

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

LORENA PALOMA PIAI

**COMPOSTABILIDADE DE BIOPOLÍMEROS A BASE DE CELULOSE EM
SISTEMA DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS
DOMICILIARES**

LONDRINA

2022

LORENA PALOMA PIAI

**COMPOSTABILIDADE DE BIOPOLÍMEROS A BASE DE CELULOSE EM
SISTEMA DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS
DOMICILIARES**

**COMPOSTABILITY OF BIOPOLYMERS BASED ON CELLULOSE IN
HOUSEHOLD ORGANIC SOLID WASTE COMPOSTING SYSTEM**

Trabalho de conclusão de curso de graduação
apresentada como requisito para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental da Universidade
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).
Orientador(a): Prof. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco

LONDRINA

2022



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

LORENA PALOMA PIAI

**COMPOSTABILIDADE DE BIOPOLÍMEROS A BASE DE CELULOSE EM
SISTEMA DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS
DOMICILIARES**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação
apresentado como requisito para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental da Universidade
Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Data de aprovação: 22/junho/2022

Marcelo Hidemassa Anami
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Lyssa Setsuko Sakanaka
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Tatiane Cristina Dal Bosco
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LONDRINA

2022

Dedico este trabalho à minha família, que sempre
esteve ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus, a quem dedico toda honra e glória, por me ajudar e me dar forças, não deixar que eu desistisse perante as dificuldades, e por me permitir vivenciar essa grande vitória em minha vida.

Agradeço à minha família pelo incentivo e apoio desde o início da graduação.

Em especial agradeço à minha mãe, Vera, que foi o meu suporte e quem sonhou junto comigo, o sonho da graduação. Agradeço por sempre ter estado ao meu lado, por ser mais que uma avó para os meus filhos, por ser meu pilar e minha melhor amiga. Agradeço também, pelos cafés quentinhos nas madrugadas de estudos, com certeza fizeram toda diferença.

Agradeço à minha filha Pietra, que desde pequena presenciou as minhas lutas diárias, por entender minha ausência em alguns momentos e por ser meu combustível juntamente com seu irmão Enrico, para que eu nunca desistisse. É por vocês, todo esse trabalho.

Agradeço aos amigos e amigas de graduação, por torcerem por mim, pelas palavras de apoio, por tornarem meus dias na universidade mais leves e divertidos. Levarei vocês pra sempre em meu coração.

Por fim agradeço em especial à minha orientadora, Professora Doutora Tatiane Cristina Dal Bosco, que me orientou desde o meu estágio. Agradeço por acreditar em mim desde o início, pelo incentivo a entregar sempre o melhor, por todas as orientações, pela paciência e compreensão nos momentos difíceis.

Muito obrigada a todos!

RESUMO

PIAI, Lorena Paloma. Compostabilidade de biopolímeros a base de Celulose em sistema de compostagem de resíduos sólidos orgânicos domiciliares. 2022. 77 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2022.

Considerando os impactos ambientais causados pelo consumo de materiais feitos de polímeros sintéticos, os biopolímeros surgem com uma alternativa, pois são produzidos a partir de fontes renováveis, como a celulose. Uma possibilidade, portanto, para a sua destinação final é a compostagem para que sua biodegradação ocorra juntamente com os resíduos orgânicos. Neste estudo, objetivou-se avaliar a compostabilidade de biopolímeros a base de celulose, produzidos em diferentes graus de substituição dos grupos hidroxila, em sistema de compostagem de resíduos de hortifrúti e poda de árvores. A compostagem teve duração de 60 dias e foi realizada em uma composteira comercial de 435L, sendo que 145L foram ocupados com resíduos de hortifrúti e 290L com poda de árvore. Logo no início do processo foram inseridos os seguintes biopolímeros: Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (filme), Diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó), Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó) e Monoacetato de celulose obtido a partir da casca de aveia (em pó). Os biopolímeros foram retirados da composteira para análise visual da degradação e redução de massa, com 30 e 60 dias a partir do início do processo. Foram monitorados também os seguintes parâmetros da compostagem: temperatura, relação C/N, carbono orgânico total, nitrogênio total, pH, condutividade elétrica, série de sólidos, umidade, descaracterização dos resíduos e redução de massa e volume. Ao final do processo, fez-se a caracterização físico-química do composto obtido. O Monoacetato e o Diacetato apresentaram as maiores reduções de massa aos 60 dias: 98,5% e 98,9%, respectivamente. Tais tratamentos foram os que apresentaram maior descaracterização visual ao final do período de compostagem. Na compostagem, a fase termofílica durou cerca de 24 dias e a temperatura máxima observada foi de 66°C, ao 2º dia, com duração de 4 horas, o suficiente para indicar o potencial da compostagem na inativação de patógenos. A relação C/N final do composto foi de 5,16 e os teores de carbono orgânico e nitrogênio total foram de 9,39% e 1,82%, respectivamente. O pH do composto final foi de 7,65 e a umidade foi de 52,58%, valor considerado alto segundo a IN 61/2020 do MAPA. Os resíduos de hortifrúti apresentaram completa descaracterização ao final dos 60 dias de compostagem. Já a poda de árvore teve apenas sua granulometria diminuída. A redução de volume e massa foi 29,6% e 55%, respectivamente, resultado interessante do ponto de vista do gerenciamento de tais resíduos. Concluiu-se que a compostagem foi eficiente para a degradação dos resíduos de hortifrúti e que os biopolímeros que apresentaram maior potencial de compostabilidade foram Diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó) e Monoacetato de celulose obtido a partir da casca de aveia (em pó).

Palavras-chave: Degradação aeróbia. Grau de substituição dos grupos hidroxila. Tratamento de resíduos sólidos.

ABSTRACT

PIAI, Lorena Paloma. Compostability of biopolymers based on cellulose in household organic solid waste composting system. 2022. 77 p. Course Conclusion work (Bachelor of Environmental Engineering). - Environmental Engineering Graduation, Federal Technological University of Parana (UTFPR). Londrina, 2022.

Considering the environmental impacts caused by the consumption of materials made of synthetic polymers, biopolymers come up with an alternative, as they are produced from renewable sources, such as cellulose. One possibility, therefore, for its final destination is to compost so that its biodegradation occurs together with organic waste. This study aimed to evaluate the compostability of cellulose-based biopolymers, produced in different degrees of hydroxyl group substitution, in a compost system consisted of vegetable garden residues and tree pruning. The composting lasted 60 days and was carried out in a commercial compost of 435L, where 145 liters were occupied with residues of vegetable garden and 290 liters with tree pruning. At the beginning of the process, the following biopolymers were inserted: Cellulose triacetate obtained from soybean hull (film), cellulose diacetate obtained from soybean powder hull, cellulose triacetate obtained from soybean hull (powder) and cellulose monoacetate obtained from oat hull (powder). The biopolymers were removed from the compost for visual analysis of its degradation and mass reduction, after 30 and 60 days from the beginning of the process. The following composting parameters were also monitored: temperature, C/N ratio, total organic carbon, total nitrogen, pH, electrical conductivity, solids series, humidity, waste decharacterization and mass and volume reduction. At the end of the process, compostable material was submitted to a physical-chemical characterization. Monoacetate and Diacetate showed the highest mass reduction after 60 days of composting: 98.5% and 98.9%, respectively. These treatments presented the highest visual mischaracterization at the end of the composting period. The thermophilic phase of the compost lasted about 20 days and the maximum temperature observed was 66°C, at the 2nd day, which lasted 4 hours, enough to indicate the potential of the compost in pathogen inactivation. The final C/N ratio of the compound was 5.16 and the organic carbon and total nitrogen contents were 9.39% and 1.82%, respectively. The pH of the final compound was 7.65 and the humidity was 52.58%, a value considered high according to IN 61/2020 of MAPA. The residues of the vegetable garden showed complete decharacterization at the end of the 60 days of composting. Tree pruning presented only a decrease in its granulometry. The reduction of volume and mass was 29.6% and 55%, respectively, an interesting result from the point of view of the management of such residues. It was concluded that composting was efficient for the degradation of vegetable garden residues and that the biopolymers that presented the highest compostability potential were cellulose diacetate obtained from soybean hull (powder) and cellulose monoacetate obtained from oat hull (powder).

Key words: Aerobic degradation. Degree of substitution of hydroxyl groups. Solid waste treatment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Projeção da produção de plástico até 2030	13
Figura 2– Gravimetria dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.....	14
Figura 3 – Classificação dos plásticos e exemplos de aplicações.....	17
Figura 4 – Principais resinas consumidas no Brasil (%) (2019).....	17
Figura 5 - Ciclo de vida ideal para os biopolímeros.....	20
Figura 6-Estrutura do acetato de celulose	23
Figura 7 – Fases da compostagem.....	28
Figura 8-Estágios de decomposição dos filmes feitos com amido	33
Figura 9 - Etapas do presente estudo.....	34
Figura 10-Dimensões e camadas da composteira	37
Figura 11-Organização dos biopolímeros para inserção na composteira	38
Quadro 1-Monitoramentos do processo de compostagem	39
Figura 12- Sensores modelo DS18B20 utilizado para coleta de dados	40
Figura 13-Sistema Datalogger.....	40
Figura 14-Posicionamento dos sensores na composteira	41
Figura 15-Gráfico das temperaturas médias da composteira durante período de compostagem	45
Figura 16- Rampa de aquecimento do processo de compostagem.....	48
Figura 17-Gráfico das temperaturas máximas da composteira	49
Figura 18-Gráfico das temperaturas mínimas do tratamento.....	52
Figura 19-Temperatura ao longo do 3° dia de compostagem, dia de maior temperatura média	53
Figura 20-Redução de volume ao longo do processo de compostagem	54
Figura 21-Registros fotográficos de cada resíduo antes do processo de compostagem	56
Figura 22-Registro fotográfico durante o primeiro revolvimento, após 14 dias do início do processo de compostagem.....	57
Figura 23-Registro fotográfico do composto ao final do processo	57
Figura 24-Diferentes estágios de degradação dos biopolímeros durante o processo de compostagem.....	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Quantidade de municípios com iniciativas de Coleta Seletiva	15
Tabela 2-Parâmetros exigidos para os fertilizantes orgânicos simples sólidos	31
Tabela 3-Characterização inicial dos resíduos	35
Tabela 4-Temperatura e intervalo de tempo necessário para destruir microrganismos e parasitas em resíduos orgânicos	50
Tabela 5-Temperaturas necessárias para a sanitização do composto e sua duração no processo	51
Tabela 6-Redução de massa e volume ao longo do processo	54
Tabela 7-Characterização inicial do resíduo e final do composto	59
Tabela 8-Redução média de massa dos biopolímeros durante o processo de compostagem	63

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVO	12
2.1	Objetivo Geral	12
2.2	Objetivos Específicos	12
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
3.1	Plásticos: contextualização, caracterização, classificação e impactos ambientais.....	13
3.2	Biopolímeros.....	19
3.3	Biopolímero de Acetato de Celulose	21
3.4	Compostagem.....	24
3.5	Compostabilidade de biopolímeros	32
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	34
4.1	Resíduos orgânicos	34
4.2	Montagem da composteira	34
4.3	Biopolímeros.....	38
4.4	Monitoramento dos biopolímeros.....	38
4.5	Análises e monitoramento da compostagem	39
4.5.1	Temperatura	39
4.5.2	Revolvimentos	41
4.5.3	pH e Condutividade elétrica.....	41
4.5.4	Série de Sólidos e Umidade	42
4.5.5	Carbono Total, Carbono orgânico e Densidade	43
4.5.6	Redução de massa e volume e caracterização final do composto	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	Temperatura.....	45
5.2	Reduções de volume, massa e descaracterização dos resíduos compostados	54
5.3	Caracterização do composto final	58
5.4	Redução de massa e descaracterização dos biopolímeros	62
6	CONCLUSÃO	68
	REFERÊNCIAS.....	69

1 INTRODUÇÃO

Os plásticos não biodegradáveis contribuem para os problemas ambientais de forma efetiva por possuírem, dentre suas características, elevada resistência à degradação e, por isso, demorar anos para se decompor (BRITO *et al.*, 2011). Rosa *et al.* (2001) explicam que os polímeros formados por hidrocarbonetos são resistentes ao ataque químico e biológico, de tal forma que isso lhes assegura longevidade e outras propriedades que se mantêm por longo tempo.

No Brasil, de acordo com a Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST, 2020) a produção de plásticos chegou a 7,3 milhões de toneladas em 2020, e os setores que mais consumiram estes materiais foram o da construção civil e o alimentício, sendo que o alimentício possui um ciclo de vida curto, ou seja, o tempo de produção até o descarte, pode ser de até um ano.

Em 2020, segundo a Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2021), foram gerados no Brasil cerca de 82,5 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos. Em 2019, a quantidade de resíduos gerados foi de aproximadamente 79,6 milhões de toneladas, sendo que 13,35 milhões de toneladas foram de plásticos descartados, correspondendo a 16,8% de todo o resíduo coletado (ABRELPE, 2020). Dos resíduos sólidos coletados em 2020, mais da metade tiveram como disposição final os aterros sanitários, porém 40% acabaram em locais inadequados, como lixões e aterros controlados, o que equivale a um pouco mais de 30 milhões de toneladas.

Em relação à reciclagem, quando comparado o ano de 2010 a 2019, o número de cidades em que foram registradas iniciativas de coleta seletiva teve um aumento de apenas 17,8%, totalizando 4.145 municípios, o que equivale a 74,4% dos municípios brasileiros. Porém, em alguns municípios, a coleta seletiva não abrange a totalidade da área urbana, o que explica os índices de reciclagem inferiores a 4% na média (ABRELPE, 2020).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei 12.305/2010, determina como objetivos no, a “adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais” e no a “redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos” (BRASIL, 2010, Art. 7). Deste modo, diante das premissas da PNRS e, considerando o impacto ambiental causado pelo uso de materiais produzidos a partir de polímeros sintéticos,

tem se observado o surgimento de tecnologias e materiais produzidos a partir de fontes naturais renováveis, como possível solução e substituição (ROCHA *et al.*, 2014).

Os biopolímeros surgem com uma alternativa, pois são produzidos por meio de uma fonte de carbono renovável, comumente derivado de biomassas como acana-de-açúcar, o milho, o trigo ou pode ter como matéria- prima principal um óleo vegetal extraído de girassol, soja ou outra planta oleaginosa (PRADELLA, 2006). Tais biopolímeros podem ser utilizados em embalagens e itens de descarte rápido (BORSCHIVER; ALMEIDA; ROITMAN, 2008).

Os biopolímeros de acetato de celulose (CA), desde sua produção até seu descarte ao final da vida útil, são considerados sustentáveis. A principal fonte de matéria-prima é a celulose e sua fabricação gera poucos resíduos. Além disso, sua biodegradação é possível por meio de diferentes métodos, como a compostagem (LEAL *et al.*, 2017).

O Brasil tem grande potencial para a compostagem de resíduos sólidos urbanos. Segundo a ABRELPE (2020) na composição gravimétrica dos resíduos coletados em 2019, observou-se que a maior parcela (45,3%) é resíduo orgânico. Estima-se, portanto, que cada pessoa descarte 170 kg de resíduos orgânicos por ano. Esses resíduos, em sua maior parte, têm como destinação final, aterros sanitários controlados e lixões, visto que segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), há no Brasil, apenas 73 usinas de compostagem declaradas pelos municípios (SNIS, 2019).

Uma das dificuldades na operação de usinas de compostagem é, justamente, a etapa operacional que envolve a remoção dos resíduos orgânicos que chegam para tratamento dos seus respectivos sacos plásticos (TAIATELE, 2017; MENESES *et al.*, 2021). Entende-se, portanto, que, se os resíduos orgânicos fossem acondicionados em sacos compostáveis, esta etapa poderia ser minimizada, visto que o saco poderia seguir para a compostagem juntamente com os resíduos orgânicos.

Deste modo, objetivou-se, avaliar a compostabilidade de biopolímeros produzidos com acetato de celulose, em diferentes graus de substituição dos grupos hidroxila, provenientes da soja e da aveia, em meio a um processo de compostagem de resíduos de hortifrúti e podas de árvore, em representação aos resíduos sólidos domiciliares.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a compostabilidade de biopolímeros de Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (filme), Diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó), Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó) e Monoacetato de celulose obtido a partir da casca de aveia (em pó), em meio a um processo de compostagem de resíduos de hortifrúti e podas de árvore.

2.2 Objetivos Específicos

- Monitorar a compostagem dos resíduos orgânicos em uma composteira de 435 L por meio dos parâmetros que influenciam o processo como umidade, temperatura, relação C/N e pH.
- Avaliar as reduções de massa e volume do composto ao final da compostagem.
- Realizar a caracterização do composto ao final do processo, de modo a verificar a compatibilidade dos parâmetros com a IN 61/2020 do MAPA, para uso e aplicabilidade no solo.
- Avaliar a descaracterização visual dos biopolímeros ao longo do processo de compostagem por meio de registros fotográficos.
- Determinar a perda de massa dos biopolímeros ao longo do processo de compostagem, como medida da sua compostabilidade.

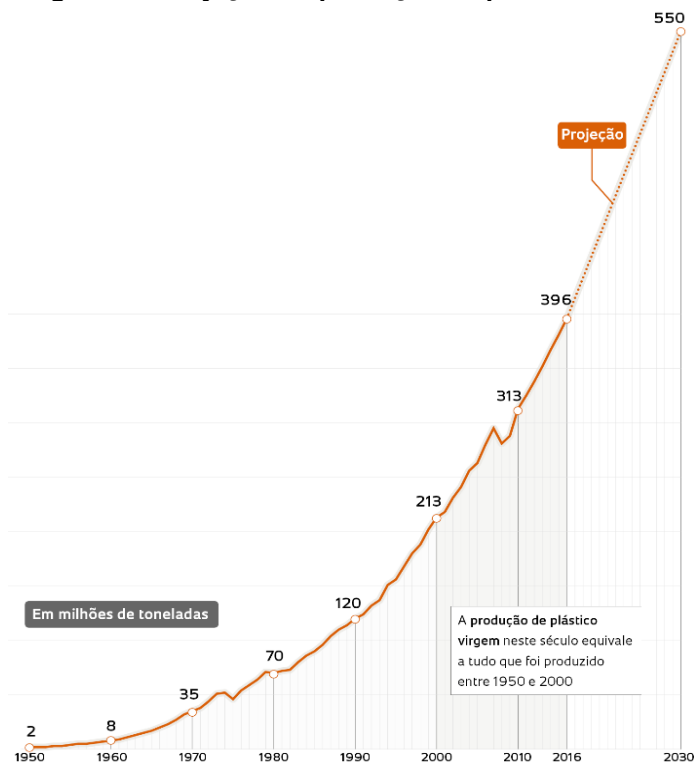
3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Plásticos: contextualização, caracterização, classificação e impactos ambientais

Os primeiros plásticos sintéticos surgiram no início do século XX, porém o uso generalizado, em grande escala, data de 1950, após a Segunda Guerra Mundial (GEYER; JAMBECK; LEI, 2017). Com o avanço da industrialização e o crescimento do comércio, os produtos sintéticos e flexíveis foram ganhando espaço no cotidiano da população. Por ser mais abundante e econômica, a resina proveniente de processos petroquímicos passou a ser amplamente utilizada, contribuindo para o rápido crescimento da indústria do plástico (SCHLICKMANN, 2016).

Na Figura 1 apresenta-se uma perspectiva de produção de plástico até 2030 segundo Geyer, Jambeck e Lei (2017).

Figura 1 – Projeção da produção de plástico até 2030



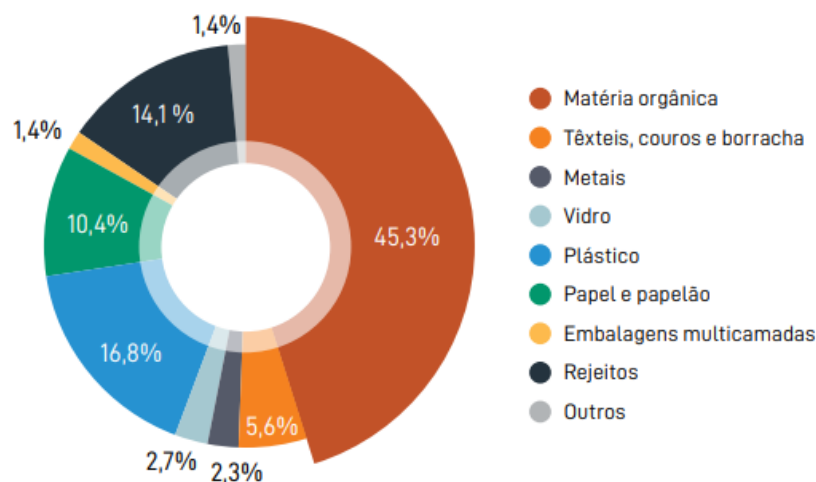
Fonte: Adaptado de Geyer, Jambeck e Lei (2017).

Em pesquisa feita pela Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST) em 2019, observou-se que existem cerca de 11.974 empresas destinadas à produção de plásticos no Brasil. Destas, apenas 1.083 são indústrias de

reciclagem do plástico. A produção de plásticos chegou a 7,3 milhões de toneladas, porém o consumo aparente foi de 7,7 milhões de toneladas, sendo que os setores que mais consumiram foram o da construção civil e o alimentício. Este último tem por característica um ciclo de vida curto.

A alta demanda e o descarte incorreto destes resíduos no meio ambiente podem resultar em diversos problemas ambientais, visto que em muitos municípios estes resíduos plásticos se acumulam em aterros sanitários ou lixões, gerando impactos ambientais negativos. Segundo a ABRELPE (2020), em 2019, foram gerados no Brasil cerca de 79,6 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU). Destes, 13,35 milhões de toneladas foram de plásticos, conforme demonstrado na Figura 2, que representa a composição gravimétrica dos resíduos no Brasil.

Figura 2– Gravimetria dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2020).

No que se refere à Coleta Seletiva, desde que foi instituída a Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010), que definiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regulamentada pelo Decreto nº 10.936/2022 (BRASIL, 2022), o número de cidades em que foram registradas iniciativas de Coleta Seletiva, teve um aumento de apenas 17,8%, totalizando 4.145 municípios, ou seja 74,4% dos municípios brasileiros (ABRELPE, 2021). Segundo a ABRELPE (2020) em uma década, o número de cidades em que foram registradas iniciativas, teve um aumento de apenas 16,4%, totalizando 4.070 municípios em 2019 e 4.145 em 2020, como pode-se observar na Tabela 1. Ressalta-se que, em alguns municípios, nem sempre a Coleta Seletiva

abrange a totalidade da área urbana, o que explica os índices de reciclagem inferiores a 4% na média nacional (ABRELPE, 2020).

Tabela 1– Quantidade de municípios com iniciativas de Coleta Seletiva

REGIÕES	NORTE			NORDESTE			CENTRO-OESTE		
Ano	2010	2019	2020	2010	2019	2020	2010	2019	2020
SIM	198	286	294	614	978	1017	122	227	236
NÃO	251	164	156	1180	816	777	344	240	231
Total	449	450	450		1794		466	467	467

REGIÕES	SUDESTE			SUL			BRASIL		
Ano	2010	2019	2020	2010	2019	2020	2010	2019	2020
SIM	1313	1496	1058	905	1083	1086	3512	4070	4145
NÃO	355	172	110	283	108	105	2413	1500	1425
Total		1168		1188	1191	1191	5565	5570	5570

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2020 e 2021).

Já dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), apontam que em 2019, 1438 municípios afirmaram possuir iniciativas de Coleta Seletiva, independente da forma (postos de entrega voluntária, porta a porta, ou outra modalidade) e da abrangência no município; em contrapartida 2274 declararam não dispor desse serviço.

Nota-se, portanto, que as medidas adotadas quanto à implementação da PNRS ainda são bastante preambulares; campanhas de conscientização sobre o descarte correto dos resíduos e o aproveitamento dos materiais descartados, não têm sido suficientes para evitar a sobrecarga da destinação final (ABRELPE, 2020). Neste sentido, em 13 de abril de 2022 foi aprovado o PLANARES (Plano Nacional de Resíduos Sólidos) que estabeleceu metas para o progresso do gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil, como: Aumentar a sustentabilidade econômico-financeira do manejo de resíduos pelos municípios, aumentar a capacidade de gestão dos municípios, eliminar práticas de disposição final inadequada e encerrar lixões e aterros controlados, reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada, promover a inclusão social e emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis, aumentar a

recuperação da fração seca dos RSU (Resíduos Sólidos Urbanos), aumentar a reciclagem da fração orgânica dos RSU, aumentar a recuperação e aproveitamento energético de biogás de RSU e aumentar a recuperação e aproveitamento energético por meio de tratamento térmico de RSU.

O gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos deve partir da premissa de evitar ao máximo a geração de resíduos (MASSUKADO, 2016). No Brasil, a PNRS estabelece objetivos, diretrizes e ações a serem adotados no país, quanto à gestão integrada e o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos. Determina também uma ordem de prioridades para o gerenciamento, sendo estas: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final de rejeitos (BRASIL, 2010). Portanto, o ato de dispor os resíduos é a última opção, devendo ser aterrado somente o que for rejeito, ou seja, tudo aquilo que não pôde ser reciclado ou tratado (MASSUKADO, 2016).

Os plásticos são polímeros, que são macromoléculas identificadas por seu tamanho, suas interações moleculares e sua estrutura química (MANO e MENDES, 1999). São classificados como termoplásticos (plásticos), termofixos, borrachas e fibras (AGNELLI *et al*, 1996). Os termoplásticos são moldáveis quando submetidos a temperaturas elevadas, possuem baixa densidade, são isolantes térmico e elétrico, são resistentes ao impacto e possuem baixo custo, portanto, apresentam uma larga faixa de aplicações (SPINACÉ e PAOLI, 2005).

A Sociedade das Indústrias de Plásticos – *Society of Plastics Industry*, (SPI) criou em 1988, um sistema, em que os produtos plásticos possuem um código de identificação, que informa a especificidade do tipo de resina que o plástico é feito. Esse sistema serviu como base para a NBR 13230 (ABNT, 1994), e tem o intuito de facilitar a separação e a reciclagem do material, e identificar os tipos de plásticos encontrados nos RSU. Os plásticos são divididos em sete categorias e os símbolos do código de identificação está apresentado na Figura 3.

Figura 3 – Classificação dos plásticos e exemplos de aplicações

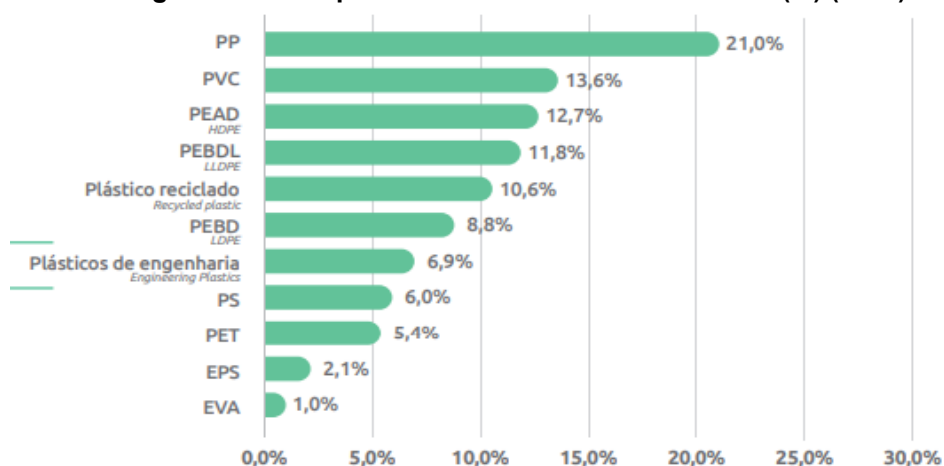
1	2	3	4	5	6	7
PET	PEAD	PVC	PEBD	PP	PS	OUTROS
Tereftalato de Polietileno	Poliétileno de alta densidade	Policloreto de Vinila	Poliétileno de baixa densidade	Polipropileno	Poliestireno	
garrafa de água	frasco de shampoo	mangueira	sacola	utilidades domésticas	copo	cd
						

Fonte: Autoria própria (2021).

Por outro lado, a falta de informação acaba prejudicando a cadeia de reciclagem do plástico (COLTRO; GASPARINO; QUEIROZ, 2008). Coltro e Duarte (2013) afirmam que ainda existe informação errônea no mercado brasileiro sobre o tipo de resina utilizada na embalagem plástica, e, também, ausência do símbolo de identificação. Ambos os fatores dificultam o processo de separação correta do plástico.

Levantamentos feitos em cidades brasileiras apontam que os tipos de plásticos mais consumidos no Brasil são os polipropilenos (PP), como é apresentado na Figura 4, seguido do poli-cloreto de vinila (PVC) (ABIPLAST, 2020).

Figura 4 – Principais resinas consumidas no Brasil (%) (2019)



Fonte: Adaptado de ABIPLAST (2020).

A matéria-prima principal utilizada no preparo do material plástico é derivada tanto do petróleo bruto quanto do gás natural (ABIPLAST, 2015). O plástico obtido durante o refino do petróleo é produzido a partir da nafta. Desta matéria-prima têm-se

os monômeros, que após a polimerização formam macromoléculas, denominadas polímeros (LANDIM *et al.*, 2016). Segundo Canevarolo Jr (2010) uma cadeia polimérica é uma macromolécula, formada a partir de unidades de repetição (meros) unidas por ligações primárias fortes, comumente covalentes e estáveis.

Materiais feitos a partir de polímeros sintéticos apresentam um longo tempo de vida útil, levam em média 100 anos para se decomporem totalmente, e como consequência, provocam problemas ambientais, como o acúmulo e aumento da quantidade de resíduo plástico descartado no meio ambiente (ROSA; FRANCO; CALIL, 2001). Neste sentido, Brito *et al.* (2011) afirmam que os plásticos não biodegradáveis contribuem para os problemas ambientais de forma efetiva por possuírem, dentre suas características, elevada resistência à degradação e, por isso, demorar anos para se decompor. Foresti, Oliveira e Jacques (2020) explicam que a decomposição do copo plástico descartado no meio ambiente, por exemplo, pode demorar cerca de 250 a 400 anos. Mano *et al.* (1991) complementam que esses resíduos, em geral, levam muito tempo para sofrer degradação espontânea e, quando queimados, produzem gases tóxicos.

Considerando a geração brasileira de resíduos plásticos, de 13,35 milhões de toneladas segundo a ABRELPE (2020), e os baixos índices de reciclagem no Brasil, estes resíduos tendem a ser encaminhados aos aterros sanitários, na melhor das hipóteses, ocupando um espaço significativo nas valas e indo contra ao preconizado pela PNRS, que determina o encaminhamento apenas de rejeitos para estes locais (BRASIL, 2010).

Além da preocupação com o impacto causado pelos plásticos no ambiente e os desafios para o seu correto gerenciamento, ultimamente vem crescendo, em escala global, a preocupação com a poluição por microplásticos (fragmentos menores que 5mm). Estas partículas chegam até os mares de forma direta e indireta, e são consideradas uma ameaça para os organismos aquáticos, que podem ingeri-las acidentalmente (PEREIRA, 2014).

Wurl e Obbard (2004) afirmam que a presença de plásticos no ambiente marinho promove alterações na qualidade da água e na biodiversidade. Além disso, aditivos químicos frequentemente encontrados na composição das resinas, podem ser tóxicos aos organismos. Pereira (2014) explica que esses resíduos possuem um poder maior de distribuição, podendo atingir áreas distantes e Olivatto *et al.* (2018) complementam que os detritos de microplásticos comumente são confundidos com

alimentos pela biota marinha, e esses organismos ingerem tais resíduos, que depois são encontrados nas análises de seus conteúdos estomacais. As partículas de microplásticos podem causar distúrbios na existência e interação de diversas espécies, assim como do zooplâncton (BOTTERELL *et al.*, 2019), peixes (KARBALAEI *et al.*, 2019) e microalgas (PRATA *et al.*, 2018).

Diante do exposto, o desenvolvimento de materiais alternativos aos plásticos deve ser prioridade nos centros de pesquisa, nos negócios e, até mesmo, enquanto política pública.

3.2 Biopolímeros

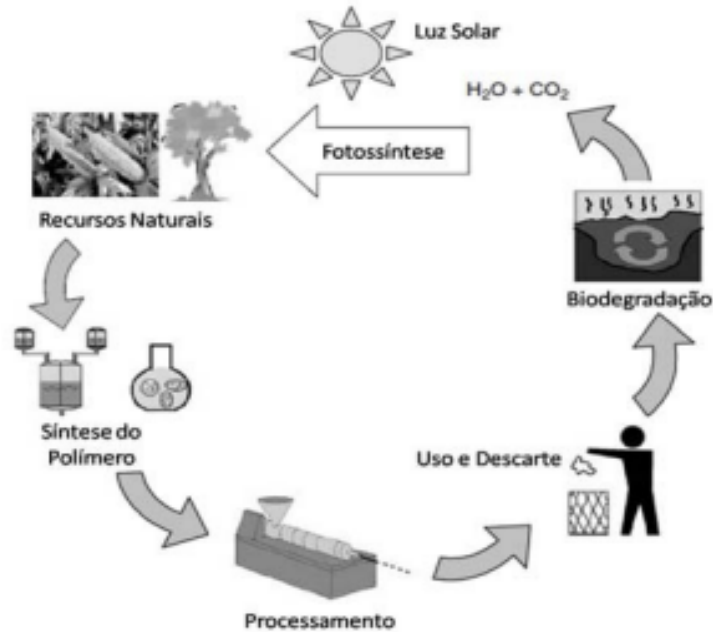
Os polímeros podem ser de origem sintética, como o poli(tereftalato de etileno) (PET), o polietileno (PE), o poli(cloreto de vinila) (PVC) e polipropileno (PP), ou podem ser de origem natural, como a celulose, o amido e a borracha (MANO e MENDES, 1999).

Os polímeros, inicialmente, foram requeridos, devido as suas características como: resistência e durabilidade, fatores estes que estão relacionados com a dificuldade de degradação, quando descartados no meio ambiente. O impacto ambiental causado pelo uso de materiais produzidos a partir de polímeros sintéticos tem estimulado o surgimento de tecnologias e materiais, a partir de fontes naturais renováveis, como possível solução (ROCHA *et al.*, 2014). A não biodegradabilidade de grande parte dos polímeros produzidos a partir do petróleo, e que, conseqüentemente, contribui para o acúmulo de resíduo plástico que é descartado incorretamente, e levará dezenas, ou até centenas de anos para serem decompostos na natureza, além de outros fatores ambientais, e também sócio-econômicos, tem aumentado o interesse por biopolímeros (BRITO *et al.*, 2011).

Os biopolímeros são produzidos por meio de uma fonte de carbono renovável, comumente derivado de biomassas como a cana-de-açúcar, o milho, o trigo ou pode ter como matéria-prima principal um óleo vegetal extraído de girassol, soja ou outra planta oleaginosa (PRADELLA, 2006). As fontes renováveis destacam-se por possuírem um ciclo de vida mais curto, quando comparado com os de fontes fósseis, como o petróleo (BRITO *et al.*, 2011). São classificados como polissacarídeos, poliésteres ou poliamidas (PRADELLA, 2006). A degradação é resultado da ação de microrganismos como, bactérias e fungos, sob condições adequadas como, calor e

umidade, consistindo na transformação e formação de compostos mais simples (FRANCHETTI e MARCONATO, 2006). Na Figura 5 é apresentado o ciclo de vida ideal para os biopolímeros.

Figura 5 - Ciclo de vida ideal para os biopolímeros.



Fonte: Adaptado de Brito *et al.* (2011).

Os biopolímeros apresentam algumas restrições que dificultam seu processamento e uso em diversas aplicações (BRITO, 2011). Segundo Borschiver, Almeida e Roitman (2008) a baixa produção se deve à inviabilidade econômica, sendo este, o obstáculo principal, quando comparado ao valor da produção do plástico sintético. Apesar disto, são inúmeras as aplicações, que incluem materiais para embalagens, como, sacolas, recipientes para alimentos, produtos de higiene e embalagens de descarte rápido (FECHINE, 2013).

Segundo Rocha *et al.* (2014) entre os polímeros naturais, a proteína e o amido têm sido considerados promissores para elaboração de filmes biodegradáveis. O biopolímero a base de amido é um dos mais abundantes, e consiste de moléculas lineares (amilose) e ramificadas (amilopectina) de glicose. É muito utilizado, em razão de suas propriedades funcionais, baixo custo de produção e obtido de fontes variadas, como a batata, o arroz, o milho, o trigo e a mandioca (MALI; GROSSMAN; YAMASHITA, 2010). Os autores ainda destacam que outras fontes como, tubérculos de inhame e grão de aveia, são bastante promissoras. Para o processamento, a adição de plastificantes aos filmes de amido ajuda a diminuir sua fragilidade inerente,

umentando a mobilidade das cadeias poliméricas, diminuindo a temperatura de transição vítrea desses materiais e melhorando sua flexibilidade. Alguns autores explicam que os plastificantes devem ser compatíveis com os polímeros filmogênicos. Geralmente para filmes de amido, são utilizados compostos hidrofílicos, como polióis (glicerol e sorbitol), entretanto, alguns aminoácidos, açúcares e ácidos graxos também podem ser empregados (BILIADERIS, 1992; GONTARD; GUILBERT; CUQ, 1993; VAN SOEST; VLIEGENTHART, 1997).

A proteína isolada da soja, é uma opção para a produção de filmes biodegradáveis. Apresenta ótima biodegradabilidade, biocompatibilidade e capacidade de formação de filmes, com propriedades mecânicas moderadas (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

É também, uma mistura complexa de proteínas com propriedades moleculares muito distintas. Assim como as demais proteínas estas são macromoléculas biológicas constituídas pela ligação de diferentes aminoácidos por meio de ligações peptídicas (NEVES e VIEIRA, 1999). A proteína de soja é um subproduto da indústria de óleo de soja, e apresenta amplo potencial, devido às suas boas propriedades para formação de filmes e de barreira a gases. Destaca-se que a soja é uma matéria-prima abundante e de custo acessível, e apresenta ponto de fusão compatível com processos de extrusão (BRANDELERO; GROSSMANN; YAMASHITA, 2013).

O Brasil é o maior produtor de soja do mundo, com mais de 135 milhões de toneladas na safra de 2020/2021 (CONAB, 2021). Portanto, o resíduo da indústria processadora da soja tem potencial para ser utilizado na produção de biopolímeros. Nos títulos com indicativo numérico não se utilizam pontos, hífen, travessão, ou qualquer sinal após o indicativo de seção ou de título.

3.3 Biopolímero de Acetato de Celulose

A celulose (C₆H₁₀O₅) é o polissacarídeo mais abundante da Terra, sintetizada por plantas e por outros organismos vivos (KLEMM *et al.*, 2005). É também uma importante fonte de matéria-prima para a demanda por materiais biodegradáveis e renováveis que segue em constante crescimento (LAROQUE, 2018). Além disso, é um importante componente estrutural da parede celular de vegetais e plantas, um polímero natural, biodegradável, renovável, e de fácil obtenção (ASSIS, 2021).

A celulose é um

homopolissacarídeo formado por cadeias lineares não ramificadas de unidades de β -D-glicopiranosas unidas por ligações glicosídicas $\beta(1\rightarrow4)$, em que as unidades monoméricas estão dispostas de maneira que uma molécula de glicose esteja rotacionada 180° em relação a outra, sendo a unidade estrutural de repetição o dímero denominado de celobiose (LARROZA, 2020, p. 7).

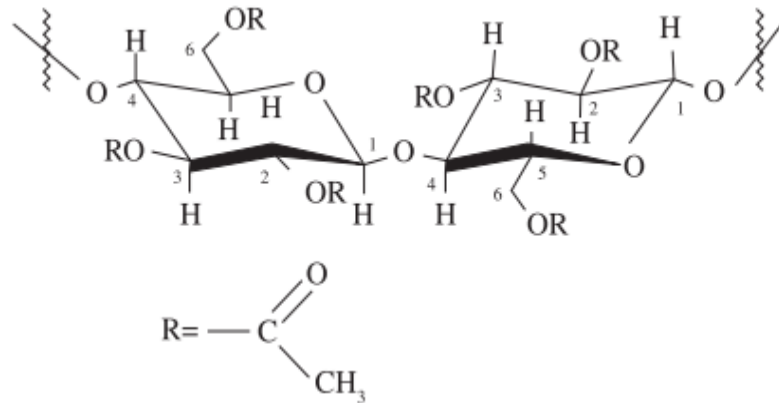
Da polpa da madeira, principal matéria-prima utilizada no processo da celulose, aproximadamente, 97,5% é utilizada na produção de papel e cerca de 2,5% na indústria química para a produção de filmes, fibras e na síntese de diversos ésteres (LAROQUE, 2018). Os ésteres de celulosas possuem algumas propriedades, tais como, boa estabilidade, elevada permeabilidade à água, alta temperatura de transição vítrea (T_g), toxicidade baixa, e resulta na produção de filmes resistentes, tem compatibilidade com uma gama de agentes ativos e tem facilidade para a formação de nano e micropartículas (CRUZ *et al.*, 2011).

A transição vítrea ocorre quando as cadeias moleculares de um polímero adquirem energia suficiente (geralmente de fonte térmica) para superar as barreiras de energia necessárias à rotação de ligações (PAIVA *et al.*, 2006). Sob estas condições o material passa do estado vítreo, caracterizado pela mobilidade limitada, para o estado de mobilidade. Segundo Olabisi e Farnham (1979) à medida que o movimento molecular aumenta, em um polímero amorfo, a amostra passa de um estado vítreo para borrachoso, até tornar-se líquido, ou também chamado de fundido. Segundo Yamaki *et al.* (2002) alguns autores apontam que estas modificações não ocorrem em uma temperatura específica, mas em uma faixa de temperatura. Além disso, esta transição se reflete macroscopicamente por meio de alterações em diferentes tipos de propriedades termodinâmicas, como por exemplo: coeficiente de expansividade térmica; coeficiente de compressibilidade e capacidade calorífica.

Entre os ésteres de celulose, destaca-se o acetato de celulose. O acetato de celulose é um biopolímero que pode ser produzido a partir de reações de acetilação de substratos da celulose por dois tipos de reações: a homogênea e a heterogênea. Ambas utilizam o ácido acético como solvente, ácido sulfúrico como catalisador e anidrido acético como agente acetilante (MEIRELES, 2011). Produz-se, então, o acetato de celulose, pela substituição dos grupos hidroxila das unidades de glicose por grupos acetila e, por consequência, pode-se obter materiais com graus de

substituição diferentes (GS) (CERQUEIRA *et al.*, 2010). Apresenta-se na Figura 6 a estrutura do acetato de celulose.

Figura 6-Estrutura do acetato de celulose



Fonte: Adaptado de Cerqueira *et al.* (2010).

Segundo Cerqueira *et al.* (2010) o GS é um parâmetro muito importante, pois interfere na cristalinidade do polímero, no potencial de biodegradação e na solubilidade em diferentes solventes, entre outras propriedades. A celulose (GS = 0) é insolúvel na maioria dos solventes, mas ao elevar o GS, a solubilidade se altera, sendo que para (GS \approx 1) é solúvel em água; para GS \approx 2, é solúvel em tetraidrofurano ou acetona e GS \approx 3, em diclorometano ou clorofórmio (HEINZE e LIEBERT, 2004). Dessa forma, a determinação do grau de substituição do acetato de celulose é importante para que se defina sua utilização. Segundo Casarano *et al.* (2011) o GS é o número médio de grupos de acetila que substituem as hidroxilas por unidade glicosídica. Quanto à biodegradação do acetato de celulose, esta diminui à medida que o GS aumenta (ENDRES e SIEBERT-RATHS, 2011). Kono; Hashimoto e Shimizu (2015) afirmam que à medida que o GS aumenta, o acetato de celulose fica mais solúvel em solventes como THF (Tetrahidrofurano) e acetona. A substituição dos grupos de hidroxilas(OH) da celulose por grupos de acetila os tornam mais solúveis em solventes específicos e com distintas propriedades físicas, químicas, térmicas e mecânicas (SAMIOS; DART; DAWKINS, 1997).

O acetato de celulose pode ser utilizado em diversas aplicações, como em indústrias têxteis, farmacêuticas e alimentares, para a produção de fibras para filtro de cigarro, na forma de folhas, filme fotográfico, embalagens, revestimentos, tintas e em monitores de cristais líquidos (LAROQUE, 2018). Além disso, também pode ser

utilizado para o desenvolvimento de filmes biodegradáveis, coberturas ou membranas (ASSIS, 2021).

3.4 Compostagem

Kiehl (1985, p.230) afirma que a “compostagem é um processo biológico aeróbio controlado e termofílico, utilizado para decompor resíduos sólidos orgânicos, por meio da ação de microrganismos, gerando um composto rico em nutrientes”. Durante o processo há liberação de gás carbônico (CO₂) e vapor de água, sendo o produto final, um material estabilizado, rico em nutrientes, definido como “composto orgânico” (MASSUKADO, 2016).

Segundo a definição técnica da NBR 13.591 (ABNT 1996, p. 2), a compostagem é

Um processo de decomposição da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvidos em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação.

Entre os benefícios da compostagem estão: transformação de matéria orgânica putrescível em um material estável, o aumento de vida útil dos aterros, transformação de resíduos em composto e mitigação de emissões de metano (INÁCIO e MILLER, 2009). Destaca-se que a PNRS institui a compostagem como forma de destinação final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Para que o processo de compostagem se desenvolva de maneira satisfatória, é necessário que alguns parâmetros físico-químicos sejam controlados, como a umidade, a temperatura, a relação C/N dos resíduos orgânicos utilizados, permitindo que os microrganismos encontrem condições favoráveis para se desenvolverem e transformarem a matéria orgânica (BARREIRA, 2005).

Para o desenvolvimento adequado da compostagem, a relação C/N é primordial para o crescimento e a divisão de células dos microrganismos. O carbono é considerado fonte de energia e o nitrogênio é essencial para a síntese de proteínas (MASSUKADO, 2008).

Kiehl (1985) afirma que o intervalo ideal de carbono e nitrogênio para o início do processo de compostagem, de modo a se obter uma degradação rápida e eficaz, é de 25/1 até 35/1. Já Pereira Neto (2010) considera que a relação C/N satisfatória deve situar-se entre 30/1 e 40/1, e Barreira (2005) considera entre 25/1 e 50/1. A

relação C/N depende da quantidade de cada material que será compostado e sua composição. No decorrer do processo o consumo de C é na ordem de 15 a 30 vezes maior que o de N, decaindo ao longo do tempo, podendo chegar a 10:1 (DAZZI *et al.*, 2018). Segundo Kiehl (2010), a legislação brasileira exige, para comercializar os fertilizantes orgânicos registrados, a relação C/N mínima de 18/1, até C/N 21/1. Segundo a Instrução Normativa SDA/MAPA nº 61 de 8 de julho de 2020 (MAPA, 2020), para os fertilizantes orgânico misto e orgânico composto sólidos a relação C/N máxima para fins de comercialização deve ser de 20:1.

Destaca-se que é necessário atenção aos problemas que a composição desbalanceada pode causar, como por exemplo, o C em excesso resulta numa composição considerada alta ($C/N > 35$). Nesse caso, o processo tende a ser mais lento e a temperatura insuficiente para eliminar organismos patogênicos, limitando o desenvolvimento dos microrganismos. Para C/N baixos, o nitrogênio fica em excesso, sendo liberado como nitrogênio na forma amoniacal causando odores desagradáveis (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008; MASSUKADO, 2016).

A umidade é um fator importante na compostagem e que deve ser monitorado, pois é necessária ao metabolismo dos microrganismos. A quantidade ideal varia conforme as características dos materiais que serão compostados, como granulometria, condições físicas iniciais, estágio de decomposição e capacidade de absorção. Massukado (2008) e Inácio e Miller (2009) recomendam manter a umidade entre 40 % e 65%.

O excesso e a escassez de água poderão interferir na atividade microbiana, como por exemplo, impedindo a propagação de oxigênio e reduzindo a atividade biológica. A umidade acima de 65% reduzirá a quantidade de oxigênio do sistema devido à saturação por água, o que ocasionará a anaerobiose, e, portanto, a liberação de odores. Quando os teores de umidade ficam abaixo de 40%, a atividade microbiana se tornará insuficiente para manter a atividade termofílica, e poderá prolongar o tempo de compostagem (INÁCIO e MILLER, 2009; MASSUKADO, 2016).

Quando há excesso de umidade o ajuste pode ser feito por meio de revolvimento, adição de material seco ou injeção de ar. Já no caso da umidade estar baixa, será necessário fazer a irrigação. Aconselha-se realizar esta correção da umidade no momento do revolvimento, de forma que a água seja distribuída por igual (MASSUKADO, 2016). Uma outra opção é adicionar resíduo orgânico com teor de

umidade elevado, em quantidade e proporção de acordo com o balanço da relação C/N (PEREIRA NETO, 2010).

A granulometria das partículas dos resíduos que irão compor a massa da compostagem tem grande influência, pois afeta o bom andamento do processo. Para isso, sugere-se que antes seja feita a correção do tamanho. Deve-se evitar partículas muito pequenas, pois podem ocasionar a compactação, e conseqüentemente comprometer a aeração. Segundo Kiehl (1985) o tamanho das partículas determinará a área de exposição por unidade de massa do material que será decomposto. Segundo Pereira Neto (2010) as dimensões devem estar entre os limites 1 cm a 5 cm, o que favorecerá fatores como, porosidade, compactação e tempo de compostagem.

Uma maneira de tentar corrigir o tamanho das partículas é misturar resíduos orgânicos de diferentes tipos, o que favorecerá a homogeneização da massa em compostagem, propiciando uma porosidade satisfatória, e acarretará na diminuição da compactação, devido ao aumento da capacidade de aeração. Há também o aumento da área de contato para degradação, acelerando a compostagem, e conseqüentemente diminuindo o tempo (SILVA, 2017).

A compostagem deve ser realizada em ambiente aeróbio (KIEHL, 1985). Nesse sentido, o principal objetivo da aeração é suprir a demanda de oxigênio exigida pela atividade microbiológica, além de promover o controle da temperatura (PEREIRA NETO, 2010). Com quantidade de ar favorável, a decomposição, além de mais rápida, não produz mau cheiro e atração de vetores (KIEHL, 1985).

O consumo de oxigênio pelos microrganismos depende principalmente da temperatura, granulometria, umidade e da composição química da matéria-prima (KIEHL, 2010). Se o teor de oxigênio diminuir em uma velocidade rápida, os microrganismos aeróbios morrerão, e darão lugar aos anaeróbios, que tem por característica, a decomposição lenta da matéria orgânica (KIEHL, 1985).

O revolvimento é muito importante no processo de compostagem, pois tem como função a aeração do material e a dissipação do calor, resultante da oxidação biológica (VALENTE *et al.*, 2009). Segundo Pereira Neto (2010) o calor resultante da oxidação biológica da matéria orgânica, fica retido na leira, em razão das características isolantes térmicas que a matéria orgânica possui. E é durante o reviramento que esse calor é liberado na forma de vapor de água para o meio ambiente.

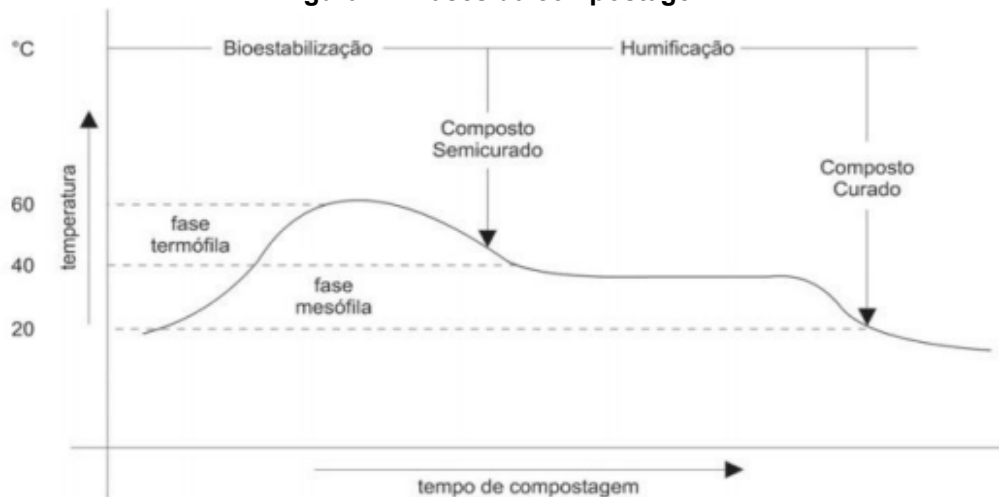
Segundo Kiehl (1985) e Barreira (2005) o revolvimento deve ser obrigatório em algumas situações, como por exemplo quando a temperatura estiver acima de 70°C, a umidade acima de 55-60%, se houver surgimento de vetores e mau cheiro. Porém, Kiehl (2010) recomenda que seja feito o revolvimento com certa frequência, mesmo aparentando condições normais, para que haja a troca de gases do interior da leira com a atmosfera, de forma que libere o excesso de gás carbônico e outros gases da leira, e também introduza ar rico em oxigênio. Para Pereira Neto (2010) o ciclo de revolvimento deverá acontecer em média duas vezes na semana. Essa tarefa pode ser executada de forma manual, onde a camada externa passa a ocupar a interna, e a interna ocupa a externa; por meio mecânico, onde há uma homogeneização das camadas ou por insuflação de ar (KIEHL, 1985).

O metabolismo dos microrganismos é exotérmico. Nesse sentido, alguns organismos possuem uma temperatura ideal para o seu desenvolvimento, de modo que, mudanças bruscas, podem provocar a redução da população e da atividade metabólica (KIEHL, 1985). A temperatura é um fator importante, pois serve como indicativo de eficiência no processo de compostagem (PEREIRA NETO, 2010).

O comportamento da temperatura está relacionado a fatores como umidade, relação C/N baixa, composição dos materiais e o tamanho das leiras. Materiais com menor granulometria formarão leiras mais homogêneas, com menor perda de calor e melhor distribuição da temperatura (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008)

Durante o processo de compostagem ocorrem variações de temperatura, como mostrado na Figura 7, sendo quatro fases as principais: mesofílica de aquecimento, termofílica, mesofílica e maturação (INÁCIO *et al.*, 2009).

Figura 7 – Fases da compostagem



Fonte: Adaptado de Kiehl (1985).

Segundo Kiehl (2010) as faixas de temperatura definem os microrganismos que irão predominar, sendo eles classificados em: criófilos, mesófilos e termófilos. Temperaturas altas, de 65°C a 68°C, são consideravelmente desejadas, para a eliminação de organismos patogênicos e sementes de ervas daninhas, pois estes, apresentam baixa resistência a temperaturas em torno de 50°C a 60°C. Porém Kiehl (1985), ainda afirma, que

“[...] temperaturas superiores a 70°C por longos períodos são desaconselháveis, pois restringem o número de microrganismos que conseguem nelas viver, podem insolubilizar as proteínas hidrossolúveis, provocar alterações químicas indesejáveis e desprendimento de amônia” (KIEHL, 1985, p. 252).

A primeira fase, conhecida como Mesofílica caracteriza a fase de aquecimento, visto que o aumento da temperatura é a primeira informação de que o processo fermentativo foi iniciado. Nesta etapa acontece o aumento dos microrganismos mesófilos e a ação de decomposição é intensificada. Durante a oxidação da matéria orgânica feita pelos microrganismos, parte do calor gerado fica acumulado no interior da leira, elevando a temperatura. Durante esta etapa, predominam temperaturas entre 30°C a 45°C, com duração de poucos dias. Esta etapa fornece as condições necessárias para o início da compostagem (VALENTE *et al.*, 2009; KIEHL, 2010).

A segunda fase na compostagem é a termofílica, onde as temperaturas são maiores que 45°C (KIEHL, 1985). Nesta etapa a atividade dos microrganismos é intensa, há formação de água metabólica, manutenção da geração de calor, vapor

d'água, elevado consumo de oxigênio e alta degradação de carboidratos (KIEHL, 1985; MASSUKADO, 2008). O tempo de duração desta fase varia de acordo com as características do material que está sendo degradado (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

Quando a maior parte do substrato orgânico for degradado, a temperatura tende a decair, voltando para a fase mesofílica. Nesta fase, ocorre a degradação de substâncias orgânicas resistentes, mas mesmo assim há redução da atividade microbiológica, além da queda de temperatura e perda de umidade (INÁCIO e MILLER, 2009).

Inicia-se, então, a última etapa, o processo de maturação e humificação do composto orgânico (MASSUKADO, 2016). Nesta, o consumo de oxigênio é reduzido, a atividade biológica é baixa, o composto não aquece mais, porém há surgimento de novos microrganismos, como, fungos e actinomicetos, responsáveis pela degradação da celulose e da lignina. A decomposição acontece em baixas taxas e dará continuidade quando o composto for aplicado ao solo, liberando nutrientes (INÁCIO e MILLER, 2009). Barreira, Philippi Junior e Rodrigues. (2006) afirmam que a maturação do composto pode ser identificada por meio dos resultados dos índices de pH, CTC (Capacidade de Troca de Cátions), relação C/N, que indicam se a decomposição do material atingiu níveis satisfatórios, que estejam de acordo com os padrões de qualidade preconizados para seu uso posterior.

A bioestabilização pode ser confirmada por alguns testes, que analisam características como: redução do volume, coloração e aspecto; sendo que a cor inicial é acinzentada e sem brilho, e no decorrer da fermentação ficará escura e brilhante; odor, que no início, de acordo com os resíduos, pode ser ácido, e ao longo do processo é caracterizado por de "terra mofoada"; e a umidade, que ao longo do processo é reduzida, de forma que, ao apertar o composto com a mão, tem aspecto quase seco (KIEHL, 1985).

Kiehl (2010) destaca que a temperatura na leira varia de acordo com as diferentes posições nas leiras ou reatores de compostagem. Portanto, é recomendado que a medição seja feita em uma camada central, a uma profundidade de 40 e 60 cm, a meia altura, aferido em vários pontos ao longo do comprimento, e após isso, deve-se fazer a média dos resultados. Já Pereira Neto (2010) sugere que a temperatura seja aferida diariamente em três pontos centrais: topo, centro e base; o resultado revelará o desempenho do processo e a necessidade de medidas para correção. Dal

Bosco *et al.* (2018) recomendam que o monitoramento seja feito a cada 15 minutos em diferentes pontos, de modo que o erro amostral seja de 5%.

Os microrganismos são os principais responsáveis pelo processo de conversão da matéria orgânica em composto na compostagem. Esse processo é operado por organismos indígenas, sendo eles: bactérias, fungos e actinomicetos. No início do processo, na fase mesófila, predominam bactérias e fungos mesófilos. Com o aumento da temperatura, passando para a fase termófila, a população de actinomicetos, bactérias e fungos termotolerantes passa a ser dominante. Após essa fase, o composto perde calor e retorna à fase mesófila, e fungos e bactérias mesófilos reaparecem (KIEHL, 1985).

O pH tem influência em qualquer atividade microbiológica, assim, também é na compostagem. Nesse sentido, o pH dos resíduos orgânicos utilizados influenciará diretamente a dinâmica microbiana (INÁCIO e MILLER, 2009). Além disso, o pH do composto pode ser um indicativo do estado de compostagem da matéria orgânica (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008). Pereira Neto (2010) afirma que a compostagem deve ser realizada na faixa de 4,5 e 9,5, e, em condições extremas, os microrganismos, por meio da degradação de compostos, produzirá subprodutos básicos ou ácidos, conforme a necessidade do meio, de forma que os valores serão regulados automaticamente.

A matéria orgânica de origem animal ou vegetal tem o pH ácido, se não houver contaminação por material alcalino. Na compostagem aeróbia, já nos primeiros dias, o composto se torna mais ácido, devido à formação de ácidos minerais, que depois dão lugar aos ácidos orgânicos. Os ácidos orgânicos reagem com as bases liberadas pela matéria orgânica e assim são neutralizados (KIEHL, 1985).

O Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), por meio da Instrução Normativa SDA/MAPA n° 61 de 8 de julho de 2020, estabelece especificações de acordo com a matéria-prima utilizada durante o processo. Os fertilizantes orgânicos, são enquadrados nas seguintes classes: A e B. A primeira classe engloba:

Produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima gerada nas atividades extrativas, agropecuárias, industriais, agroindustriais e comerciais, incluindo aquelas de origem mineral, vegetal, animal, lodos industriais e agroindustriais de sistema de tratamento de águas residuárias com uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resíduos de frutas, legumes, verduras e restos de alimentos gerados em pré e pós-consumo, segregados na fonte geradora e recolhidos por coleta diferenciada, todos isentos de despejos ou contaminantes

sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura (SDA/MPA, 2020, Art. 3).

Já a classe B:

Produto que utiliza, em sua produção, quaisquer quantidades de matérias-primas orgânicas geradas nas atividades urbanas, industriais e agroindustriais, incluindo a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional, lodos gerados em estações de tratamento de esgotos, lodos industriais e agroindustriais gerados em sistemas de tratamento de águas residuárias contendo qualquer quantidade de despejos ou contaminantes sanitários, todos com seu uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resultando em produto de utilização segura na agricultura (SDA/MPA, 2020, Art. 3).

Uma série de exigências são feitas de acordo com a destinação. Por exemplo, para os fertilizantes orgânicos simples, mistos e compostos fluídos, para aplicação no solo, o valor de cada parâmetro variará dependendo do resíduo orgânico processado, como é apresentado na Tabela 2. Para os fertilizantes organominerais sólidos, é necessário ter 8% de carbono orgânico para produto sólido, a umidade deverá ser de no máximo 20% e a CTC deve ser de mínimo 80 (oitenta) mmolc/kg.

Os valores de umidade, pH, CTC e CTC/C não constarão no certificado de registro de produto, contudo, devem também ser declarados no rótulo, nota fiscal e documento auxiliar da nota fiscal eletrônica.

Tabela 2-Parâmetros exigidos para os fertilizantes orgânicos simples sólidos

Orgânico simples processado	Umidade (% máx)	pH	C (% min.)	N total (% min.)	CTC (% min.)	CTC/C (% min.)
Húmus de minhoca	50	6	10	0,5		
Estercos e camas	40	Conforme Declarado	20	1	Conforme Declarado	
Tortas e farelos vegetais			35	5		
Turfa			15	0,5		
Linhita			20	0,5		
Leonardita			25	0,5		
Vinhaça			3	-		
Parâmetro de referência para outros fertilizantes orgânicos simples			15	0,5		

Fonte: Adaptado da Instrução Normativa SDA/MAPA de 2020.

De acordo com a Resolução Conama nº 481, de 03 de outubro de 2017, para que a qualidade seja garantida no processo de compostagem deve-se garantir uma relação C/N no composto final menor ou igual a 20:1, e a temperatura deve ser medida e registrada ao menos uma vez por dia durante o período mínimo de higienização (CONAMA, 2017). Conforme disposto na Instrução Normativa SDA/MAPA nº61 de 8 de julho de 2020, os fertilizantes produzidos, importados, comercializados e utilizados no território nacional deverão ser registrados no órgão competente, e no rótulo, tudo deverá ser especificado e estar de acordo com a sua função (MAPA, 2020).

3.5 Compostabilidade de biopolímeros

De acordo com Rudnik (2008, p.12), polímeros compostáveis

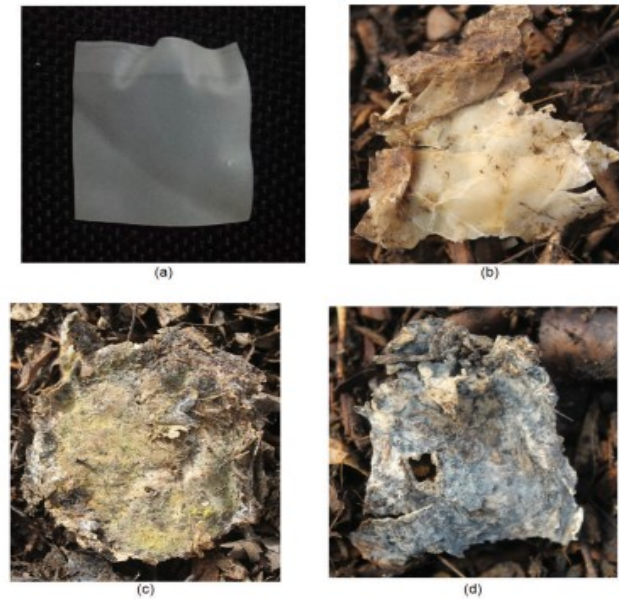
“[...] são aqueles que sofrem biodegradação durante a compostagem para ceder gás carbônico, compostos inorgânicos, água, e biomassa a uma taxa consistente com outros materiais compostáveis conhecidos e não deixam resíduos visíveis, tóxicos ou distinguíveis”(RUDNIK, 2008, p.12).

Existem diversas normas e organismos regulamentadores sobre a compostagem de biopolímeros, fornecendo algumas obrigatoriedades para a qualidade do composto, dentre elas a estabelecida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 15448-1 (ABNT, 2006) e 15448-2 (2008) (ABICOM, 2009).

Conforme previsto na NBR 15448-2 (2008) no máximo 12 semanas após o início do processo de compostagem, menos de 10% da massa seca original do plástico objeto de ensaio deve ficar retida em uma peneira de malha de 2mm.

Taiatele Jr *et al.* (2017) avaliaram o processo de compostabilidade de embalagens biodegradáveis, e em análises de parâmetros como: temperatura, pH, condutividade elétrica, nitrogênio total, relação C/N e reduções de massa e volume, bem como análise qualitativa da descaracterização dos resíduos e das embalagens, verificou-se que ao final do processo, houve redução de sólidos voláteis, da relação C/N, além do volume e massa do composto. Além disso, tanto os resíduos quanto as embalagens apresentaram boa descaracterização, como mostrado na Figura 8.

Figura 8-Estágios de decomposição dos filmes feitos com amido



Fonte: Taiatele Jr et al. (2017).

Moser *et al.* (2017) analisaram a adição de casca de aveia em biopolímeros compostados com resíduos orgânicos e podas de árvores, e também obtiveram resultados positivos, como a não alteração no comportamento do parâmetro temperatura comparando-se composteiras com e sem o biopolímero, além de que, ao final obteve-se um composto estabilizado, tamponado e maturado, concluindo que a presença dos biopolímeros não interferiu no processo de compostagem e nem na qualidade do composto final.

Taiatele Jr (2014) avaliou a compostabilidade de bandejas e filmes feitos de amido com resíduos orgânicos domiciliares e podas de árvores. O processo durou 42 dias e ao final da compostagem foi constatada boa descaracterização do resíduo. As bandejas de amido degradaram de forma eficiente e, em seu primeiro revolvimento (quatro dias após a montagem da leira), não foi possível identificá-las.

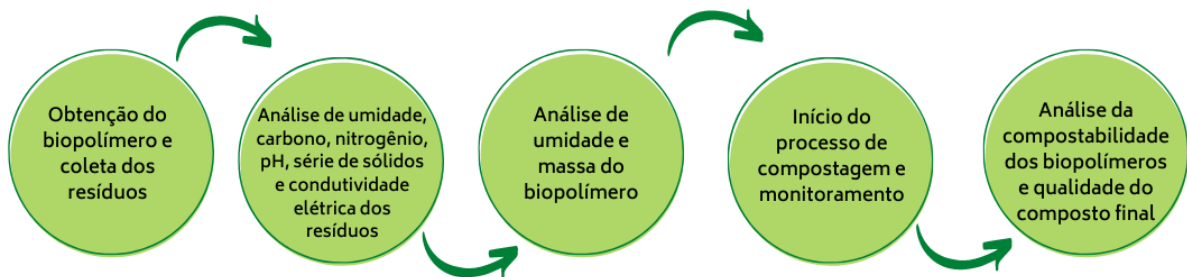
Em estudo sobre a biodegradação de filme de acetato de celulose, constatou-se que o material possui características de materiais biodegradáveis, perdendo massa e gerando água, precisando talvez de um período superior ao que a norma ASTM D5338-98 prevê que é de 180 dias para total biodegradação (RODRIGUES *et al.*, 2017). Os biopolímeros, portanto, produzidos a partir de fontes renováveis, podem apresentar compostabilidade, o que significa que podem ser tratados juntamente com os resíduos orgânicos, que representam 45,3% dos resíduos sólidos urbanos atualmente, no Brasil (ABRELPE, 2020).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O projeto foi conduzido majoritariamente na Estufa de Resíduos Sólidos e nos laboratórios da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) *Campus Londrina*.

Na Figura 9 estão representadas as etapas do experimento.

Figura 9 - Etapas do presente estudo



Fonte: Autoria própria (2021).

4.1 Resíduos orgânicos

Os resíduos orgânicos compostados foram: hortifrúteis e podas de árvores trituradas. Os hortifrúteis foram gentilmente fornecidos por um comércio local, e, a poda de árvore, pela Secretaria Municipal do Ambiente de Londrina, Setor de Áreas Verdes, responsável pelas podas no município.

Todos os resíduos de hortifrúti foram picados em pequenos pedaços de aproximadamente 5cm x 5cm a fim de ajustar a granulometria antes da inserção na composteira, respeitando o preconizado na literatura (1-5 cm) (PEREIRA NETO, 2010). Já a poda de árvore, estava com a granulometria adequada, haja visto que foi triturada mecanicamente, logo após a poda, no momento da coleta.

4.2 Montagem da composteira

A compostagem foi realizada numa composteira comercial de 435 L, com as seguintes dimensões: 70 x 80 x 70 cm (Largura x Altura x Profundidade). Foi utilizado a proporção 1:2 em volume, para a montagem da composteira, sendo uma parte (145 L) de resíduos de hortifrúti e duas partes (290 L) de podas de árvores trituradas. Os resíduos foram analisados em laboratório, com a finalidade de obter os valores de carbono e nitrogênio.

Obteve-se que é necessário 9,21 Kg de Poda para 1 Kg de Hortifrúti.

Após isso, utilizou-se os valores de C e N dos resíduos (Tabela 1) na equação 5 proposta por Kiehl (2008):

$$\frac{(30 \times Nm) - (Cm)}{(Cc) - (30 \times Nc)} \quad (5)$$

Onde:

Nm: % de N do resíduo rico em N;

Cm: % de C do resíduo rico em N;

Cc: % de C do resíduo rico em C;

Nc: % de N do resíduo rico em C.

Uma vez que se sabia a quantidade de resíduo rico em carbono (poda) para cada quilograma de resíduo rico em nitrogênio (hortifruti), aplicou-se a Equação 6.

$$\frac{(X \times N \text{ Hortifruti}) - 32,89}{34,30 - (X \times N \text{ Poda})} = 9,21 \quad (6)$$

$$\frac{(X \times 3,67) - 32,89}{34,30 - (X \times 1,14)} = 9,21$$

$$\frac{3,67X - 32,89}{34,30 - 1,14X} = 9,21$$

$$3,67X - 32,89 = 315,90 - 10,50$$

$$14,17X = 348,79$$

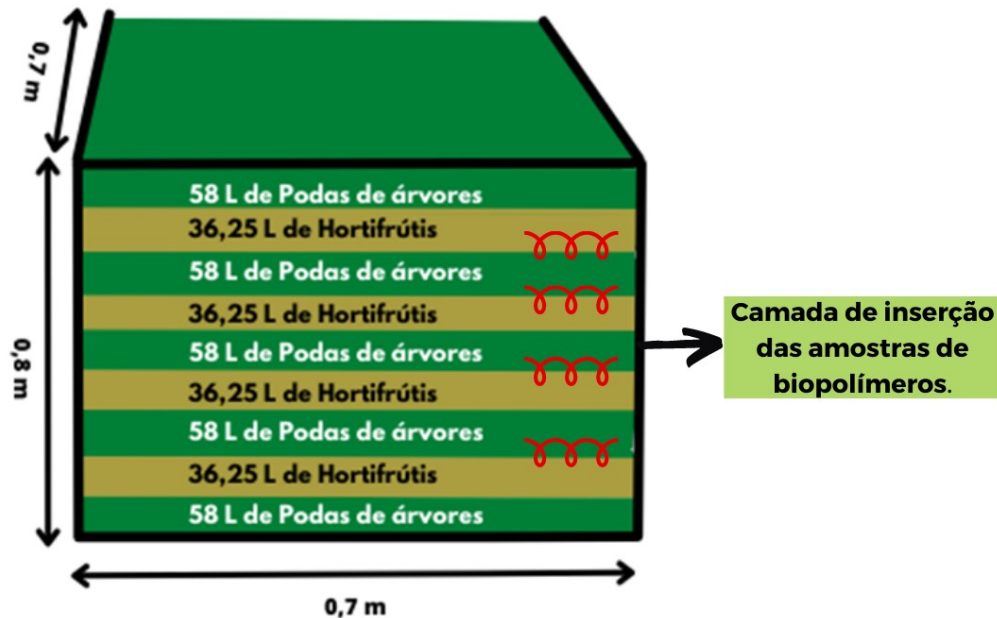
$$\text{Relação C/N inicial} = 24,6$$

Obteve-se, portanto, que a proporção de resíduo utilizada na montagem da composteira resultou numa relação C/N inicial de 24,6:1.

Os resíduos foram adicionados em camadas alternadas, buscando o contato da fração mais úmida com a mais seca (Figura 10). As camadas inferior e superior

foram constituídas com o resíduo de poda, ou seja, resíduo seco, a fim de evitar o mau cheiro e a atração de moscas e vetores (PEREIRA NETO, 1988).

Figura 10 - Dimensões e camadas da composteira



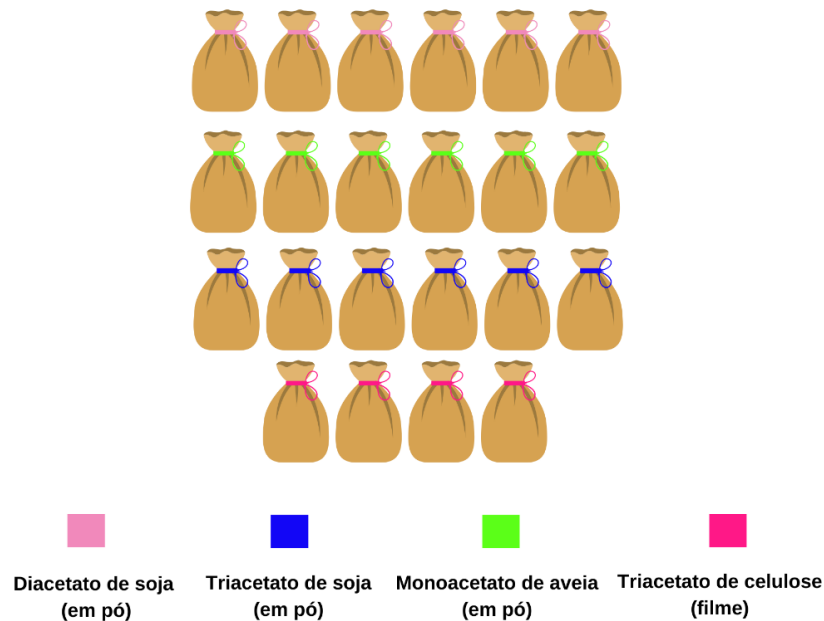
Nota: na imagem ilustra-se a composição volumétrica de cada camada, no entanto, antes de serem colocados na composteira, os resíduos foram misturados em cima de uma lona.

Fonte: Autoria própria (2022).

Para haver uma melhor homogeneização dos resíduos, as camadas foram montadas em cima de uma lona, depois misturadas e após isso colocadas na composteira.

Depois de completar metade da composteira, os filmes de biopolímeros, com dimensões de 5cm x 5cm, foram inseridos em pequenos sacos feitos de meias finas, cada um amarrado com uma cor de fita para facilitar a identificação, como mostra a Figura 11. O mesmo foi feito para os biopolímeros em pó. Os sacos foram inseridos de forma aleatória, em uma mesma camada. Ao todo foram 46 amostras.

Figura 11-Organização dos biopolímeros para inserção na composteira



Fonte: Autoria própria (2022).

4.3 Biopolímeros

Os biopolímeros utilizados no experimento foram: Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (filme), Diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó), Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó) e Monoacetato de celulose obtido a partir da casca de aveia (em pó). Tais biopolímeros foram produzidos e gentilmente fornecidos pelo Laboratório de Pesquisa do Programa de Pós Graduação em Biotecnologia da UEL. Para 10g de filme, a formulação foi composta de acetato 10% (m/m), glicerol 15% (m/m), ácido fosfórico 0,5% (m/m) e diclorometano como solvente.

4.4 Monitoramento dos biopolímeros

Os biopolímeros foram monitorados por meio de registros fotográficos para avaliar a sua descaracterização e por meio da perda de massa, para avaliar sua compostabilidade. Dessa forma, as amostras foram retiradas da composteira após 30 e 60 dias de compostagem.

Os registros fotográficos foram feitos sempre com fundo branco para o biopolímero (filme) e azul para os biopolímeros (em pó), e utilizando-se uma régua como balizador de escala.

Para a determinação da perda de massa as amostras foram pesadas (P0), antes da inserção na composteira, de modo a ser realizada a determinação da umidade do material (ensaio destrutível) seguindo a metodologia de APHA (2012). O teor de umidade foi descontado de P0, de modo a se conhecer a massa seca inicial de cada uma das amostras. Aos 30 e 60 dias, as amostras foram retiradas, em duplicata, da composteira, pesadas e, em seguida, fez-se o ensaio de umidade, para a determinação da perda de massa seca.

4.5 Análises e monitoramento da compostagem

No Quadro 1 apresenta-se o monitoramento do processo de compostagem, sua frequência e métodos adotados.

Quadro 1-Monitoramentos do processo de compostagem

Análises	Frequência	Método
Temperatura	Diária	Sensores e Plataforma Arduino
Revolvimento	Semanalmente	Manual
pH	Início do processo	TEDESCO <i>et al.</i> (1995)
Condutividade elétrica	Início do processo	TEDESCO <i>et al.</i> (1995)
Série de sólidos	Início do processo	APHA (2012)
Umidade	Início do processo	APHA (2012)
Carbono orgânico total	Início do processo	CARMO e SILVA (2012)
Densidade	Início do processo	-
Perda de massa	Final do processo	Pesagem e cálculo em base seca
Perda de volume	Final do processo	Cubicagem
Monitoramento da descaracterização dos resíduos	30 e 60 dias	Registro fotográfico
Caracterização físico-química do composto final	Final do processo	Análise Laboratorial

Fonte: Autoria própria (2021).

4.5.1 Temperatura

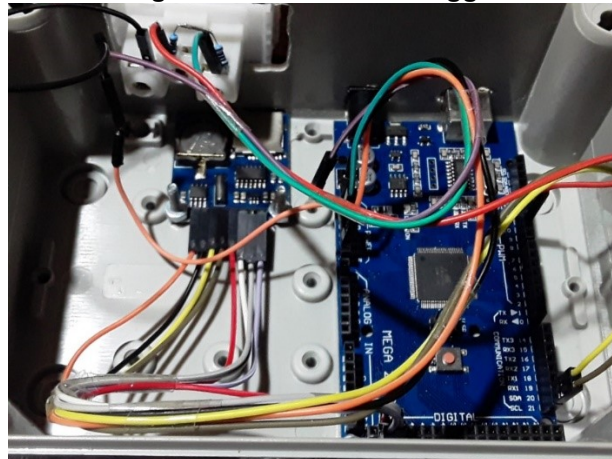
Diariamente, a temperatura da composteira e a temperatura ambiente foram monitoradas por meio de sensores (Figura 12) ligados a um sistema de automação de dados, sistema Datalogger na plataforma Arduino (Figura 13). Os dados foram armazenados em um cartão SD e foram analisadas as variações de temperatura, determinando assim, a duração das fases da compostagem.

Figura 12- Sensores modelo DS18B20 utilizado para coleta de dados



Fonte: Arduino e eletrônica, 2022.

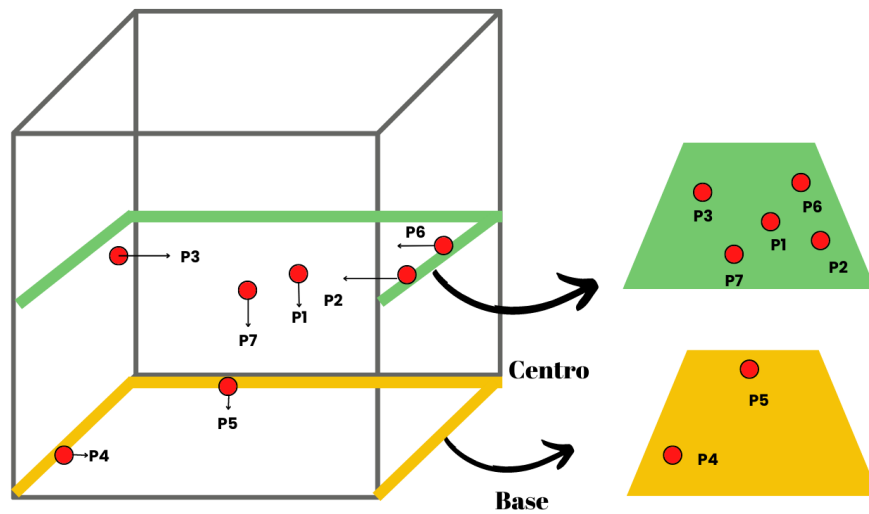
Figura 13-Sistema Datalogger



Fonte: Autoria própria (2022).

Foram utilizados 09 sensores, sendo que dois coletaram a temperatura ambiente e 07 a temperatura da compostagem, distribuídos nas quatro laterais da composteira, em diferentes pontos (Figura 14 e 15).

Figura 14-Posicionamento dos sensores na composteira



Fonte: Autoria própria (2022).

4.5.2 Revolvimentos

Os revolvimentos foram realizados semanalmente para fins de aeração, e correção da umidade quando necessário. Para a manutenção da umidade ideal para a compostagem e seu respectivo monitoramento, diariamente, foi realizado o teste da mão (NUNES, 2009), e quando notado a redução na umidade, foi adicionado água durante os revolvimentos, com o intuito de manter a umidade ideal do processo.

4.5.3 pH e Condutividade elétrica

O monitoramento do pH e da condutividade elétrica foi realizado de acordo com o procedimento descrito por Tedesco *et al.* (1995), e ocorreu da seguinte forma: aproximadamente 10 gramas da amostra de hortifrúti, foi colocada em um béquer, no qual se acrescentou 100 mL de água deionizada com o auxílio de uma proveta. O mesmo foi feito utilizando 5 gramas da amostra de poda de árvore

O béquer foi agitado como auxílio do agitador magnético por 30 minutos e, em seguida, deixado em repouso por uma hora. Por fim, pH e condutividade elétrica foram medidos no sobrenadante utilizando um pHmetro (Ion pHB500) e um condutímetro (Thermo Scientific) devidamente calibrados. A análise foi feita em triplicata e em temperatura ambiente.

4.5.4 Série de Sólidos e Umidade

A metodologia da série de sólidos proposta pela *American Public Health Association* (APHA, 2012) foi utilizada para a determinação dos teores de umidade, sólidos fixos e sólidos voláteis (em triplicata).

A metodologia seguiu os seguintes passos: os cadinhos foram calcinados em mufla a 550 °C, por uma hora; em seguida foram pesados vazios em balança analítica e a massa (P0) anotada. Ainda com o cadinho sobre a balança, esta foi tarada e foram acrescentados cerca de 5 gramas do resíduo, anotando a massa P1 (soma do peso do cadinho + amostra). Os cadinhos foram deixados na estufa a 105 °C por 24 horas. Após esse período os cadinhos foram levados ao dessecador e, ao atingir a temperatura ambiente, fez-se a pesagem da massa (P2). Os cálculos dos sólidos totais e da umidade foram feitos utilizando as equações (7) e (8), respectivamente.

$$ST(\%) = \text{Peso da amostra úmida(g)} - \text{Teor de água(g)} \quad (7)$$

$$\text{Teor de água(g)} = P_1 - P_2 \quad (8)$$

$$U(\%) = \left(\frac{P_1 - P_2}{P_1 - P_0} \right) \times 100 \quad (9)$$

Após isso, os cadinhos com os materiais já secos em estufa foram imediatamente levados à mufla, mantida aquecida a 550°C, por 1 hora. Aguardou-se até que a mufla se resfriasse a 250°C, e então os cadinhos foram levados ao dessecador. Após atingir a temperatura ambiente, os cadinhos foram pesados pela última vez, anotando-se a massa (P3). Os cálculos dos sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) foram feitos utilizando as equações (10) e (11), respectivamente.

$$SV(\%) = \frac{P_2 - P_3}{P_2 - P_0} \quad (10)$$

$$SF(\%) = 100 - SV(\%) \quad (11)$$

SV (%): sólidos voláteis, em porcentagem;

SF (%): sólidos fixos, em porcentagem;

P0: massa do cadinho calcinado, em gramas;

P2: massa seca da amostra + massa do cadinho, em gramas;

P3: massa da amostra calcinada + massa do cadinho, em gramas.

4.5.5 Carbono Total, Carbono orgânico e Densidade

O teor de carbono orgânico (CO) e carbono total (CT) foram calculados utilizando-se os valores de sólidos voláteis (SV), pois este apresenta uma estimativa da matéria orgânica biodegradável no resíduo (PEREIRA; FIALHO, 2013). As equações para cálculo de CO e CT, propostas por Carmo e Silva (2012) estão representadas nas equações 12 e 13:

$$CT(\%) = (0,463 \times SV) - 0,55 \quad (12)$$

$$CO(\%) = (0,9 \times CT) - 1,01 \quad (13)$$

Já a densidade foi realizada em triplicata e calculada utilizando-se os valores da massa de cada um dos resíduos em um béquer de 500 mL, a partir da equação 14:

$$\rho = \frac{m}{v} \quad (14)$$

4.5.6 Redução de massa e volume e caracterização final do composto

A redução de massa e volume foi obtida no final do processo, utilizando uma balança da marca Balmak (modelo ELPN – 25kg) e um balde graduado de 12 Litros.

O volume e a massa inicial foram anotados, como também foi feita a medição ao final do processo. A redução desses parâmetros foi obtida aplicando-se as Equações 15 e 16. Para o cálculo da redução de massa foi considerada a massa seca.

$$RV(\%) = \frac{(v_i - v_f)}{v_f} * 100 \quad (15)$$

$$RM(\%) = \frac{M_i - M_f}{M_i} * 100 \quad (16)$$

Onde:

RV: Redução do volume (%)

Vi: Volume inicial (L)

Vf: Volume final (L)

RM: Redução da massa (%)

Mi: Massa inicial (kg)

Mf: Massa final (kg)

Para o acompanhamento da redução de volume, toda semana foram feitos registros com o auxílio de uma régua, a fim de verificar quantos centímetros o material havia se distanciado em relação à borda da composteira, que foi cheia no início do processo. Ao final calculou-se a redução de volume, considerando esta diferença e expressou-se os dados em porcentagem.

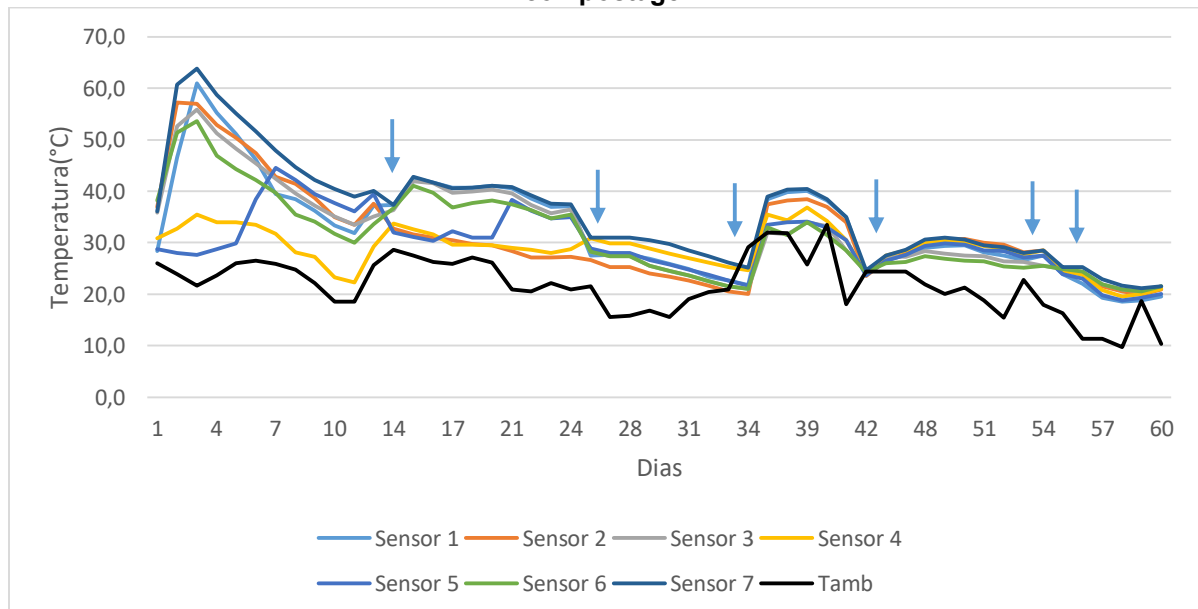
Ao final do experimento, utilizando-se do quarteamento preconizado pela NBR 10.007 (ABNT, 2004) foi coletada uma amostra homogênea e representativa do composto e, em laboratório externo, realizadas as análises previstas na Instrução Normativa SDA/MAPA n° 61 de 8 de julho de 2020 (MAPA, 2020) e Resolução Conama n° 481, de 03 de outubro de 2017 (CONAMA, 2017) para caracterização do composto final e verificação das possibilidades de uso.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Temperatura

Durante o processo de compostagem a temperatura é um indicador da eficiência da degradação dos resíduos. A compostagem é caracterizada por ser um processo exotérmico. Fialho (2007) explica que quanto maior a temperatura, mais acentuada é a atividade microbiana. O comportamento da temperatura média da composteira em 60 dias de processo está apresentado na Figura 15.

Figura 15-Gráfico das temperaturas médias da composteira durante o período de compostagem



Nota: ↓ – Revolvimentos.
Fonte: Autoria própria (2022).

Nota-se, na Figura 15, que a temperatura média da composteira, logo no primeiro dia, partiu de 25,9°C para 46° C, atingindo a fase termofílica, caracterizada por Barreira (2005) como aquela quando as temperaturas apresentam-se acima de 40°C. O pico máximo da temperatura média no sensor 7 foi observado no dia 3, quando atingiu 63,8°C. Após o terceiro dia, a temperatura média caiu gradativamente até o 14° dia, quando o primeiro revolvimento foi realizado. Nota-se que sempre após os revolvimentos houve aumento da temperatura média da composteira, aumentos esses mais expressivos nos dias 15 e 35. Pereira Neto (1988) explica que o revolvimento ou a aeração tem por finalidade suprir a demanda de oxigênio da população microbiana e atua como agente de controle de temperatura. Kiehl (1985)

complementa afirmando que a abundância de ar acelera a decomposição e isso reflete na temperatura do processo.

A fase termofílica, em que ocorre a degradação ativa dos resíduos (PEREIRA NETO, 2010), durou 24 dias, inicialmente. Em seguida, até o dia 33, notou-se forte influência da temperatura ambiente (que permaneceu na faixa de 15,5°C a 20,9°C), fazendo com que a temperatura média da composteira ficasse abaixo de 40°C. No entanto, no revolvimento do 34º dia, as temperaturas voltaram a subir, permanecendo acima de 40°C até o 39º dia. Pimenta *et al.* (2016) compostaram resíduos orgânicos de restaurante e podas de árvores, porém em leiras, e logo no primeiro dia do processo, observaram temperaturas próximas a 50°C e a fase termofílica teve duração de 20 dias. Taiatele Jr (2017) em compostagem de resíduos orgânicos e podas de árvore, com a adição de biopolímeros no processo, obteve temperaturas acima de 40°C no primeiro dia, sendo que a fase termofílica teve duração de 23 dias. Tais trabalhos apresentaram duração da fase termofílica semelhantes ao presente experimento.

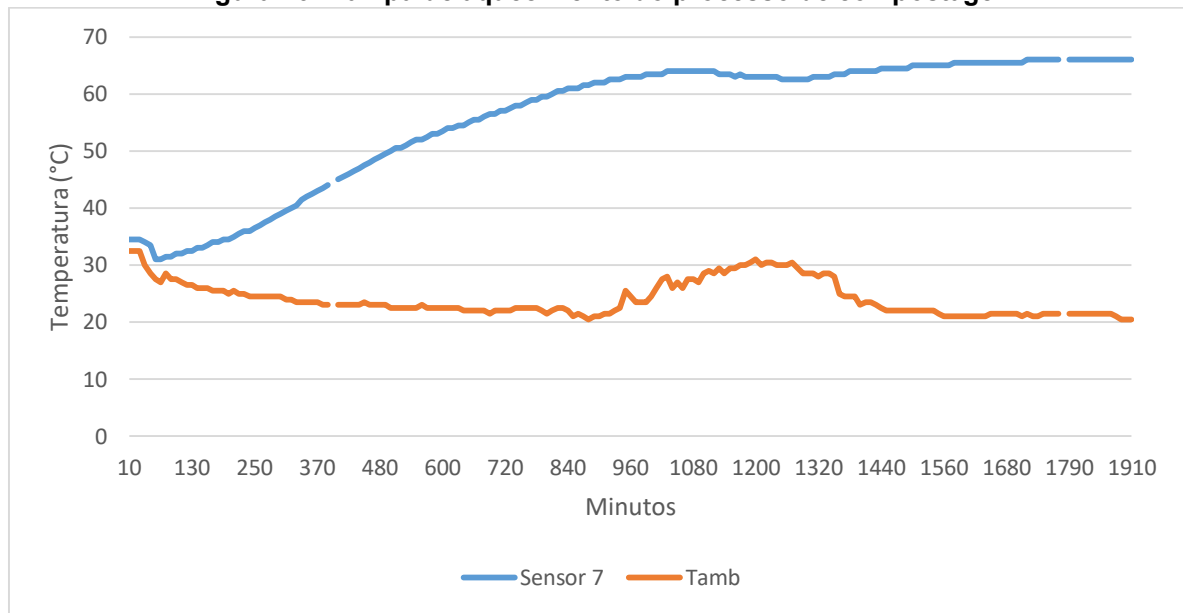
Na sequência, na Figura 15, observa-se a fase mesofílica (INÁCIO *et al.*, 2009), com temperaturas abaixo de 40°C. Até o momento em que se aferiu as temperaturas nessa fase, do 40º dia até o 60º, as médias variaram de 18,8º a 38,5°C, podendo se considerar um ambiente favorável para as bactérias mesófilas, conforme afirma Kiehl (1985), que considera temperaturas entre 25 e 40°C como ótimas para as bactérias nesta fase. Não é possível afirmar quando se iniciou a fase de maturação, pois como se observa na Figura 15, as temperaturas médias permaneceram acima da ambiente até o último dia de monitoramento, cuja diferença variou de 3°C a 14°C. Segundo Pereira Neto (2010), a fase de maturação se inicia quando as temperaturas se encontram inferiores a 40°C. Já Kiehl (1985) explica que nessa fase as temperaturas irão se manter próximas ou igual à ambiente.

Valente *et al.* (2009) explicam que quando a temperatura do composto se aproxima da temperatura ambiente por determinado período, sem mudanças drásticas, pressupõe-se que o composto está curado. Entretanto, não deve ser utilizado este parâmetro sozinho para verificar a maturidade do composto. Trautmann *et al.* (2005) afirmam que no decorrer do processo de compostagem, a taxa de degradação se torna mais baixa devido à redução da disponibilidade de nutrientes e da atividade microbiana e, por essa razão, as temperaturas diminuem.

Ainda na Figura 15 é possível observar que houve variações importantes entre as temperaturas dos sensores, em especial, até o 24º dia. No 3º dia, por exemplo, o sensor 5 (menor temperatura média) registrou 27,6° C e o sensor 7 (maior temperatura média), 63,8°C. Isso reforça o que afirma Kiehl (2010) de que a temperatura varia de acordo com as diferentes posições nas leiras ou reatores de compostagem. Portanto, o autor recomenda que a aferição seja feita em uma camada central, a uma profundidade de 40 e 60 cm, a meia altura, e em vários pontos ao longo do comprimento. Da mesma forma, Pereira Neto (2010) sugere que a temperatura seja aferida diariamente em três pontos centrais: topo, centro e base. Destaca-se que o sensor 5 (menor temperatura média no 3º dia) estava posicionado na base, próximo à lateral e o sensor 7 (maior temperatura média no 3º dia) estava posicionado no centro. Essa diferença de localização, pode ser um dos motivos para a discrepância entre as temperaturas. Pereira Neto (2010) descreve uma distribuição de temperatura típica no interior da massa de compostagem na fase de degradação ativa e aponta temperaturas menores para a camada da base. Um outro parâmetro que pode estar associado é a baixa umidade, já que o sensor 5 se encontrava mais próximo da primeira camada, composta por material seco (poda de árvore). Valente *et al.* (2009) explicam que baixos teores de umidade podem fazer com que a atividade biológica seja reduzida e, por isso, menores temperaturas sejam observadas.

Em relação à temperatura média ambiente, ela variou de 9,7°C a 33,5°C ao longo do processo e observa-se na Figura 15 que a partir do 32º dia ela passa a exercer notória influência no comportamento dos sensores em contato com o composto.

Ainda na Figura 15, nota-se que no 3º dia a temperatura média ultrapassou os 60°C para os sensores 7 e 1. Na Figura 16, portanto, apresenta-se esta rampa de aquecimento (referente ao sensor 7, a título de exemplificação), que atingiu a temperatura máxima de 66°C, 28 horas após a montagem do processo.

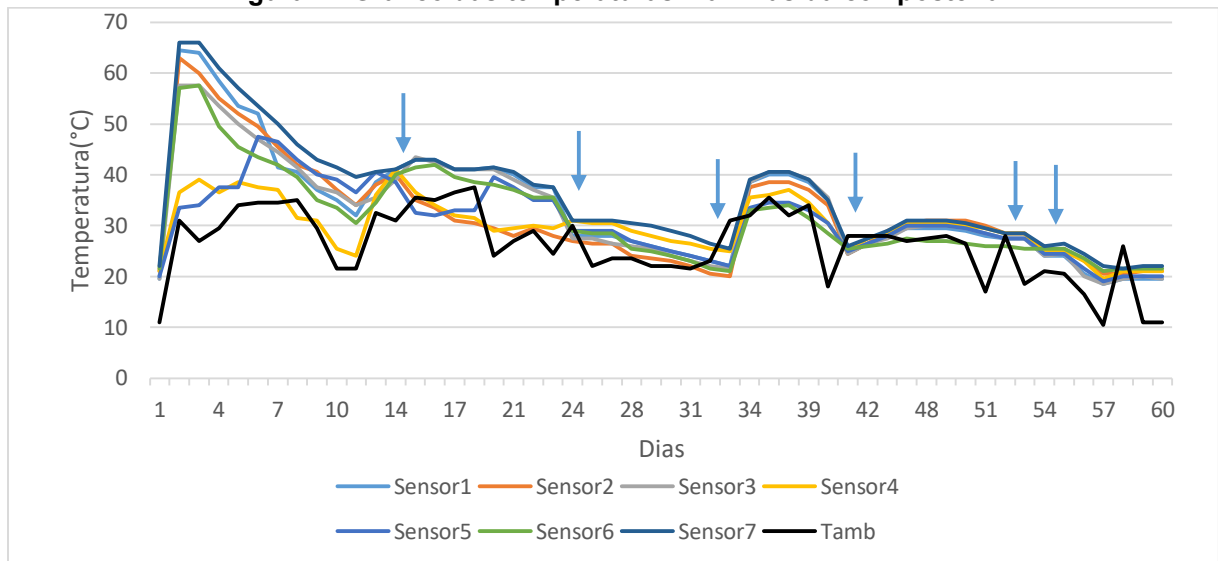
Figura 16- Rampa de aquecimento do processo de compostagem

Fonte: Autorial própria (2022).

Kiehl (2010) afirma que o aparecimento de calor é a primeira informação de que o processo de decomposição se iniciou. Observa-se, na Figura 16, que logo no primeiro dia o sensor já apresentava considerável aumento de temperatura, saindo de, 32,5°C para 44°C em 6 horas. O sensor 7 marcou o maior pico de temperatura, após 28 horas do início do processo, atingindo 66°C, e manteve essa temperatura por 4 horas, das 22h do segundo dia, até às 02h do terceiro dia. Segundo Kiehl (1985) esta fase de aquecimento pode ser alcançada entre dois e três dias e se as condições forem favoráveis pode-se alcançar temperaturas de 60°C a 70°C.

Na Figura 17 estão apresentadas as variações de temperaturas máximas durante todo o processo de compostagem.

Figura 17-Gráfico das temperaturas máximas da composteira



Nota: ↓ – Revolvimentos
Fonte: Autoria própria (2022).

No que diz respeito à máxima temperatura ambiente, ela teve pico máximo no 18º dia de compostagem, quando a temperatura atingiu 37,5°C. Já a temperatura máxima do processo foi observada no 2º dia, registrando 66°C no sensor 7, o que segundo Kiehl (1985) é uma faixa de temperatura considerada ótima para as bactérias, sendo entre 50°C a 75°C. Essa temperatura perdurou até o 3º dia, como mostrado a Figura 17. Observa-se que na fase inicial, houve maior diferença entre as máximas dos sensores em relação à fase final de monitoramento. Isso indica o equilíbrio do sistema com o passar do tempo. Também é notório que até o 40º dia, aproximadamente, os sensores 4 e 5 sempre se apresentaram com menores valores de máxima em relação aos demais sensores, o que pode estar associado, portanto, ao seu posicionamento dentro da composteira, reforçando a importância de se monitorar vários pontos para a obtenção do perfil de temperatura.

Conforme pode-se observar na Figura 17, no 15º dia houve um segundo pico de temperatura máxima, registrando 43°C nos sensores 1, 3 e 7, que foi quando houve o primeiro revolvimento da composteira. O mesmo foi observado no 35º dia, quando após o revolvimento (realizado no 33º dia) os sensores 1, 3 e 7 registraram 40,5°C. Notou-se forte influência da temperatura ambiente (cuja máxima permaneceu na faixa de 31°C a 35,5°C), fazendo com que a temperatura máxima da composteira ficasse acima de 40°C. Amorim *et al.* (2005) observaram em estudo sobre o efeito das estações do ano na compostagem e na vermicompostagem, que, durante o inverno, as temperaturas no interior das leiras são mais baixas se comparadas às obtidas no

verão, resultados que reforçam a influência da temperatura ambiente sobre a temperatura das leiras de compostagem.

Nota-se, na Figura 17 que nos outros dias de revolvimento também houve aumento na temperatura, sendo que no 24° dia, quando foi feito o segundo revolvimento, a diferença entre as temperaturas dos sensores do processo e a temperatura ambiente variou de 1°C a 3°C. Já no dia seguinte, 25° dia, essa diferença foi de 4,5°C a 9°C. No 41° dia, no quarto revolvimento, os sensores do processo variaram de 24,5°C a 26°C, e após três dias, apresentaram temperaturas que variaram de 27,5°C a 31°C. Nos dois últimos revolvimentos, os sensores mantiveram a temperatura que registraram no dia do revolvimento por um dia, sem apresentar queda. No revolvimento do 52° dia, a temperatura nos sensores 2, 4 e 7 manteve-se em 28,5°C. Já os sensores de temperatura ambiente, registraram máximas de 28°C no 52° dia e 18,5°C no 53° dia. Isso demonstra que o revolvimento foi efetivo, visto que a temperatura se manteve sempre acima da temperatura ambiente, o que indica a presença da atividade microbiana na degradação dos resíduos (GARCIA, 2021).

No dia de máxima temperatura média (3° dia) que foi no sensor 7, as temperaturas mantiveram-se acima dos 60 °C ao longo de todo o dia, iniciando o dia registrando 66°C e ao final do dia 61,5°C. Já no 2° dia, quando se atingiu a máxima temperatura do processo (66°C) a temperatura se manteve por quatro horas. Ressalta-se que temperaturas elevadas são importantes, principalmente, no que diz respeito à rapidez da biodegradação e à eliminação de possíveis patógenos, que segundo Kiehl (1985) são pouco resistentes a temperaturas entre 50° e 60° por certo período de tempo. Na Tabela 4 apresenta-se a temperatura e o intervalo de tempo necessário para destruir microrganismos e parasitas em resíduos orgânicos segundo a Resolução 481 do CONAMA (2017).

Tabela 4-Temperatura e intervalo de tempo necessário para destruir microrganismos e parasitas em resíduos orgânicos

Tipo de organismos	Tempo de exposição (minutos)	Temperatura (°C)
Bactérias	<i>Salmonella</i>	20-30
	<i>Esterichia coli</i>	15-20
Helmintos	<i>Teania saginata</i>	Alguns minutos
	<i>Ascaris Lumbricoides</i>	50-60

Fonte: Adaptado de CONAMA (2017).

Observa-se, portanto, que pela máxima temperatura média e pela máxima temperatura do processo, registradas no sensor 7 (de 63,8°C por 120 minutos e 66°C por 240 minutos, respectivamente) a compostagem aqui em questão têm potencial para inativar *Salmonella*, *Esterichia coli*, *Teania saginata* e *Ascaris Lumbricoides*, segundo informações apresentadas pela CONAMA (2017), na Tabela 4. A Resolução 481 do CONAMA (2017) também apresenta as temperaturas necessárias para a sanitização do composto e a duração no processo (Tabela 5).

Tabela 5-Temperaturas necessárias para a sanitização do composto e sua duração no processo

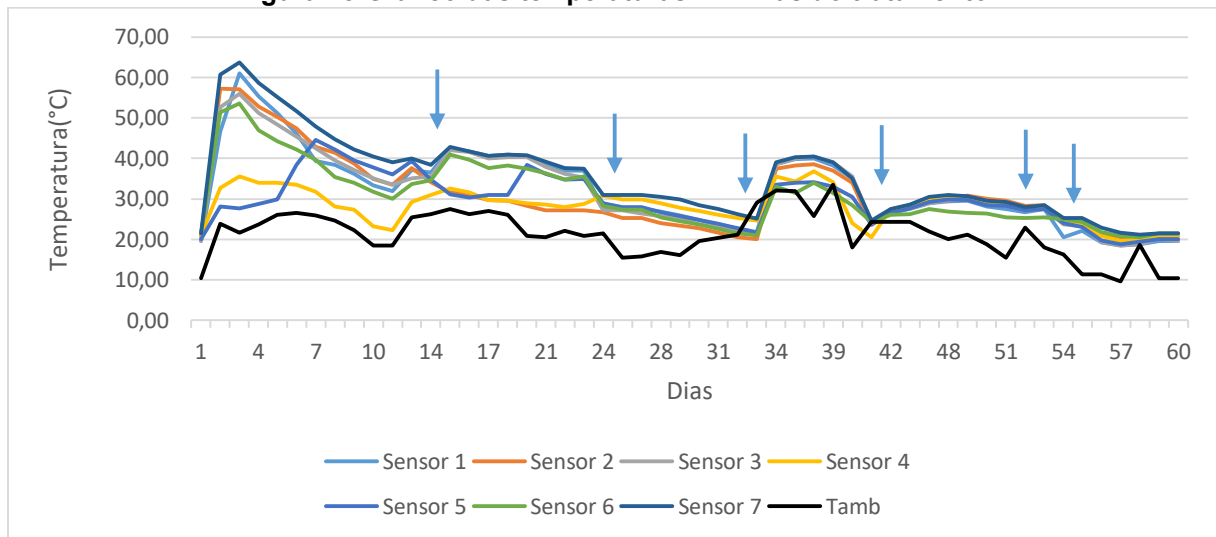
Sistema de Compostagem	Temperatura (°C)	Tempo (dias)
Sistemas abertos	>55°C	14
	>65°C	3
Sistema fechados	>60°C	3

Fonte: Adaptado de CONAMA (2017).

Nota-se, no caso da composteira, sistema fechado, que é preciso que a temperatura permaneça acima de 60° C por 3 dias. Considerando o sensor 7, este critério não foi atendido, visto que a temperatura permaneceu acima de 60° C das 06h do dia 2 até às 06h30 do dia 4. Deve-se destacar que nem todos os sensores atingiram 60° C, o que reflete a importância de monitorar a temperatura em todos os pontos da massa de resíduos, para verificar se o preconizado pela CONAMA (2017) foi, de fato, atendido. Neste sentido, Michels *et al.* (2017) reiteram a importância do monitoramento contínuo, com vários dados coletados ao longo do dia e do processo.

Na Figura 18 é possível observar o perfil de temperatura mínima em todo o processo de compostagem.

Figura 18-Gráfico das temperaturas mínimas do tratamento



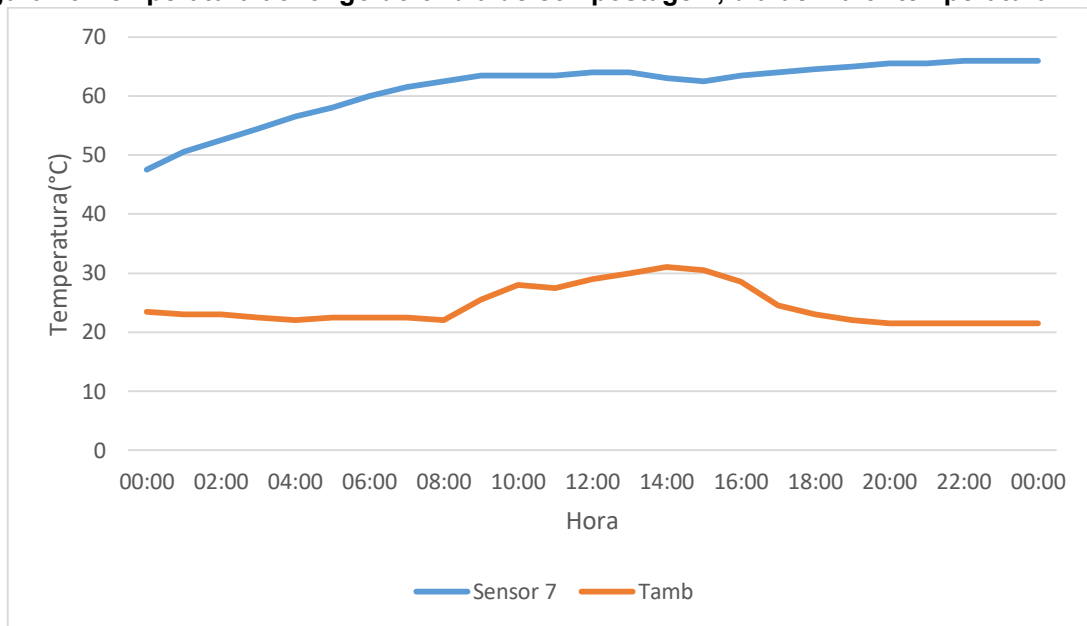
Nota: ↓ – Revolvimentos
Fonte: Autoria própria (2022).

Observa-se, na Figura 18, que a mínima temperatura foi registrada no 15º dia, 27 horas após o revolvimento. Neste dia, a mínima ambiente registrada foi de 27,47°C. Já no 36º dia, as mínimas variaram de 33,5°C e 40,5°C, e a temperatura ambiente 25,8°C. Observa-se ainda que logo após os revolvimentos ocorre um decréscimo da temperatura mínima da composteira (pico invertido), como por exemplo nos dias 14, 22, 33, 41 e 52. Isso se dá em virtude do desprendimento de calor aprisionado no interior da composteira. A diminuição de temperatura no processo deve-se ao fato de que durante o reviramento, o calor é liberado para o meio ambiente na forma de vapor de água (PEREIRA NETO, 2010).

O monitoramento diário das temperaturas das leiras é de grande importância para a tomada de decisões em relação à quando realizar os revolvimentos e os umedecimentos. Usualmente, as pesquisas referentes ao monitoramento da compostagem de resíduos, realizam monitoramentos de temperatura diários ou de uma vez ao dia, utilizando de termômetros de mercúrio ou digitais, ou por meio de coleta manual, o que dificulta o monitoramento, tornando-o lento e com pouca frequência (PEDROSA *et al.*, 2013; LIMA JUNIOR *et al.*, 2017; MICHELS *et al.*, 2017;). Neste experimento, o monitoramento a cada 10 minutos e com 9 sensores permitiu a tomada de decisões quanto ao manejo da compostagem e o acompanhamento do processo com elevado nível de detalhamento.

Na Figura 19 apresenta-se o perfil de temperatura ambiente e do sensor 7 ao longo do 3º dia, o dia de maior temperatura média.

Figura 19-Temperatura ao longo do 3º dia de compostagem, dia de maior temperatura média



Fonte: Autoria própria (2022).

Pode-se notar que na Figura 19 que a temperatura no interior da composteira acompanha a temperatura ambiente. Entretanto, há um atraso da variação, ou seja, os picos mínimos e máximos da temperatura ocorrem algumas horas depois dos picos correspondentes à temperatura ambiente. Nota-se que às 10h a temperatura ambiente registrou o primeiro pico, de 28°C, e após duas horas o sensor 7 registrou o pico de 64°C. Em seguida, às 14h, o sensor de temperatura ambiente registrou seu pico máximo do dia, sendo de 31°C, e às 18h o sensor 7 começou a demonstrar aumento da temperatura, registrando, às 22h, 66°C. Taiatele Jr (2014) em suas análises, também verificou atraso das máximas temperaturas médias das leiras em relação à ambiente, sendo um intervalo de 3 horas, em média. O autor o justificou como sendo, o tempo que o calor absorvido pelo ambiente (ar + piso) leva para ser irradiado para o interior das leiras, local onde os sensores estavam inseridos.

Tais resultados reforçam o que afirmam Michels *et al.* (2017) e Dal Bosco *et al.* (2018) sobre a necessidade de análises diárias e frequentes durante o processo de compostagem. Segundo os autores é necessário estimar a frequência considerando o erro estatístico admissível para o processo.

5.2 Reduções de volume, massa e descaracterização dos resíduos compostados

He, Logan e Traina (1995) afirmam que há uma importante redução de volume e peso específico na compostagem em relação aos resíduos colocados inicialmente no processo. Silva (2007) explica que essa redução de volume e massa do composto, é em razão da degradação do material e ao CO₂ liberado no processo de respiração microbiana (SILVA, 2007)

Na Tabela 6 apresenta-se a redução de volume e massa resultante da compostagem dos resíduos orgânicos.

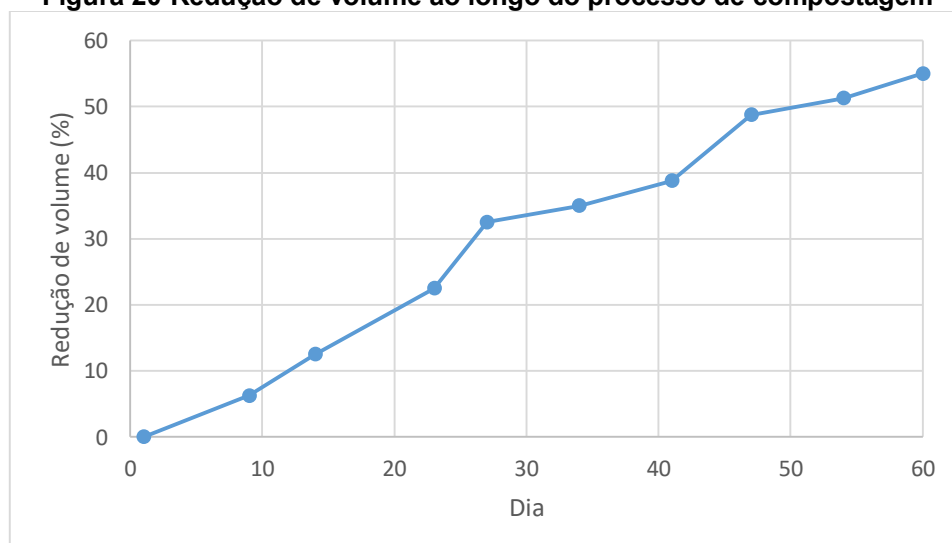
Tabela 6-Redução de massa e volume ao longo do processo

MASSA SECA INICIAL (Kg)	MASSA SECA FINAL (Kg)	REDUÇÃO DE MASSA (%)	VOLUME INICIAL (L)	VOLUME FINAL (L)	REDUÇÃO DE VOLUME (%)
41,5	29,2	29,6	435	151	55

Fonte: Autoria própria (2022).

Nota-se que o processo resultou na redução de massa da ordem de 29,6%. Gorgati (2001) em seu estudo sobre compostagem com resíduos orgânicos municipais obteve reduções de massa que variaram de 32 a 61,6%. Já a redução de volume foi de 55%. Na Figura 20 pode-se observar a evolução da redução de volume ao longo do processo.

Figura 20-Redução de volume ao longo do processo de compostagem



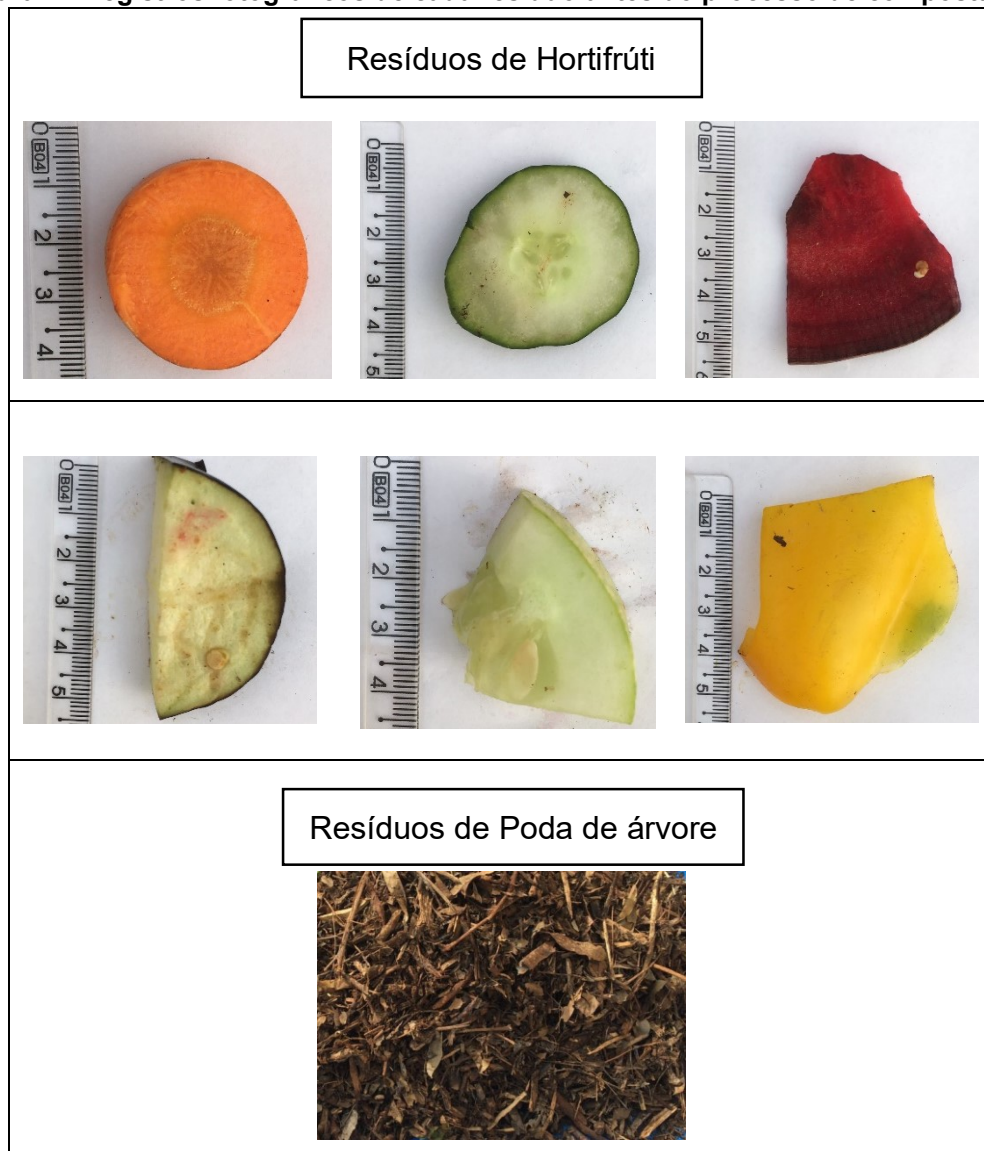
Fonte: Autoria própria (2022).

Esse potencial de redução de volume já era esperado, visto que se relata, na literatura, que os resíduos orgânicos em processo de compostagem tendem a diminuir seu volume em aproximadamente 50% (KIEHL, 1985). Taiatele Jr (2017) em seu estudo sobre compostagem de resíduos orgânicos e podas obteve reduções de 54,20% de volume e 41,83% de massa, após 70 dias de tratamento.

É importante ressaltar que essas reduções de massa e volume obtidas reafirmam as vantagens e a importância de se fazer o tratamento dos resíduos do presente estudo, poda de árvores e hortifrúti, via compostagem, de forma que a destinação final dos mesmos não seja aterros sanitários. Taiatele Jr (2014) aponta como vantagens, o aumento da vida útil dos aterros por receberem menos volume de resíduos e a diminuição na geração de lixiviado e gás metano por receberem menor quantidade de resíduos biodegradáveis.

Em relação à descaracterização dos resíduos compostados, na Figura 21 pode-se observar os registros fotográficos dos resíduos no dia da montagem da composteira.

Figura 21-Registros fotográficos de cada resíduo antes do processo de compostagem



Fonte: Autoria própria (2022).

Ao fim dos 60 dias do processo de compostagem foi constatada uma boa descaracterização dos resíduos que compuseram a composteira. Os resíduos orgânicos foram os que tiveram maior descaracterização. Nas primeiras semanas já não era mais perceptível grande parte dos fragmentos que eram facilmente identificáveis ao início do processo. Tal comportamento pode ser observado na Figura 22, quando foi realizado o primeiro revolvimento, após 14 dias do início do processo.

Figura 22-Registro fotográfico durante o primeiro revolvimento, após 14 dias do início do processo de compostagem.



Fonte: Autoria própria (2022).

No que diz respeito à poda, observou-se menor degradação, quando comparada com os resíduos orgânicos, tendo reduzido sua granulometria, porém ainda era possível identificá-la ao final do processo (Figura 23).

Figura 23-Registro fotográfico do composto ao final do processo



a) Composto bruto



b) Composto peneirado

Fonte: Autoria própria (2022).

A degradação mais lenta da poda pode ser explicada pela presença de celulose e lignina, que constituem fontes de carbono de lenta biodegradação, enquanto resíduos orgânicos são majoritariamente constituídos de fontes de carbono

prontamente biodegradáveis, como proteínas e açúcares (EPSTEIN, 1997). Além disso, a primeira camada e a última foram colocadas separadamente na hora da montagem, sem misturar com o resíduo úmido. Por ser um material seco, a poda pode ter recebido menor atuação dos microrganismos decompositores, visto que, segundo Valente *et al.* (2009), baixos teores de umidade podem fazer com que a atividade biológica seja reduzida e haja uma menor degradação. Kiehl (2010) explica que resíduos com baixos teores de nitrogênio resultam em um tempo de decomposição seja maior. Taiatele Jr (2014) e Moser (2017), em seus estudos, também utilizaram resíduos orgânicos e poda no processo de compostagem com a inserção de biopolímeros, e constataram boa degradação dos resíduos, com menor degradação da poda, sendo possível ainda identificá-la ao final do processo, porém em granulometria menor.

5.3 Caracterização do composto final

Na Tabela 7 estão descritos os teores de Sólidos Totais, Sólidos Voláteis, Sólidos Fixos, Carbono Total, Carbono orgânico, Nitrogênio Total, Umidade, pH e Relação C/N dos resíduos na fase inicial do processo e do composto na fase final.

Tabela 7- Caracterização inicial do resíduo e final do composto

Início do processo												
	Umidade (%)	Carbono Orgânico (%)	Carbono Total (%)	Nitrogênio Total (%)	Sólidos Voláteis (%)	Sólidos Fixos (%)	pH	Relação C/N	Sólidos Totais (g)	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)		
Hortifrúti	92,53	32,89	37,67	3,60	82,55	17,45	7,30	1	0,8510	960,7		
Poda	31,58	34,30	39,23	1,23	85,93	14,07	7,23	24,6	3,730	389,2		
Composto final												
	Umidade (%)	Carbono Orgânico (%)	Carbono Total (%)	Nitrogênio Total (%)	Sólidos Voláteis (%)	Sólidos Fixos (%)	pH	Relação C/N	Fósforo (P_2O_5) (%)	Potássio (K_2O) (%)	Cromo (Cr) (%)	Cobalto (Co) (%)
	52,58	9,39	15,62	1,82	57,46	42,54	7,65	5,16	0,73	0,55	0,0128	0,0024
	Sódio (Na) (%)	Níquel (Ni) (%)	Cálcio (Ca) (%)	Magnésio (Mg) (%)	Enxofre (S) (%)	Boro (B) (%)	Cobre (Cu) (%)	Ferro (Fe) (%)	Manganês (Mn) (%)	Molibdênio (Mo) (%)	Zinco (Zn) (%)	Chumbo (Pb) (%)
	0,0257	0,0051	1,50	0,30	0,20	0,012	N.D	5,8	0,094	0,00045	0,007	N.D

Nota₁: Os valores em verde na tabela simbolizam o atendimento a IN 61/2020 (MAPA, 2020), valores em vermelho simbolizam o não atendimento e valores em branco não são requeridos na IN 61/2020 (MAPA, 2020).

Nota₂: ND significa não detectado.

Nota₃: Valor estimado a partir da equação $\text{CO} = (0,9 \cdot \text{CT}) - 1,01$, onde CT é o teor de carbono total.

Nota₄: Valor estimado a partir da equação $\text{CT} = (0,463 \cdot \text{SV}) - 0,55$, onde SV é o teor de sólidos voláteis na amostra.

Fonte: Autoria própria (2022).

Pode-se perceber que para os valores de umidade, havia uma grande diferença entre a poda e o hortifrúti. Já no composto final a porcentagem foi de 52,58%. Segundo a IN 61/2020 do MAPA, o teor máximo de umidade permitido nos compostos é de 50%. Isso significa, que para a comercialização deste composto seria necessário sua secagem prévia.

Os sólidos voláteis corresponderam a 82,55% e 85,93% das massas secas de resíduos de hortifrúti e poda, respectivamente. Moser (2017) em análise dos resíduos orgânicos e poda, obteve para sólidos voláteis 96,2% e 91,7%, respectivamente. Ao final do processo, a porcentagem obtida foi de 57,46%, como mostra a Tabela 7. A redução do teor de sólidos voláteis no composto final está associada à degradação da matéria orgânica pelos microrganismos e a sua conversão a gás carbônico pelo processo de degradação aeróbia (KIEHL, 2008). Neste sentido, Queiroz (2007) afirma que no processo de degradação da matéria orgânica por meio da compostagem, a porcentagem de sólidos voláteis tende a diminuir e, por consequência, a de sólidos fixos tende a aumentar, sendo que, os sólidos fixos representam a fração inorgânica presente no composto. No presente estudo as porcentagens iniciais para sólidos fixos eram de 17,45% para hortifrúti e 14,07% para poda de árvore, e para o composto final o valor foi de 42,54%, estando de acordo com o que foi afirmado por Queiroz (2007).

Nota-se na Tabela 7 que o teor de carbono orgânico e carbono total diminuiu em relação aos teores apresentados pelos resíduos no início do processo, o que segundo Kiehl (2008) se deve à eliminação contínua de carbono durante a decomposição. De acordo com Instrução Normativa nº 61/2020 do MAPA, a porcentagem mínima de carbono orgânico é de 15%, ou seja, o composto final obtido neste experimento apresenta valor abaixo do requerido para fins de comercialização. Porém, considerando o aspecto ambiental, mostra-se que o tratamento dos resíduos orgânicos, via compostagem, é eficiente do ponto de vista da estabilização do material e a redução do seu potencial poluir quando no ambiente.

Já o teor de Nitrogênio total ficou em 1,82% para o composto final. Kiehl (2008) explica que durante o processo ocorre a reciclagem de nitrogênio, o qual não se perde, e, por isso os valores inicial e final não sofreram grandes alterações. O valor obtido está de acordo com o que é preconizado pela IN do MAPA (2020), que estabelece a porcentagem mínima de 0,5% de Nitrogênio total.

Os valores iniciais de pH e condutividade elétrica (Tabela 7) para a poda foram, respectivamente, 7,2 e $389,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto os resíduos de hortifrúti apresentaram pH de 7,3 e condutividade elétrica de $960,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Sacramento *et al.* (2017) em suas análises de condutividade elétrica encontraram valores próximos a $474 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para a poda de árvore. Já Moser (2017) encontrou para a condutividade elétrica inicial dos resíduos orgânicos o valor de aproximadamente $1300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. No que diz respeito ao pH do composto final (7,65), superior ao pH dos resíduos no início do processo, deve-se ao fato de que os ácidos orgânicos foram metabolizados durante o processo de compostagem e isso resulta num maior pH final (VALENTE, 2009).

Se somente o parâmetro pH fosse levado em consideração, esse composto poderia ser comercializado, uma vez que a Instrução Normativa nº 61/2020 do MAPA propõe que para comércio de fertilizantes oriundos de resíduo domiciliar o pH deve ser maior que 6 (MAPA, 2009).

A relação C/N inicial foi de 24,6/1 valor que está próximo do intervalo (26 – 35), recomendado por Kiehl (1985) para uma rápida e eficiente compostagem. Ele ainda afirma que a relação C/N será menor ao final do processo, se as relações iniciais forem corretas. Ao final de 60 dias de processo, observa-se redução do valor inicial de 26 para 5,16. Esse valor atende a Instrução Normativa nº 61/2020 do MAPA, que estabelece para a relação C/N o valor máximo de 20. Garcia (2021) explica que esse é um critério importante para avaliar a eficiência no processo de compostagem e a estabilidade do composto.

Para os parâmetros: Fósforo, Potássio, Magnésio, Enxofre, Zinco, Molibdênio Cobalto e Cobre, os valores obtidos na análise do composto final estiveram abaixo do requisitado pela Instrução Normativa nº 61/2020 do MAPA ($>1,00$; $>1,00$; $>1,00$; $>1,00$; $>0,10$; $>0,005$; $>0,005$ e $>0,02$, respectivamente), como mostra a Tabela 7. Já para o Cálcio, Boro, Ferro, Manganês e Níquel, os resultados estavam dentro dos parâmetros da IN do MAPA (2020), que deveriam ser (>1 , $>0,01$; $>0,02$; $>0,02$ e $>0,005$, respectivamente). Vale ressaltar que, segundo Instrução Normativa nº 61/2020 do MAPA para o registro do composto, quando os macronutrientes e micronutrientes forem constituintes habituais das matérias-primas que fornecem o nutriente primário, os teores não constarão do certificado de registro.

5.4 Redução de massa e descaracterização dos biopolímeros

Na Tabela 8 apresenta-se a redução média de massa dos biopolímeros estudados.

Tabela 8-Redução média de massa dos biopolímeros durante o processo de compostagem

Polímero	AMOSTRAS ANALISADAS AOS 30 DIAS				AMOSTRAS ANALISADAS AOS 60 DIAS			
	massa seca inicial (g)	massa seca final (g)	redução de massa (g)	redução de massa (%)	massa seca inicial (g)	massa seca final (g)	redução de massa (g)	redução de massa (%)
Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (filme)	0,7736	0,1303	0,6433	83,2	0,7782	0,1303	0,6479	83,3
Monoacetato de celulose obtido a partir da casca de aveia (em pó)	0,2005±0,0001	0,0110±0,0090	0,1895±0,0089	94,5±4,49	0,2005±0,0001	0,003±0,0000	0,1975±0,0001	98,5±0,001
Diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó)	0,2002±0,0001	0,0040±0,0020	0,1962±0,0019	98,0±0,998	0,2002±0,0000	0,0021±0,0000	0,1981±0,0001	98,9±0,000
Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó)	0,2001±0,0001	0,0165±0,0005	0,1836±0,0004	91,7±0,245	0,2003±0,0001	0,0110±0,0040	0,1893±0,0041	94,5±1,99

Nota: Para a amostra de Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (filme) não houve repetição.

Fonte: Autoria própria (2022).

Taiatele Jr (2014) explica que a perda de massa pode ser causada pela conversão de matéria orgânica em gás carbônico por meio da degradação aeróbica dos biopolímeros. É possível notar na Tabela 5 que, para a maioria dos tratamentos, houve redução de mais de 90% das massas dos biopolímeros, sendo que apenas o Triacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (filme) obteve redução de 83,2% em 30 dias e 83,3% em 60 dias. A menor perda de massa do Triacetato em formato de filme, em relação aos demais pode estar relacionado ao seu estado físico, ou seja, os biopolímeros em pó por apresentarem maior superfície de contato, podem ter permitido maior contato com a umidade dos resíduos orgânicos, maior passagem de ar e, por conseguinte, maior aderência dos microrganismos. Bardi e Rosa (2007) constataram em seu estudo sobre avaliação de propriedades de biodegradação de blendas de poli(ϵ -caprolactona) (PCL) e acetato de celulose, que um dos fatores que influenciou a redução de massa em materiais foi a morfologia mais porosa e afirmaram que isso pode ter facilitado a aderência dos microrganismos com posterior maior ataque microbiano.

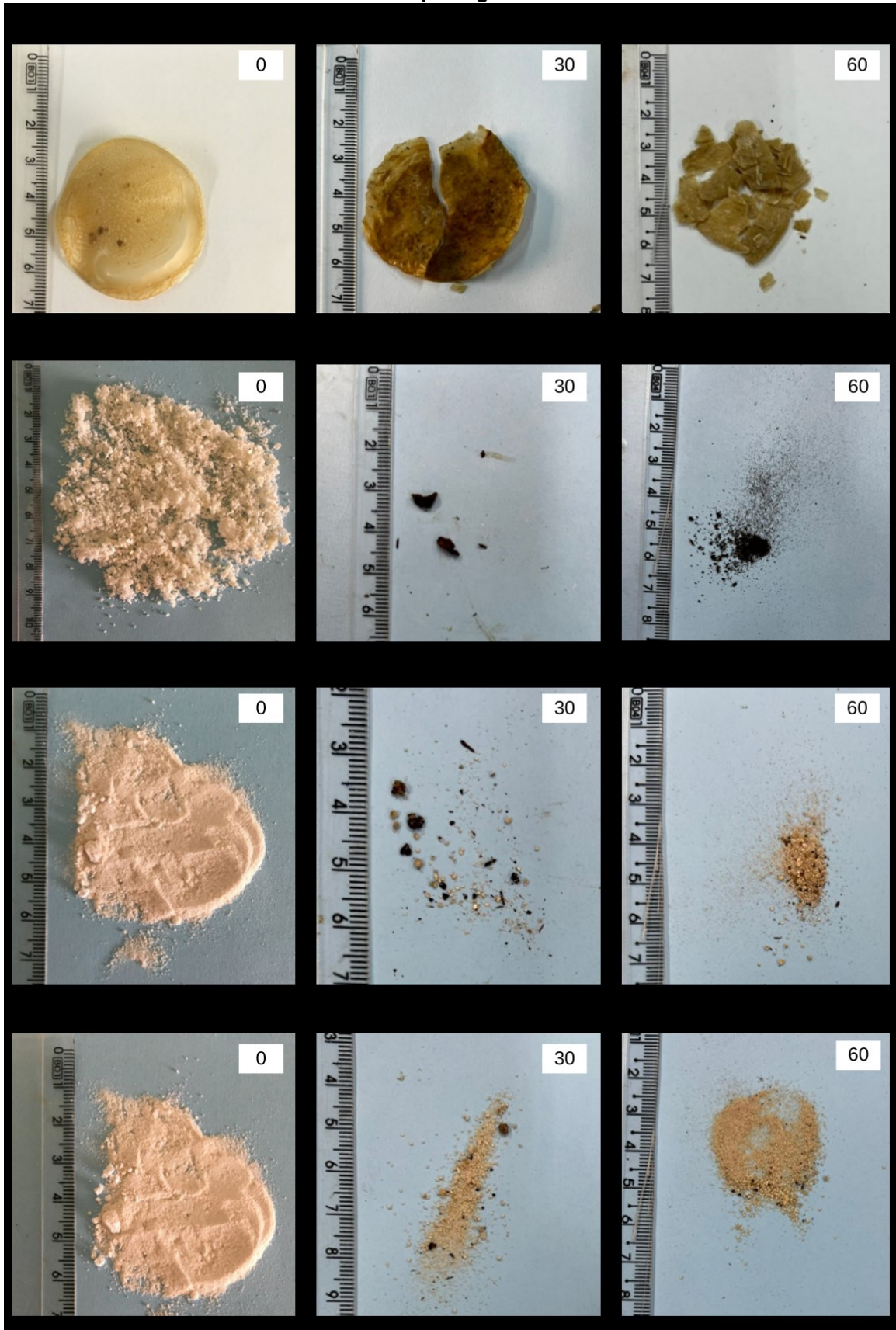
O diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó) resultou na redução de 98,9% da massa para as amostras retiradas aos 60 dias e o Triacetato de celulose (em pó) teve uma redução de 94,5%. O grau de substituição (GS) pode estar diretamente relacionado com esses resultados, por ser um parâmetro que afeta o potencial de biodegradabilidade e a solubilidade em diferentes solventes (CERQUEIRA *et al.*, 2010). Segundo Endres e Siebert-Raths (2011) a biodegradação do acetato de celulose diminui à medida que o GS aumenta. Na produção do acetato de celulose, os GS são obtidos pela substituição dos grupos hidroxilas das unidades de glicose por grupos acetila (CERQUEIRA *et al.*, 2010). Desta forma, quanto maior o GS, menor a quantidade de grupos hidroxilas. Esse parâmetro pode refletir na degradação do material. Moriyoshi *et al.* (2002) afirmam que, a presença de um grande número de hidroxilas na cadeia macromolecular do acetato de celulose, faz com que seu potencial biodegradativo seja aumentado, e justifica tal fato, ser reflexo de um menor grau de substituição. Eles explicam, ainda, que a etapa determinante da biodegradação do acetato é denominada desacetilação. Na biodegradação esta etapa de desacetilação do acetato é acelerada pela enzima hidrolase, produzida por microrganismos (SAKAI, *et al.*, 1996).

Em geral, todos os tratamentos obtiveram reduções acima de 80% em 60 dias de compostagem. De acordo com a ABNT NBR 15448-2 (ABNT, 2008), para um

produto ser intitulado como organicamente recuperável (compostável), a embalagem deve ser biodegradável e “após no máximo 12 semanas no processo de compostagem, não mais de 10% da massa seca original da embalagem em ensaio deve ficar retida em uma peneira de malha de 2 mm”. O presente estudo não teve a duração preconizada na ABNT NBR 15448-2 (ABNT, 2008) e, tão pouco fez-se o ensaio de peneiramento. No entanto, percebe-se o potencial de compostabilidade dos biopolímeros testados, considerando os percentuais de redução de massa observados na Tabela 8.

Na Figura 24 observam-se os biopolímeros antes do processo e após 30 e 60 dias de compostagem.

Figura 24-Diferentes estágios de degradação dos biopolímeros durante o processo de compostagem.



Fonte: Autoria própria (2022).

Ao fim do processo de compostagem os filmes de Triacetato de celulose apresentaram cor opaca, ficaram mais frágeis, tornando-se mais quebradiços e com redução na granulometria. Nunes (2019), em estudo com acetato de celulose em diferentes GS, constatou que o gradual aumento da fragilidade destes filmes e a diminuição significativa da massa dos mesmos é, possivelmente, derivado da quebra da estrutura polimérica e perda de grupos constituintes.

No que diz respeito aos biopolímeros em pó, observou-se redução no tamanho das partículas e, em algumas meias, foram encontrados apenas resquícios dos biopolímeros. Há chances ainda de que, com a diminuição dessas partículas e a umidade resultante dos resíduos compostados, tenha ocorrido aderência do pó nos poros das meias, dificultando sua pesagem. Este é, portanto, um desafio metodológico a ser superado em futuros trabalhos.

Nota-se, na Tabela 5, que o Monoacetato de celulose obtido a partir da casca de aveia (em pó) e o Diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó) foram os tratamentos com maior redução de massa aos 60 dias de experimento. O mesmo pode ser observado na Figura 24, com destaque para a descaracterização do Monoacetato de celulose aos 60 dias. Tais resultados reforçam a influência do grau de substituição, que segundo Cerqueira *et al.* (2010), interfere na cristalinidade e no potencial de biodegração do biopolímero.

6 CONCLUSÃO

- No processo de compostagem foi possível identificar as fases: termofílicas e mesofílicas, sendo que a fase termofílica teve duração de 24 dias.
- Observou-se variações de temperaturas entre os sensores e notou-se influência das posições e camadas em que estavam, reafirmando a importância da coleta de dados diariamente e a aferição em diferentes pontos da composteira.
- Durante a fase termofílica, a temperatura alcançou o pico máximo de 66°C, com duração de 4 horas, considerada pela Resolução 481 do CONAMA (2017) temperatura e duração eficientes na eliminação de patógenos;
- Ao final do processo obteve-se reduções de 55% do volume inicial do composto e de 29,6% da massa, resultados que reafirmam as vantagens e a importância de se fazer o tratamento dos resíduos do presente estudo via compostagem, de forma que a destinação final dos mesmos não seja os aterros sanitários;
- Os resíduos de hortifrúti apresentaram completa descaracterização ao final dos 60 dias de compostagem. Já a poda de árvore teve apenas sua granulometria diminuída.
- Na análise do composto final os parâmetros C/N e pH estiveram de acordo o IN 61/2020 do MAPA. Já a umidade e teor de carbono orgânico, não atenderam os requisitos.
- Os biopolímeros que apresentaram maior redução de massa foram o Diacetato de celulose obtido a partir da casca de soja (em pó) e o Monoacetato de celulose obtido a partir da casca de aveia (em pó). No entanto, todos os biopolímeros estudados apresentaram potencial de compostabilidade, com redução de massa acima de 80%.

REFERÊNCIAS

- ABNT. NBR 10007:** Amostragem de resíduos: procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT. NBR 13230:** embalagens e acondicionamento plásticos recicláveis - Identificação e simbologia. Rio de Janeiro, 1994.
- ABNT. NBR 15448-1:** embalagens plásticas degradáveis e/ou de fontes renováveis: parte 1: terminologia. Rio de Janeiro, 2006.
- ABNT. NBR 15448-2:** embalagens plásticas degradáveis e/ou de fontes renováveis: parte 2: biodegradação e compostagem: requisitos e métodos de ensaio. Rio de Janeiro, 2008.
- ABICOM. **Polímeros Biodegradáveis e Compostáveis**. São Paulo, 2009. Disponível em: http://abicomweb.org.br/imagens/biblioteca/pdf_14fabe2310b427_Position_Paper_ABICOM.pdf. Acesso em: 29 out. 2021.
- ABIPLAST. **Perfil 2015**. São Paulo/SP. [2020]. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil-2015>. Acesso em: 15 de out, 2021.
- ABIPLAST. **Perfil 2020**. São Paulo/SP. [2020]. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/Acesso> em: 15 de out, 2021.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2019/2020**. São Paulo/SP. [2020]. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>Acesso em: 07 de out, 2021.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2020/2021**. São Paulo/SP. [2020]. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>Acesso em: 03 de abr, 2022.
- AGNELLI, J. A. M; WIEBECK, H., GUNTER, W. R; SCHWARZ, L. Reciclagem de polímeros. **Polímeros Ciência e Tecnologia**, p. 9-18, 1996.
- AMORIM, A. C.; LUCAS Jr, J.; RESENDE, K. T. de. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das estações do ano. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 57-66, 2005.
- APHA. AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- ASSIS, R.Q. **Filmes ativos à base de acetato de celulose com adição de licopeno, norbixina ou zeaxantina**. 2021. Tese de Pós Graduação– Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- BARDI, M. A. G.; ROSA, D. S. **Avaliação da biodegradação em solo simulado de poli (?-caprolactona), acetato de celulose e suas blends**. 2007.

BARREIRA, L. P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção**. 2005. 204f. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BARREIRA, L.P; PHILIPPI JUNIOR, A; RODRIGUES, M.S. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 11, n. 4, p. 385-393, dez. 2006. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522006000400012>. Acesso em: 23 nov. 2021.

BILIADERIS, C. G. **Characterization of starch networks by small strain dynamic rheometry**. In: ALEXANDER, R. J.; ZOBEL, H. F. Developments in carbohydrate chemistry. Saint Paul (USA): AACC, 1992, p. 87-135.

BORSCHIVER, S; ALMEIDA, L.F. M.; ROITMAN, T. Monitoramento tecnológico e mercadológico de biopolímeros. **Polímeros**, São Carlos, v. 18, n. 3, p. 256- 261, 2008.

BRASIL 2010. Lei N° 12.305 de 02 de agosto de 2010 - **Política Nacional de Resíduos Sólidos** (PNRS). Disponível em: www.planalto.gov.br.

BRASIL 2022. Decreto N° 10.936 de 12 de janeiro de 2022. **Regulamenta os dispositivos da Lei 12305 de 02 de agosto de 2010**. Diário Oficial da União, Brasília-DF, 05 de abril de 2022. Disponível em: www.planalto.gov.br.

BRANDELERO, R.P.H; GROSSMANN, M.V; YAMASHITA, F. Hidrofilicidade de filmes de amido/poli(butileno adipato co-tereftalato) (Pbat) adicionados de tween 80 e óleo de soja. **Polímeros** [online]. 2013, v. 23, n. 2, pp. 270-275. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/S0104-14282013005000011>. Acesso em: 19 out. 2021.

BRITO, G. F.; AGRAWAL, P.; ARAÚJO, E. M.; MELO, T. J. A. Biopolímeros, Polímeros Biodegradáveis e Polímeros Verdes. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos (REMAP)**, v. 6, n. 2, p. 127-139, 2011.

BOTTERELL, Z L.R.; BEAUMONT, N; DORRINGTON, T; STEINKE, M; THOMPSON, R.C.; LINDEQUE, P.K. Biodisponibilidade e efeitos dos microplásticos no zooplâncton marinho: uma revisão. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 245, p. 98-110, fev. 2019. Elsevier BV.

CANEVAROLO Jr, S. V. **Ciência dos polímeros**. Artiliber editora, São Paulo, p. 110-115, 2002.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de Quantificação de Carbono e Matéria Orgânica em Resíduos Orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p.1211-1220, 2012.

CASARANO, R; FIDALE, L. C; LUCHETI, C. M, HEINZE, T., EL SEUD, O. A (2011).. Métodos convenientes e precisos para a determinação do grau de substituição de ésteres carboxílicos de celulose: Aplicação de espectroscopia UV-vis

(solvatocromismo de corante) e FTIR. **Polímeros de carboidratos**, v. 83, n. 3, pág. 1285-1292, 2011.

CERQUEIRA, D.A; RODRIGUES FILHO, G; CARVALHO, R.A; VALENTE, A.J.M. Caracterização de acetato de celulose obtido a partir do bagaço de cana-de-açúcar por ¹H-RMN. **Polímeros**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 85-91, 14 maio 2010. Fap UNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-14282010005000017>. Acesso em: 05 nov. 2021.

COLTRO, L; GASPARINO, B.F; QUEIROZ, G.C. Reciclagem de materiais plásticos: a importância da identificação correta. **Polímeros**. 2008, v. 18, n. 2, pp. 119-125. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0104-14282008000200008>.

COLTRO, L; DUARTE, L.C.. Reciclagem de embalagens plásticas flexíveis: contribuição da identificação correta. **Polímeros**, [S.L.], v. 23, n. 1, p. 128-134, 1 fev. 2013. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-14282013005000008>. Acesso em: 07 nov. 2021.

CONAB. COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira, Brasília, v. 08, n.10, Jul, 2021, p. 77**: Brasília: Companhia Nacional de Abastecimento. 2021 Disponível em: <https://www.conab.gov.br/>. Acesso em: 15 out. 2021.

CONAMA, **Resolução nº 481, de 03 de outubro de 2017**, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA; “Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências”. Disponível em: <http://www.agencia.baciaspcj.org.br/docs/resolucoes/resolucao-conama-481-17.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2021.

CRUZ, A.C; MEIRELES, C.S; RIBEIRO, S.D; RODRIGUES FILHO, G; ASSUNÇÃO, R.M.N; CERQUEIRA, D.A; ZENI, M; POLETTO, P. Utilização do acetato de celulose produzido a partir da celulose extraída do caroço de manga como matriz para produção de sistemas microparticulados. **Química Nova**, [S.L.], v. 34, n. 3, p. 385-389, 2011. Fap UNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422011000300004>. Acesso em: 10 nov. 2021.

DAL BOSCO, T.C; MICHELS, R.N; BERTOZZI, J; TAIATELE JUNIOR, I; HASHIMOTO, E.M. The ideal frequency of temperature data collection in compostability experiments on domestic organic residues. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 41, n. 9, p. 1160-1166, 20 set. 2018. Informa UK Limited. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2018.1523233>. Acesso em: 27 nov. 2021.

ENDRES, H. J; SIEBERT, A. R. **Engineering biopolymers**. Eng. Biopolym, v. 71148, p. 3-15, 2011.

EPSTEIN, E. **The Science of Composting**. CRC Press, 1997.

FECHINE, G.J.M. **Polímeros biodegradáveis: tipos, mecanismos, normas e mercado mundial**. SciELO-Editora Mackenzie, 2013.

FIALHO, L. L.; SILVA, W. T. L. D., MILORI, D. M., SIMÕES, M. L., MARTIN-NETO, L., & SAAB, S. D. C. Interferência da lignina na quantificação de radicais livres no processo de compostagem. **Química Nova**, v. 33, n. 2, p. 364-369, 2010.

FORESTI, T.; OLIVEIRA, B.F.; JACQUES, J.J. Análise comparativa da degradabilidade de copos descartáveis utilizando o método g160 da astm. In: ENCONTRO DE SUSTENTABILIDADE EM PROJETO, 8., 2020, Florianópolis. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**. [S.L.]: Universidade do Sul de Santa Catarina - Unisul, 2020. p. 287-303. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/>. Acesso em: 23 nov. 2021.

FRANCHETTI, S.M.M.; MARCONATO, J.C. Polímeros biodegradáveis - uma solução parcial para diminuir a quantidade dos resíduos plásticos. **Química Nova**, [S.L.], v. 29, n. 4, p. 811-816, jul. 2006. Fap UNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422006000400031>. Acesso em: 23 de out. 2021.

GARCIA, I. Z. **Compostagem de resíduos orgânicos da indústria sucroenergética: Influência da relação C/N inicial e da adição de vinhaça**. 2021. 87 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2021.

GEYER, R.; JAMBECK, J.; LEI, K.L. Produção, uso e destino de todos os plásticos já feitos. **Avanços da ciência**, v. 3, n. 7, pág. e1700782, 2017

GONTARD, N.; GUILBERT, S.; CUQ, J. L. Water and glycerol as plasticizers affect mechanical and water vapor barrier properties of an edible wheat gluten film. **Journal of Food Science**, Chicago, v. 58, n. 1, p. 206-211, 1993.

GORGATI, C. Q. **Resíduos sólidos urbanos em área de proteção aos mananciais-município de São Lourenço da Serra-SP: compostagem e impacto ambiental**. 2001.

HE, X. T.; LOGAN, T. J.; TRAINA, S. J. Physical and chemical characteristics of selected U. S. municipal solid waste composts. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 543-552, 1995.

HEINZE, T.; LIEBERT, T. 4.2 Chemical characteristics of cellulose acetate. **Macromolecular symposia**. Weinheim: WILEY-VCH Verlag, 2004. p. 167-238.

INÁCIO, C.T.; MILLER, P.R.M. **Compostagem: Ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 156p. 2009.

KARBALAEI, S.; GOLIESKARDI, A.; HAMZAH, H.B.; ABDULWAHID, S.; HANACHI, P.; WALKERE, TR.; KARAMI, A. Abundância e características de microplásticos em peixes marinhos comerciais da Malásia. **Mar Pollut Bull** 148: 5-15. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.072>. Acesso em: 26 nov. 2021.

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

KIEHL, E.J. **Novo Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda . 2010.

KIEHL, E.J. **Adubação Orgânica**. Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda . 2008.

KLEMM, Dieter; HEUBLEIN, Brigitte; FINK, Hans-Peter; BOHN, Andreas. Cellulose: fascinating biopolymer and sustainable raw material. **Angewandte Chemie International Edition**, [S.L.], v. 44, n. 22, p. 3358-3393, 30 maio 2005. Wiley. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/anie.200460587>.

KONO, H; HASHIMOTO, H; SHIMIZU, Y. Caracterização por RMN de acetato de celulose: atribuições de deslocamento químico, efeitos de substituintes e aditividade de deslocamento químico. **Polímeros de carboidratos**, v. 118, p. 91-100, 2015.

LANDIM, A.P.M; BERNARDO, C.O; MARTINS, I.B.A; FRANCISCO, M.R; SANTOS, M.B; MELO, N.R. Sustentabilidade quanto às embalagens de alimentos no Brasil. **Polímeros**, [S.L.], v. 26, n, p. 82-92, 19 jan. 2016. Fap UNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0104-1428.1897>. Acesso em: 07 nov. 2021.

LAROQUE, D.A. **Desenvolvimento de filme antimicrobiano de acetato de celulose incorporado com carvacrol**. 2018. Tese de Pós-Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina.

LARROZA, J. I. B. **Preparação e caracterização morfológica do aerogel nanocelulose/amido**. 2020.

LEAL, G.B; ROSSATO, J.H.H; ROSA, M.F; MARCONCINI, J.M; MATTOSO, L.H.C; MANTOVANI; G.L. Processamento e estudo das propriedades mecânicas e da morfologia de biocompósitos de acetato de celulose reforçados com fibra de coco. : **workshop de nanotecnologia aplicada ao agronegócio**, 9., 2017, São Carlos/Sp. Etc. Embrapa Instrumentação, 2017. p. 1-4. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/168118/1/P-Processamento-e-Estudo-das-Propriedades-Mecanicas>. Acesso em: 30 out. 2021.

LIMA JUNIOR, R.G.S. et al. Avaliação de novas práticas de compostagem em pequena escala com aproveitamento energético. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.22, n.2, 2017.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. Ed. Piracicaba: Potafos, 319p. 1997.

MALI, S; GROSSMAN, M. V. E; YAMASHITA, F. Filmes de amido: produção, propriedades e potencial de utilização. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 1, p. 137-156, jan./mar. 2010.

MANO, E. B.; Mendes, L. C. **Introdução a polímeros**, 2ª ed., Edgard Blücher Ltda: São Paulo, 1999.

MANO, E.B; OLIVEIRA, C.M.F; PACHECO, É.B.A.V. "**Recuperação de plásticos do lixo urbano**". *Jornal de Plásticos*, Niterói, RJ, p. 794-795, 1991.

MAPA. **Instrução Normativa N° 61, de 08 de julho de 2020**. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. *Diário Oficial da União República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 28 jul. 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-n-61-de-8-de-julho-de-2020-266802148>. Acesso em: 15 out. 2021.

MASSUKADO, L.M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. 2008. 204 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

MASSUKADO, L.M; **Compostagem: nada se cria, nada se perde; tudo se transforma**. Brasília: Editora IFB, 2016.

MEIRELES, C. S. **Síntese e caracterização de membranas assimétricas de acetato de celulose obtido a partir da celulose do caroço de manga e do jornal**. 2011.

MENESES, R. M. D. A. O.; DAL BOSCO, T. C; MICHELS, R. N. Degradação de material biopolimérico feito com cera de abelha em sistema de compostagem doméstica. *In: XXVI Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR. 2021*.

MICHELS, R. N. et al. "**Importância da automação e da estatística no processo de compostagem**", p. 241 -254. *In: DAL BOSCO, T. C. Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas*. São Paulo: Blucher, 2017.

MORIYOSHI, K.; OHMOTO, T.; OHE, T.; SAKAI, K. Purification and characterization of an endo-1,4-beta-glucanase from *Neisseria sicca* SB that hydrolyzes beta-1,4 linkages in cellulose acetate. **Biosci Biotechnol Biochem**, v. 66, p. 508, 2002.

MOSER, R.G. **Efeito da adição de casca de aveia em biopolímeros compostados com resíduos orgânicos e poda de árvores**. 2017. 85 f. Trabalho de Conclusão de Curso - (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2017.

MURPHY, F; EWINS, C; CARBONNIER, F; QUINN, B. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 50, n. 11, p. 5800-5808, 18 maio 2016. American Chemical Society (ACS). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>. Acesso em: 26 nov. 2021.

NEVES, A. G. A., VIEIRA, L. Q. Proteínas. In: VIEIRA, E. C., GAZZINELLI, G., MARESGUIA, M. **Bioquímica celular e biologia molecular**. São Paulo: Atheneu, p.45-76,1999.

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

NUNES, S. A. R. **Acetato de celulose em patrimônio cultural: o grau de substituição como indicador da degradação**. 2019. Tese de Doutorado.

OLABISI, O; FARNHAM, A. G. **Compatibilização de Polímeros: Misturas de Poliéteres com Interpolímeros Estirênicos**. Av. Química Ser, pág. 559-585, 1979.

OLIVATTO, G. P; CARREIRA, R., TORNISIELO, V. L, MONTAGNER, C. C. Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, pág. 1968-1989, 2018. Disponível em: <http://static.sites.s bq.org.br/rvq.s bq.org.br/pdf/>. Acesso em: 18 nov. 2021.

OLIVEIRA, E.C.A.; SARTORI, R.H. GARCEZ, T. B. **Compostagem** Piracicaba. Universidade de São Paulo/ESALQ, 2008.

OLIVEIRA, J.S; PICOLLOTO, A. M., AMADO, L. R; Silva, K.S. Influência do pH e da adição de carboximetilcelulose sobre a fabricação e propriedades de filmes a base de proteína de soja. In: **Ciência e Tecnologia dos Alimentos**. Belo Horizonte: Poisson, 2020. Cap. 5. p. 36-44.

PAIVA, J. M. F; NOGUEIRA, C. L.; REZENDE, M. C. **Avaliação da temperatura de transição vítrea de matrizes de poli (propileno) e copolímeros utilizados em compósitos reforçados com fibras de carbono**, 2006.

PEDROSA, T. D., FARIAS, C. A. S., PEREIRA, R. A., DO RÊGO FARIAS, E. T. **Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais**. Nativa, v. 1, n. 1, p. 44-48, 2013.

PEREIRA, L.A.A.; FIALHO, M.L. **Gestão da sustentabilidade: compostagem otimizada em resíduos sólidos orgânicos com a utilização de metodologia enzimática na implantação de uma usina de compostagem de lixo no município de Santa Juliana/MG**. Int. J. Knowl. Eng. Manage. Florianópolis, v.2, n.2, p.52-85, 2013.

PEREIRA, F. C. **Microplásticos no ambiente marinho: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos**. 2014. 145 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências, na área de Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses>. Acesso em: 26 nov. 2021.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de Compostagem**. UNICEF. Belo Horizonte-MG, 1996. 56p.

PEREIRA NETO, J. T. **Monitoramento da eliminação de organismos patogênicos durante a compostagem de resíduos urbanos e lodo de esgoto pelo sistema de pilhas estáticas aeradas**. *Engenh. Sanit.*, 27: 148-152. 1988.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de Compostagem: processo de baixo custo**. UFV. Viçosa. 81 p. 2010.

PIMENTA, A. F.; MARQUES, V. da C.; TAIATELE Jr, I.; DAL BOSCO, T. C.; BERTOZZI, J.; MICHELS, R. N. **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, 2016, Brasília, 2016.

Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares). Diário Oficial da União, Brasília-DF, 05 de abril de 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-11.043-de-13-de-abril-de-2022-393566799>.

PRADELLA, J. G. C. - "**Biopolímeros e Intermediários Químicos**", relatório técnico nº 84396-205, Centro de Tecnologia de Processos e Produtos, Laboratório de Biotecnologia Industrial - LBI/CTPP, 2006.

PRATA, J. C. Airborne microplastics: consequences to human health?. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 234, p. 115-126, mar. 2018. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>. Acesso em: 09 nov. 2021.

QUEIROZ, F. **Avaliação do aproveitamento de resíduos vegetais por meio da compostagem em leiras revolvidas**. Estudo de caso de Londrina. (Dissertação de pós-graduação) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2007.

ROCHA, G. O; FARIAS, M. G; CARVALHO, C. W. P; ASCHERI, J. L. R; GALDEANO, M. C. Filmes compostos biodegradáveis a base de amido de mandioca e proteína de soja. **Polímeros** [online]. 2015, v. 24, n. 5, pp. 587-595. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0104-1428.1355>. Acesso em: 07 nov. 2021.

RODRIGUES, A.D; SUCARIA, F.E. ESTUDO COMPARATIVO DE BIODEGRADAÇÃO DE BIOPOLÍMEROS COM APLICAÇÕES FARMACÊUTICAS. In: CONGRESSO NACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 17., 2017, S.I. **Anais [...]** . S.I: Semesp, 2017. p. 1-11

ROSA, D. S; FRANCO, B. L. M; CALIL, M. R; Biodegradabilidade e propriedades mecânicas de novas misturas poliméricas. **Polímeros** [online]. 2001, v. 11, n. 2 , pp. 82-88 .

RUDNIK, E. **Compostable Polymer Materials**. Oxford: Elsevier, 2008.

SAKAI, K.; YAMAUCHI, T.; NAKASU, F.; OHE, T. **Biodegradation of cellulose acetate by *Neisseria sicca***. *Biosci Biotechnol Biochem*, v. 60, n. 10, p. 1617-22, 1996.

SAMIOS, E.; DART, R. K.; DAWKINS, J. V. Preparação, caracterização e estudos de biodegradação de acetatos de celulose com vários graus de substituição. *Polímero*, v. 38, n. 12, pág. 3045-3054, 1997.

SCHLICKMANN, P. H. A produção de produtos plásticos no BRASIL: uma perspectiva histórica e geoconômica. *Estudos Geográficos*, Rio Claro, v. 19, n. 2, p. 57-76, 27 fev. 2016. Semestral.

SILVA, R. L. M. **Influência da granulometria no processo de compostagem de resíduos sólidos vegetais**. 2017. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - Ppgcta, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017.

SILVA, L. N. **Processo de compostagem com diferentes porcentagens de resíduos sólidos agroindustriais**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel. 59f. 2007.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2018. 2019**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-do-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-2019>. Acesso em: 06 de nov. 2021.

SPINACÉ, M. A. S e DE PAOLI, M. A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. *Química Nova*. 2005, v. 28, n. 1, pp. 65-72. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000100014>. Acesso em: 26 nov. 2021.

TAIATELE, I. Jr; DAL BOSCO, T. C; BERTOZZI, J; OLIVEIRA, S. M; MICHELS, R. N; "Compostabilidade de embalagens biodegradáveis", p. 109 -134. In: **Compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos: resultados de pesquisas acadêmicas**. São Paulo: Blucher, 2017.

TAIATELE, I. Jr. **Compostagem e hidrólise abiótica de blendas entre amido e outros polímeros biodegradáveis**. 2017. 138 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017

TAIATELE, I. Jr; DAL BOSCO, T. C.; BERTOZZI, J.; MICHELS, R. N.; FREITAS, B. de O. Automatização Do Monitoramento De Temperatura De Leiras De Compostagem Em Alta Resolução Temporal. In: **XLIV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**, São Pedro, 2014.

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

TRAUTMANN, N; OLYNCIW, E. Compost Microorganisms. In: CORNELL Composting, **Science & Engineering**. Disponível em: < <http://compost.css.cornell.edu/microorg.html> >. Acesso em 27 set. 2021.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E.G.; MORSELLI, T. B. G. A.; JAHNKE, D. S.; BRUM, B. de S. Jr.; CABRERA, B. R.; MORAES, P de O. e LOPES, D. C. N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**. v.58. p.60-76, 2009.

VAN SOEST, J. J. G.; HULLEMAN, S. H. D.; WIT, D.; Vliegenthart, J. F. G. **Cristallinity in starch bioplastics. Industrial Crops and Products**, Amsterdam, v. 5, n. 1, p. 11-22, 1996.

WURL, O; OBBARD, J.P. A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): a unique habitat for marine organisms. **Marine pollution bulletin**, v. 48, n. 11-12, p. 1016-1030, 2004.

YAMAKI, S. B.; PEDROSO, A. G.; ATVARIS, T.D. Z. O estado vítreo dentro da perspectiva do curso de graduação em Química (Físico-Química). **Química nova**, v. 25, n. 2, p. 330-334, 2002.