos nestes dois tratamentos pode ser uma justificativa para os teores de umidade terem se mantido mais altos em relação a T3 e T4, que, por sua vez, continham lodo de laticínios em sua composição, resíduo este que tendeu a perder umidade e se agrupar com a poda, formando blocos mais secos nas leiras.

Nota-se que em T4, onde há presença de resíduo de laranja juntamente com o lodo, os teores de umidade foram, em geral, mais elevados, ainda que não tenham atingido a faixa ideal após os 15 dias de compostagem, ratificando a percepção do comportamento do lodo, que teve tendência a desidratar durante o processo.

Souza et al. (2017) obtiveram, ao final do processo de compostagem, teores de umidade em torno de 70% no tratamento contendo poda de árvores e lodo de laticínios, valor este que não se aproxima ao de 21,84% obtido em T3 ao final deste experimento, nem ao de 34,04% obtido em T4, o que leva a conclusão de que estes tratamentos deveriam ter recebido água com maior frequência e quantidade.

Por outro lado, T1 e T2, ao final do processo, mantiveram-se dentro da faixa de umidade ideal: 59,43% e 52,35%, respectivamente. Ao realizar a compostagem de poda de árvores com resíduos de feira, Queiroz (2007) obteve o teor de umidade em torno de 54% ao final do processo, enquanto Andrade et al. (2017) encontraram teor de umidade de 49,29% ao 60º dia de compostagem de restos de alimentos, grãos de soja e poda de árvores.

Já em relação ao que estabelece a Instrução Normativa nº 25 do MAPA (BRASIL, 2009) o teor máximo de umidade para fertilizantes orgânicos mistos e compostos é de 50%. Sendo assim, T1 e T2 não se enquadraram neste padrão, embora tenham se adequado aos teores ideais estabelecidos por Kiehl (1985) ao longo da maior parte do processo.

5.6 CARBONO ORGÂNICO TOTAL, NITRÓGENIO TOTAL E RELAÇÃO C/N

Os resultados de carbono orgânico total, nitrogênio total e a relação C/N para cada tratamento, ao longo do tempo, são apresentados na Tabela 9. É importante ressaltar que as análises do composto tiveram início apenas no 15º dia de compostagem, portanto, os valores associados ao primeiro dia foram calculados com base na soma das massas secas de COT de todos os resíduos constituintes de cada tratamento, dividido pela soma das massas secas de nitrogênio dos mesmos resíduos. Esta massa foi obtida por meio da multiplicação do teor de COT de cada resíduo, em

porcentagem, pela massa seca de cada um, sendo esta a massa total descontado o teor de umidade.

Tabela 9 - Carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C/N dos tratamentos ao longo do tempo

		T1	T2	T3	T4
1 dia	Relação C/N	29,359	12,483	13,217	13,713
	Carbono (%)	36,112	35,943	37,284	37,925
15 dias	Nitrogênio (%)	2,961	2,935	3,486	3,647
	Relação C/N	12,195	12,245	10,695	10,398
30 dias	Carbono (%)	35,281	34,901	35,667	34,746
	Nitrogênio (%)	2,917	2,778	3,585	3,399
	Relação C/N	12,095	12,564	9,949	10,224
45 dias	Carbono (%)	35,227	33,283	35,628	35,292
	Nitrogênio (%)	3,139	2,722	3,672	3,907
	Relação C/N	11,221	12,225	9,702	9,032
60 dias	Carbono (%)	33,094	32,858	35,124	34,167
	Nitrogênio (%)	2,950	2,613	3,556	3,498
	Relação C/N	11,217	12,576	9,877	9,767

Nota:

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA.

Em relação aos teores de carbono, todos os tratamentos apresentaram redução ao final do processo, o que pode ser explicado pela perda deste nutriente para a atmosfera na forma de CO₂ durante a ação dos microrganismos. Sanchuki (2011) obteve redução dos teores de COT de 40% para 37% ao final de seis semanas de compostagem de cama de frango.

Por outro lado, pode-se observar que os teores de nitrogênio apresentaram tendência a permanecer mais estáveis durante o processo, fato que pode ser associado à reciclagem de nutrientes pelos microrganismos através da síntese de proteínas, com sutil redução devido à volatilização de amônia e lixiviação dos nitratos (KIEHL, 1998).

Na caracterização inicial é possível notar que os resíduos orgânicos domiciliares foram os que apresentaram o maior teor de nitrogênio em sua composição, porém, nas análises durante a compostagem T3 e T4 foram os tratamentos que

apresentaram as maiores frações deste elemento, fato que pode ser explicado pela diferença na disponibilidade imediata do nitrogênio na forma inorgânica dos dois resíduos.

Ao final da compostagem de resíduos urbanos biodegradáveis, Penacho (2016) obteve em média 1,38% de nitrogênio total no composto maturado. Já Reis (2005) constatou valores entre 0,82 e 2,1% resultantes da compostagem de resíduos verdes, lodo de esgoto e ROD.

A Instrução Normativa nº 25 do MAPA (BRASIL, 2009) estabelece um teor mínimo de carbono orgânico de 15% e de nitrogênio total de 0,5% para fertilizantes orgânicos mistos e compostos. Deste modo, todos os tratamentos apresentaram o composto final de acordo com o estabelecido para estes parâmetros.

Quanto à relação C/N, todos os tratamentos exceto T2 apresentaram redução numérica deste parâmetro, sendo a maior delas associada a T1. Ao final do processo, as relações C/N variaram de aproximadamente 10/1 a 13/1. Lima (2006) observou relação C/N final de aproximadamente 12/1 ao realizar a compostagem de bagaço de cana-de-açúcar, cinzas de bagaço e dejetos de aves. Em estudo realizado por Imbar et al. (1990) a relação C/N final foi de 10/1 ao final do processo de compostagem de resíduos industriais alimentícios.

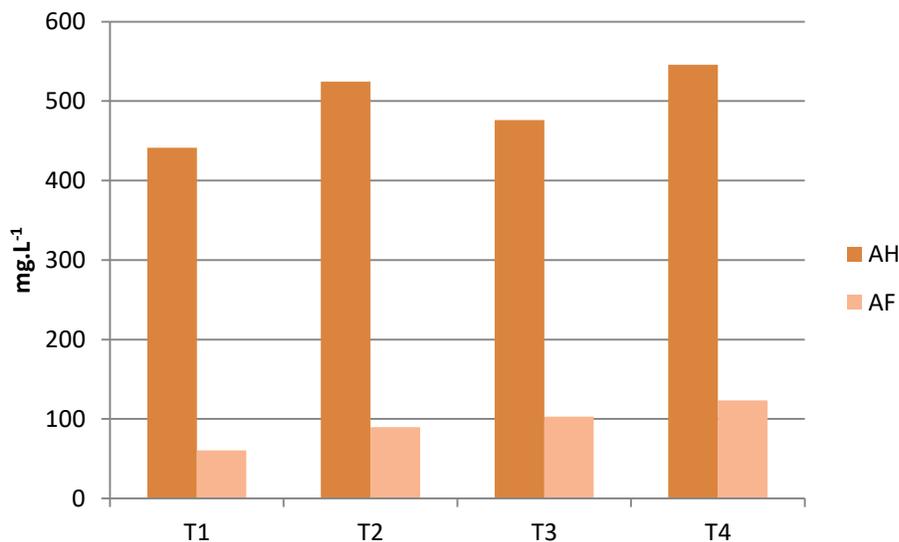
A Instrução Normativa nº 25 do MAPA (BRASIL, 2009) estabelece que a relação C/N final de fertilizantes orgânicos mistos seja de no máximo 20. Desta forma, todos os tratamentos atenderam este parâmetro da legislação.

No início da compostagem, Kiehl (2010) estabelece que os valores ótimos de relação C/N variam de 25 a 35/1, ao passo que para o composto maturado a relação C/N final deve estar situada na faixa de 8/1 a 12/1. Apesar de T1 ter sido o único tratamento cujo valor inicial esteve dentro da faixa estabelecida pelo autor, todos os tratamentos apresentaram relação C/N final dentro ou muito próxima da faixa de 8/1 a 12/1.

5.7 QUANTIFICAÇÃO DOS TEORES DE ÁCIDOS HÚMICOS

Em virtude da complexidade das análises, as quantificações dos teores de ácidos húmicos e fúlvicos foram realizadas somente no término do período de compostagem. Dessa forma, foi possível avaliar a humificação dos resíduos lignocelulósicos ao final do processo em cada tratamento, conforme ilustrado na Figura 12.

Figura 12 - Teores de ácidos húmicos e fúlvicos dos tratamentos ao final do processo de compostagem



Nota:

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA.

Durante o processo de degradação da matéria orgânica os teores de ácidos húmicos tendem a aumentar com o tempo, uma vez que este comportamento reflete o consumo de compostos orgânicos de baixo peso molecular e a produção de outros compostos de maior peso molecular devido ao processo de biotransformação da lignina e dos mecanismos referentes à síntese microbiana (BENITES et al., 2004).

Analisando numericamente as concentrações de ácidos húmicos, os tratamentos não divergiram muito entre si, estando todos situados na faixa de 440 a 550 mg.L⁻¹. T4 apresentou o maior teor, indicando que a mistura dos resíduos industriais resultou na maior quantidade numérica de ácidos húmicos.

Uma vez que a taxa de aumento ao longo do tempo não é conhecida, não é possível concluir que este tratamento apresentou a maior taxa de mineralização da

matéria orgânica decorrente da degradação, o que pode ser comprovado pelo fato deste tratamento ter apresentado a menor redução de sólidos voláteis, conforme indicado na Tabela 7.

Na Tabela 10 encontra-se a relação ácidos húmicos/ácidos fúlvicos final. De acordo com Benites et al. (2004), este parâmetro reflete o consumo de compostos orgânicos de baixo peso molecular (ácidos fúlvicos) e produção de compostos de maior peso molecular, devido à biotransformação da lignina e às reações de síntese microbiana.

Tabela 10 - Relação final dos teores de ácidos húmicos/ácidos fúlvicos

Tratamento	Relação AH/AF
T1	5,5184
T2	5,6472
T3	4,5941
T4	4,4848

Nota:

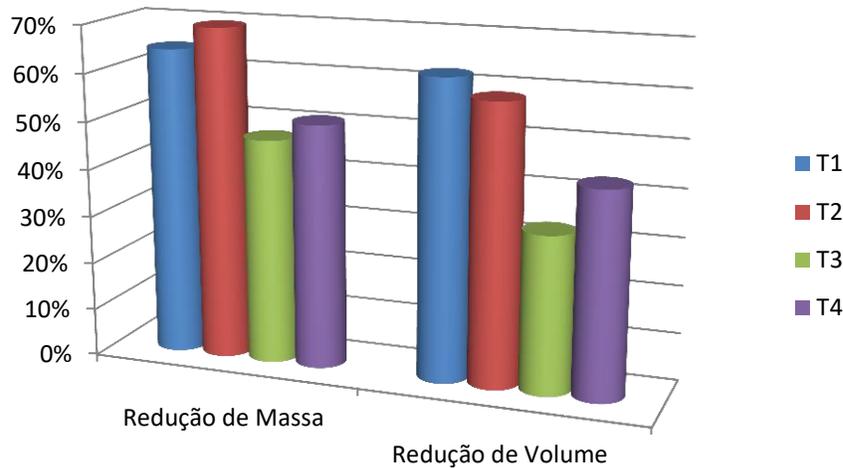
(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA;

Ao final da compostagem de resíduos provenientes da manutenção das áreas verdes de um aeroporto, Benites et al. (2004) encontraram uma relação AH/AF final de 2,2 e concluiu que os teores de ácidos húmicos obtidos representaram baixa eficiência de humificação.

Neste estudo, a relação AH/AF obtida foi ligeiramente maior que a obtida pelo autor, indicando duas possibilidades: o teor de ácidos húmicos fora maior e/ou o teor de ácidos fúlvicos menor. Dessa forma, tendo ocorrido qualquer uma das situações, é possível concluir que os resultados obtidos indicaram maior degradação e consequente mineralização do composto em relação ao autor, uma vez que durante a compostagem os teores de AH tendem a aumentar enquanto os teores de AF tendem a diminuir.

5.8 REDUÇÃO DE MASSA E VOLUME

Ao final do processo, as reduções de massa e volume em relação ao início da compostagem foram quantificadas e estão expressas na Figura 13.

Figura 13 - Reduções de massa e volume dos tratamentos**Nota:**

(1) T1 = RPA + LA; T2 = RPA + ROD; T3 = RPA + LO; T4 = RPA + LO + LA.

Em uma análise geral, observa-se que a massa dos tratamentos sofreu maior redução quando comparado ao volume. Isto pode ser explicado pelo fato da degradação dos resíduos teste (orgânicos domiciliares, laranja e lodo) ter sido maior em relação à degradação da poda, resultando em um composto com maior presença deste resíduo, que é mais leve em relação aos demais, porém ocupa maior volume devido à sua menor capacidade de compactação.

Nota-se que as maiores reduções se encontram nos tratamentos T1 e T2, cujos valores são bem próximos em ambos os parâmetros, sendo a maior redução de massa associada a T2 e a maior redução de volume a T1. Pimenta et al. (2016) encontraram uma redução de massa de 62,8% na compostagem de resíduos orgânicos domiciliares com poda de árvore e redução de 57,75% no volume destes mesmos resíduos, sendo estes muito próximos aos encontrados neste estudo: 69,59% e 58,48%, respectivamente.

Por outro lado, as menores reduções, tanto de massa quanto de volume, foram associadas a T3: 47,23% e 32,98%, respectivamente. Isto pode ser explicado pelo fato da degradação do lodo de laticínios não ser tão eficaz quanto a de resíduos orgânicos domiciliares. Ao final do processo de compostagem de lodo de laticínios com resíduos

de poda de árvores em ambiente coberto, Souza et al. (2017) obtiveram redução de 38,14% em massa e 41,81% em volume.

Por fim, em T4, as reduções obtidas foram ligeiramente maiores que em T3: 51,14% em massa e 43,07% em volume. Nota-se que o volume reduziu mais que a massa em relação a T3, o que pode ser explicado pelo fato da laranja presente no tratamento ser mais facilmente degradada que o lodo, fazendo com que o volume reduzido tenha sido, em maior parte, devido à degradação da laranja, esta correspondente a 50% do volume total de resíduo teste no tratamento.

Já a redução de massa não se mostrou significativa, pois o lodo é o resíduo mais pesado deste tratamento, e, tendo permanecido ao fim do experimento devido à sua difícil degradação, não provocou redução significativa de massa, uma vez que o resíduo de laranja é mais leve em relação a este e sua degradação não influenciou significativamente na massa final do composto.

5.9 DESCARACTERIZAÇÃO VISUAL

Foram realizados registros fotográficos da poda de árvore no dia da coleta e dos compostos provenientes de cada tratamento ao final do processo, a fim de compará-los visualmente quanto à degradação do material e a presença de fungos decompositores da matéria orgânica.

Figura 14 – Poda de árvore logo após ter sido coletada



Nota-se na Figura 14 que os fragmentos de poda, apesar de previamente triturados, ainda apresentavam granulometrias consideráveis em relação ao comprimento de alguns galhos. Estes fragmentos maiores foram desconsiderados durante a montagem das leiras.

Em T1, pode-se observar um composto de coloração mais escura em relação à poda original, com a presença de alguns fungos em sua camada superior, conforme visualizado na Figura 15.

Figura 15 – Composto final obtido em T1



Em T2 nota-se a presença de poucos fungos, indicados pelos pontos brancos na Figura 16. A pouca ocorrência dos mesmos pode ser explicada pelo fato dos fungos em questão não terem sobrevivido até o último dia de compostagem devido a fatores como a obstrução mecânica causada pelo processo de revolvimento com enxadas e a irrigação realizada para controle de umidade.

Figura 16 – Composto final obtido em T2



Ao final da compostagem de T3 é possível perceber a presença significativa de fungos, representados pelas estruturas brancas na Figura 17. O composto se apresentou visualmente mais seco e menos degradado em virtude da coloração mais clara que os demais, que pode significar tanto a presença de água quanto a menor ocorrência de um material orgânico humificado, uma vez que estes compostos costumam apresentar coloração escura (GUCHERT; ROUSSENQ NETO, 2007).

Figura 17 – Composto final obtido em T3



Ao final do processo T4 apresentou fungos visíveis a olho nu, conforme expresso na Figura 18 pelas estruturas brancas. Assim como em T3, o composto também se mostrou mais claro em relação à T1 e T2, podendo estar relacionado a presença de água e/ou a menor ocorrência de matéria orgânica humificada.

Figura 18 – Composto final obtido em T4



6 CONCLUSÃO

A realização do presente trabalho permitiu concluir que os resíduos cítricos provenientes da indústria de suco de laranja se mostraram mais eficientes no processo de compostagem da poda de árvores, tanto em comparação com o lodo de laticínios quanto com os resíduos orgânicos domiciliares, visto que:

- Apresentou maiores valores de pH ao final do processo, possivelmente relacionados à formação de humatos alcalinos;
- Reduziu cerca de 40% do teor de condutividade elétrica, indicando o consumo de sais minerais pelo processo de degradação;
- Proporcionou a maior redução nos teores de sólidos voláteis e o maior incremento no teor de sólidos fixos, expressando a maior taxa de bioconversão da matéria orgânica disponível;
- Apresentou umidade final dentro dos limites recomendados (40 a 60%) e, ao longo de todo o processo, se manteve dentro ou próximo a esta faixa;
- Ajustou naturalmente a relação C/N inicial dentro da faixa considerada ideal conforme as proporções de resíduos utilizadas, sem a necessidade de cálculos prévios;
- Obteve relação C/N final muito próxima à faixa ideal estabelecida;
- Indicou passagem pela fase termofílica, mesmo que por um curto período;
- Reduziu cerca de 60% a massa e o volume em relação ao início do processo.

Além disso, foi possível concluir que a utilização do lodo da estação de tratamento de efluentes de laticínios não favoreceu a biodegradação da poda de árvore, uma vez que os tratamentos contendo este resíduo em sua composição apresentaram os piores resultados na maioria dos parâmetros analisados, exceto a temperatura.

Em relação aos parâmetros analisados neste trabalho, o resíduo cítrico apresentou melhor desempenho, seguido pelos resíduos orgânicos domiciliares e, por fim, pelo lodo de laticínios. Deste modo, conclui-se que a utilização do resíduo proveniente das indústrias de suco de laranja é uma alternativa viável ao processo de compostagem de poda de árvores, englobando, em sua prática, duas problemáticas: a

necessidade de disposição deste resíduo industrial e a tentativa de melhorar a degradação dos materiais lignocelulósicos presentes nas podas de árvore.

Levando em consideração o município de Londrina, a viabilidade de implementação deste estudo se correlaciona com a geração local dos resíduos em questão, que leva à necessidade de buscar formas de tratamento e disposição dos mesmos.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. **NBR 13591**: Compostagem: terminologia. Rio de Janeiro, 1996.

ANDRADE, F. C. de; BOSCO, T. C. D.; BRIGANO, C. "Compostagem de resíduos agrícolas", p. 135-158. In: BOSCO, T. C. D. **Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas**. São Paulo: Blucher, 2017.

ANJOS, J. L. dos; ANDRADE, L. N. T. **Produção de húmus de minhoca com resíduos orgânicos domiciliares**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2008.

APHA. AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS EXPORTADORES DE SUCOS CÍTRICOS. **O Panorama da Citricultura no Mundo**. Paraná, 2011. Disponível em: <http://www.citrusbr.com.br/download/Apresentacao_CitrusBR_Parana17022011.pdf>. Acesso em: 03 mai 2018.

BARBOSA, L. T. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos no Norte de Minas Gerais: Estudo Relativo à Implantação de Unidades de Reciclagem e Compostagem a partir de 1997**. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, 2004.

BARRETO, A. R.; DE MENEZES, C. R. Biodegradação de resíduos lignocelulósicos por fungos basidiomicetos: Caracterização dos resíduos e estudo do complexo enzimático fúngico. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (REGET)**, v.19, n.2, p.1365-1391, 2015.

BENITES, V. de M. et al. **Produção de adubos orgânicos a partir da compostagem dos resíduos da manutenção da área gramada do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro. Embrapa Solos. Boletim de pesquisa e desenvolvimento. n.50. 21p. 2004.

BERTICELLI, R. et al. Compostagem como alternativa de biorremediação de áreas contaminadas. **Revista CIATEC-UPF**, v.8, n.1, p.12-28, 2016. Disponível em: <<http://www.seer.upf.br/index.php/ciatec/article/view/4143>>. Acesso em: 29 abr 2018.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999.120 p.

BONAMETTI, J. H. Arborização Urbana. In: **Terra e Cultura**, ano XIX, n.36, 2000. Disponível em: <www.unifil.br/docs/revista.../terra%20e%20cultura_36-6.pdf>. Acesso em: 11 abr 2018.

BRASIL. Decreto n.7404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 23 dez. 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm>. Acesso em: 24 mar. 2017.

BRASIL. Lei no 12305, 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. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 3 ago. 2010b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Lei/l12305.htm>. Acesso em: 24 mar. 2017.

BRASÍLIA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resíduos Sólidos**. 2012. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos>>. Acesso em: 24 mar. 2017.

CORTEZ, C. L. **Estudo do potencial de utilização da biomassa resultante da poda de árvores urbanas para a geração de energia - estudo de caso: AES Eletropaulo**. 2011. Tese (Doutorado em Energia) - Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

CORTEZ, C. L. et al. **Alternativa sustentável para utilização de resíduos de poda provenientes da manutenção das redes de distribuição de energia elétrica**. In: 7º Congresso Internacional sobre Geração Distribuída e Energia no Meio Rural, Resumo, Fortaleza, 2009. São Paulo: CENBIO, 2008. Disponível em: <<http://www.newhome.com.br/htmls/eko/home/Biomassa/Res%C3%ADduos%20de%20Poda%20Urbana.htm>>. Acesso em: 30 mai. 2018.

COSTA, A. R. S. et al. O processo da compostagem e seu potencial na reciclagem de resíduos orgânicos. **Revista Geama**, v.2, n.1, p.116-130, 2016.

Cypriano, D. Z.; Silva, L. L. da; Mariño, M. A; Tasic, L. A Biomassa da Laranja e seus Subprodutos. **Revista Virtual de Química**, v.9, n.1, p.176-191, 2017.

DICK, D. P.; GOMES, J.; ROSINHA, P. B. Caracterização de substâncias húmicas extraídas de solos e de lodo orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 4, p. 603-611, 1998.

DILLENBURG, M. E. **Variação da taxa de recirculação de lixiviado determinada pela concentração de ácidos voláteis no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos domésticos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DURÁN, N.; ESPOSITO, E. Biodegradação de lignina e tratamento de efluentes por fungos ligninolíticos. In: MELO, I. S. de; AZEVEDO, J. L. De. **Microbiologia ambiental**. p.269-292. Jaguariúna: EMBRAPA, CNPMA, 1997.

ECOICHEM. **Composting process**. 2004. Disponível em: <http://www.ecochem.com/t_compost_faq2.html>. Acesso em: 30 mai. 2018.

FELDER, C.; AZZOLINI, J. C. Estudo de viabilidade de queima de resíduos originários da indústria de laticínio. **Unoesc & Ciência - ACET**, [S.l.], v.4, n.1, p.71-84, 2013. Disponível em: <<http://editora.unoesc.edu.br/index.php/acet/article/view/2446>>. Acesso em: 26 mai 2018.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. da **Manual Prático para a compostagem de Biossólidos**. Londrina: Instituto de Pesquisas Agronômicas do Paraná, 1996.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FRANCIELE, A. C. F. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. **Engenharia Ambiental**, v.5, n.3, p.178-191, 2008.

GUCHERT, J. A.; ROUSSENQ NETO, J. Conservação e uso do solo. **Indaial**: Ed. Grupo UNIASSELVI, p. 23-27, 2007

IMBAR, Y.; CHE, Y.; HADAR, Y. Humic substances formed during the composting of organic matter. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 54: 1316-1323. 1990.

ÍTAVO, L. C. V. et al. Composição e Digestibilidade Aparente da Silagem de Bagaço de Laranja. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.29, n.5, p.1485-1490, 2000. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-35982000000500029&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 04 jun 2017.

JUSTEN FILHO, M. Concessões de serviços públicos de limpeza urbana. **Revista de Direito Administrativo**, Rio de Janeiro, v.219, p.271-292, 2015. ISSN 2238-5177. Disponível em: <<http://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/rda/article/view/47507>> Acesso em: 07 Jun. 2017.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. 492p. Editora Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba, 1985.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 171p. Piracicaba, 1998.

KIEHL, E. J. **Manual da Compostagem: maturação e qualidade do composto**. 4ªed. 173p. Piracicaba, 2004.

KIEHL, E. J. **Novos Fertilizantes Orgânicos**. 1ªed: Editora Degaspari. 248p. Piracicaba, 2010.

KIRK, T. K.; FARREL, R. L. Enzymatic “combustion”: The microbial degradation of lignin. **Annual Review of Microbiology**. v.41, p.465-505, 1987.

KOYASHIKI, R. S. **Determinação da atividade aeróbia específica de lodo de ETE por respirometria**. 2016. 43 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina. 2016.

LATEEF, A., CHAUDHRY, M. N., ILYAS, S. Biological treatment of dairy waste water using activated sludge. **Science Asia**, v.39, n.2, p.179-185, 2013.

LEITE, V. D.; POVINELLI, J. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.3, n.2, p.229-232, 1999.

LIBÓRIO, P. H. S. et al. **Aditivos químicos e microbiológicos na conservação do bagaço de laranja ensilado**. In: 9º Congresso Interinstitucional de Iniciação Científica – CIIC 2015 10 a 12 de agosto de 2015 – Campinas, São Paulo. 2015. Disponível em: <[https:// www.ciic.cnptia.embrapa.br/resumo2015/RE15301.pdf](https://www.ciic.cnptia.embrapa.br/resumo2015/RE15301.pdf)>. Acesso em: 04 jun. 2017.

LIMA, C. C. **Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel 81 compostados com adição mineral**. (Tese de Doutorado). 167p. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2006.

LONDRINA. **Procedimentos para avaliação e remoção de árvores**. Disponível em: <http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14872&Itemid=147>. Acesso em: 05 jun. 2017.

LOURENÇO, N. **Vermicompostagem: Gestão de Resíduos Orgânicos**. São Paulo: Futuramb, 404p. 2010.

MANGRISH, A. S. et al. Criterious preparation and characterization of earthwormcomposts in view of animal waste recycling. Part I. Correlation between chemical, thermal and FTIR spectroscopic analyses of four humic acids from earthwormcomposted animal manure. **Journal of the Brazilian Chemical Society**. Campinas, v.11, n.2, p.164-169, 2000.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 25**. BRASIL, 2009.

MARQUES, V. da C. **Compostagem de resíduos orgânicos domiciliares e poda de árvores: parâmetros físico-químicos**. In: Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental. Brasília, 2016.

MASARIN, F. **Estudo da degradação de lignina iniciada por metabólitos extracelulares extraídos de cultivos de *Ceriporiopsis subvermispora***. 2010. 107f.

Tese (doutorado em Ciências) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, 2010.

MAYER, M. C. **Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), 34 f. Universidade Estadual da Paraíba, 2013. Disponível em: <http://pos-graduacao.uepb.edu.br/ppgcta/download/dissertacoes-defendidas/disserta%C3%A7%C3%B5es_2013/dissertacao%2065%20mateus.pdf>. Acesso em: 02 mai. 2017.

MEIRA, A. M. de. **Gestão de resíduos da arborização urbana**. 2010. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010. Acesso em: 31 mar. 2017.

MENEZES, F. P. **Substâncias Húmicas em solos de diferentes feições geomorfológicas no rebordo do planalto do Rio Grande do Sul**. 2008. 112p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência Do Solo - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2008.

MIYASAKA, S.; CAMARGO, O. A.; CAVALERI, P. A. **Adubação orgânica, adubação verde e rotação de culturas no estado de São Paulo**. Campinas. Fundação Cargill, 1984. 138p. Disponível em: <<http://www.observasc.net.br/agriculturafamiliar/index.php/apostilhascartilhas/1932-2016-04-12-23-26-31>>. Acesso em: 06 jun. 2017.

NAIME, R. **Resíduos de podas e limpeza urbana**. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2012/05/17/residuos-de-podas-e-limpeza-urbana-artigo-de-roberto-naime/>>. Acesso em: 02 mai. 2017.

NIEMEYER, J.; CHEN, Y.; BOLLAG, J. M. Characterization of humic acids, composts, and peat by diffuse reflectance Fourier-transform infrared spectroscopy. **Soil Science Society American Journal**. Madison, v.56, p.135-140, 1992.

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: 25 mai. 2017.

OLIVEIRA, C. A.; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B. **Compostagem**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz-USP. Piracicaba, 2008. 19 p. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Compostagem_000fhc8nfqz02wyiv80efhb2adn37yaw.pdf>. Acesso em: 30 mai. 2017.

PEIXOTO, J. O. **Destinação final de resíduos, nem sempre uma opção econômica**. Engenharia Sanitária, (1): 15-18, 1981. Disponível em: <<http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=101627&indexSearch=ID>>. Acesso em: 02 de jun. 2017.

PENACHO, I. F. M. **Estudo da Compostagem na ERSUC – otimização de variáveis no CITVRSU de Coimbra**. 2016. 169f. Dissertação de mestrado. Escola Superior Agrária de Coimbra. Instituto Politécnico de Coimbra. Coimbra, 2016.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. UFV. Viçosa, 2007. 81 p.

PIMENTA, A. F. **Temperatura e redução de massa e volume em processo de compostagem de resíduos orgânicos domiciliares e poda de árvores**. In: Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental. Brasília, 2016.

PIRES, A. B. **Análise da Viabilidade Econômica de um Sistema de Compostagem Acelerada para Resíduos Sólidos Urbanos**. Trabalho de conclusão de curso de graduação. (Bacharelado em Engenharia Ambiental). Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo.

PRIMAVESI, A. **O manejo ecológico do solo: agricultura em regiões tropicais**. 535p. São Paulo, 1881. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?id=DHo2zLdESkEC&printsec=frontcover&hl=pt-BR#v=onepage&q&f=false>>. Acesso em: 05 jun. 2017.

QUEIROZ, F. **Avaliação do aproveitamento de resíduos vegetais por meio da compostagem em leiras revolvidas. Estudo de caso de Londrina**. 2007. 66 f. Dissertação de pós-graduação. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2007. Disponível em: <<http://www.uel.br/pos/enges/portal/pages/arquivos/dissertacao/38.pdf>>. Acesso em: 02 mai. 2017.

REIS, M. F. P. **Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 239 f. Tese de Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2005.

REZZADORI, K.; BENEDETTI, S. **Proposições para valorização de resíduos do processamento do suco de laranja**. Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. Florianópolis, 2009. Disponível em: <<http://www.advancesincleanerproduction.net/second/files/sessoes/6a/4/K.%20Rezzadori%20-%20Resumo%20Exp%20-%206A-4.pdf>>. Acesso em: 05 mai 2018.

RICHARD, T. et al. The science and engineering of composting. **The Cornell composting website**. Cornell University, 2002. Disponível em: <<http://www.compost.css.cornell.edu/index.html>>. Acesso em: 31 mai. 2017.

RICHTER, L. T. **A importância da conscientização e da coleta seletiva no município de Palmitos - SC**. 2014. 77 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

RODRIGUES, M. S. et al. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: SPADOTTO, C. A.; RIBEIRO, W. C. **Gestão de resíduos na agricultura e agroindústria**. 1.ed. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais. 2006, v.1, p. 63- 94.

RUBIM, C. O descarte de efluentes líquidos industriais deve ser sempre tratado. In: **Revista TAE**. Edição 17. p.40-44. 2014. Disponível em: <http://www.revistatae.com.br/revista_paginada/issue17/>. Acesso em 19 mar. 2018.

RUDNIK, E. Compostable Polymer Materials: Definitions, Structures, and Methods of Preparation. In: Ebnesajjad, Sina. **Handbook of Biopolymers and Biodegradable Plastics: Properties, Processing and Applications**. William Andrew, 462 p., 2008.

SANCHUKI, C. E. **Estudo da compostagem acelerada de cama de frango**. 2011. 102f. Dissertação de Mestrado, Programa de pós-graduação em Processos Biotecnológicos. Curitiba, 2011.

SANTOS, F. A. et al. Potencial da Palha de Cana de Açúcar para Produção de Etanol. **Química Nova**, v.35, n.5, p. 1004-1010, 2012.

SANTOS, J. A. **Compostagem do lodo de curtume e seu uso agrícola: Efeito sobre indicadores biológicos de qualidade do solo**. 2010. 77f. Dissertação de Mestrado, Programa de pós-graduação em Agronomia. Piauí. 2010.

SIQUEIRA, M. M.; MORAES, M. S. de. Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo. **Ciênc. saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v14, n6, p. 2115-2122. 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&p_id=S1413-81232009000600018&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 30 mar 2018.

SILVA, D. J. P. **Resíduos na indústria de laticínios. Série Sistema de Gestão Ambiental**. Universidade Federal de Viçosa, 2011. Disponível em: <<https://www2.cead.ufv.br/sgal/files/apoio/saibaMais/saibaMais2.pdf>>. Acesso em 12 mai. 2017.

SOUZA, A. V. D. de; et al. “Pré-compostagem e vermicompostagem de lodo biológico de laticínio”, p. 159-190. In: BOSCO, Tatiane Cristina Dal. **Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas**. São Paulo: Blucher, 2017.

SOUZA, G. de. **Produção, extração e estabilidade de enzimas lignocelulolíticas para uso em degradação em compostos poluentes**. 2012. 111f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

SOUZA, P. V. D. et al. **Caracterização química de bagaço de cana-de-açúcar com diferentes tamanhos de partículas e períodos de compostagem**. VI Encontro nacional sobre substratos para plantas - Materiais regionais como substrato. Setembro

de 2008. Fortaleza, CE - Realização: Embrapa Agroindústria Tropical, SEBRAE/CE e UFC. 2008.

TAIATELE JUNIOR, I. **Biodegradabilidade de embalagens biodegradáveis e sua compostabilidade com resíduos orgânicos domiciliares**. 2014. 105 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Coordenação de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2014.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A. BOHENEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. Ed. Porto Alegre: Departamento de solos da UFRGS. 1995, 175p.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. 1997. Effects of turning frequency on composting of spent pig-manure sawdust litter. **Bioresource Technology**, p.37-42. 1997. Disponível em: <http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/43521302/JA2-1997-PDF.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1496833657&Signature=Gq2mkAuKN3x12enMNcgjysmBBzQ%3D&response-content-disposition=inlinen%3B%20filename%3DEffects_of_turning_frequency_on_composti.pdf>. Acesso em: 03 mai. 2018.

TRAUTMANN, N.; OLYNCIW, E. Compost Microorganisms – The Phases of Composting. In: **Cornell Composting, Science & Engineering**. 2005. Disponível em: <<http://compost.css.cornell.edu/microorg.html>> Acesso em: 26 mai 2017.

TROPMAIR, H.; GALINA, M. H. Áreas verdes. **Território & Cidadania**. Ano III, n.2. Rio Claro, SP. 2003.

VALE, A. T.; SARMENTO, T. R.; ALMEIDA, A. N. Caracterização e uso de madeiras de galhos de árvores provenientes da arborização de Brasília, DF – **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.15, n.4, p.411-420. Jun. 2005.

VALENTE, B. S. et al. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Arch Zootec**. p. 1-3, 69, 2009.

WANGEN, D. R. B.; FREITAS, I. C. V. Compostagem doméstica: alternativa de aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos. **Revista brasileira de agroecologia**, [S.l.], v.5, n.2, 2010. Disponível em: <<http://aba-agroecologia.org.br/revistas/index.php/rbagroecologia/article/view/7601/6696>>. Acesso em: 10 abr 2018.