

MICROPLÁSTICOS EM RIOS: UMA REVISÃO SOBRE A CONTAMINAÇÃO DE SEDIMENTOS E O POTENCIAL DOS BIOPLÁSTICOS

Amanda de Queiroz Carvalho¹, Gustavo Moisés Araújo de Almeida¹, Ana Vyktoira Franca Garcia¹, Leonardo Praciano Barros¹, Clairon Lima Pinheiro¹

¹Universidade do Estado do Amazonas, Manaus, Brasil (adqc.geq19@uea.edu.br)

A poluição por plásticos se tornou uma preocupação ambiental crescente nas últimas décadas. O meio aquático, que além de sofrer com o acúmulo de toneladas de lixo na superfície, sofre também com a incidência de microplásticos. A poluição de MP em rios resulta na contaminação de diversas cadeias de seres vivos, impactando diretamente na qualidade de vida humana. Portanto, existe a crescente necessidade da mensuração desses impactos, principalmente em águas doces. A definição de um método de quantificação desses poluentes, assim como a gestão eficaz e reciclagem são essenciais para mitigar esses impactos.

Palavras-chave: microplásticos; poluição; rios.

INTRODUÇÃO

Os plásticos são materiais poliméricos sintéticos derivados do petróleo, compostos por grandes cadeias moleculares chamadas polímeros. Eles são leves, impermeáveis e duráveis, podendo ser formulados para serem rígidos ou flexíveis, e apresentam baixo custo. Uma das características mais marcantes do plástico é sua capacidade de ser moldado em diferentes formas quando aquecido, o que o torna extremamente versátil. É um material amplamente utilizado no dia a dia, em muitos setores da sociedade, desde embalagens e utensílios domésticos até componentes industriais e médicos (Montagner et al., 2021; Vargas et al., 2022).

A produção e o consumo global de plásticos têm crescido de forma contínua desde meados do século XX. e estima-se que o seu consumo cresça em média 9% ao ano (Caixeta; Caixeta; Filho, 2018; Chen et al., 2021). A maior parte dessa produção concentra-se em países como Estados Unidos, China e Índia. O Brasil por sua vez, é o quarto maior produtor de resíduos plásticos, gerando cerca de 11 milhões de toneladas por ano, o que corresponde a aproximadamente 11% do total global (Montagner et al., 2021).

Apesar das vantagens econômicas e industriais, o impacto ambiental dos plásticos é enorme, uma vez que a maior parte desse material tem uma vida útil curta, especialmente no setor de embalagens. Como resultado, isso leva a uma produção maciça de resíduos plásticos, os quais não são adequadamente descartados ou reciclados (Rial, 2024). Estima-se que menos de 10% dos plásticos são reciclados globalmente, enquanto grandes quantidades acabam em aterros sanitários ou, pior ainda, em ambientes

naturais, como rios e oceanos. Anualmente, aproximadamente 8 milhões de toneladas de resíduos

plásticos são despejadas nos oceanos a partir de países costeiros (Olivatto et al., 2018; Belo et al., 2021).

Observa-se então que a poluição por plásticos tem emergido como uma preocupação ambiental significativa nas últimas décadas (Mendoza; Karapanagioti; Álvarez; 2018) e um componente dessa poluição que vem ganhando atenção crescente são os microplásticos (MPs), partículas de plásticos inferiores a 5 mm de diâmetro (Silva, 2023). Estes materiais, podem derivar de fontes primárias, como produtos fabricados especificamente nesse tamanho (por exemplo, pellets industriais), ou secundárias, resultantes da degradação de plásticos maiores (Tursi et al., 2022).

A poluição causada por microplásticos têm origem em práticas como o descarte inadequado de resíduos (Jambeck et al., 2015), esgoto não tratado e o desgaste de produtos de uso cotidiano, como pneus e tecidos sintéticos (Browne et al., 2011; Boucher; Friot, 2017). Os microplásticos são poluentes ambientais que não se degradam facilmente, são retidos por períodos prolongados em meios ambientais, como água e sedimentos, e são conhecidos por se acumularem em organismos aquáticos (Li et al., 2023).

Os ambientes de água doce, como rios e lagos, são a principal via de transporte de poluição plástica, pois não apenas acumulam microplásticos, mas também os disseminam (Chauhan et al., 2021). Os microplásticos infiltram-se nos rios por diversas vias, como o vento, esgotos pluviais e efluentes de estações de tratamento, além das atividades humanas nas margens fluviais. (Rial, 2024). Esses corpos hídricos atuam como



condutores, movimentando as partículas tanto horizontalmente, ao longo da corrente, quanto verticalmente, através da coluna d'água. Isso torna os ecossistemas de água doce fundamentais na distribuição dos plásticos, agravando seu impacto ambiental. (Besseling et al., 2017).

Os microplásticos não apenas contaminam diretamente a água, mas também afetam os seres vivos que habitam o meio aquático, particularmente aqueles que vivem nas regiões mais profundas dos rios (Olivatto et al., 2018). A ingestão de microplásticos por organismos aquáticos resulta em efeitos adversos, como obstruções no sistema digestivo e exposição a substâncias químicas tóxicas, causando danos aos ecossistemas aquáticos. Ademais, essas micropartículas possuem a capacidade de absorver diversos poluentes, como os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), atuando como veículos químicos que transportam compostos altamente tóxicos através dos ecossistemas e em diferentes ambientes, incluindo os sedimentos (Sakan; Ostojic; Dordevic, 2017).

Embora haja uma vasta e crescente literatura sobre microplásticos nos oceanos, as informações sobre sua presença em sistemas de água doce ainda são escassas. A gestão inadequada de resíduos, especialmente em áreas de baixa densidade populacional, pode resultar em uma significativa contaminação dos sistemas de água doce por plásticos de consumo. (Free et al., 2014; Pappis; Kapusta; Ojeda, 2021). Como os rios atuam como vias de coleta de resíduos, transportando-os para o mar ou dispersando-os pela bacia hidrográfica, os sedimentos de rios e lagos podem ser vistos como depósitos de microplásticos. Portanto, é crucial realizar mais estudos nesses ambientes (Wagner et al., 2014; González et al., 2016).

Portanto, o objetivo deste trabalho consiste em realizar uma revisão de literatura centrada na presença e nos impactos dos microplásticos em sedimentos de rios, identificando as principais fontes e caminhos de contaminação desses sedimentos, e analisando as implicações ambientais e para a saúde pública associadas a essa forma de poluição.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido com base em uma abordagem exploratória e qualitativa, com foco na análise das alternativas para mitigação da poluição por microplásticos em sedimentos de rios. Para isso, foi realizada uma ampla revisão bibliográfica, com o

intuito de reunir informações sobre as características dos microplásticos, seus impactos ambientais e métodos de análise e remoção. A pesquisa utilizou fontes científicas disponibilizadas em plataformas como Google Scholar e ScienceDirect, priorizando artigos recentes e relevantes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Partindo da preocupação ambiental causada pelo acúmulo de microplásticos em sedimentos, metodologias de análise e quantificação são fundamentais para avaliar a presença e o impacto desse tipo de material nos sedimentos de rios, permitindo uma compreensão detalhada da extensão da contaminação e das características dos fragmentos plásticos presentes. Existem diversos métodos para amostragem e extração de microplásticos, cada um com abordagens específicas para otimizar a detecção e a classificação dos materiais (Pappis; Kapusta; Ojeda, 2021). Um resumo das diversas possibilidades de métodos analíticos para a investigação de microplásticos no ambiente é apresentado na Figura 1 (Montagner *et al.*, 2021). Essas metodologias são aplicadas em diversos estudos ao redor do mundo para monitorar e entender a poluição por microplásticos em diferentes ambientes, incluindo em sedimentos.

Entre os materiais utilizados para a coleta de amostras de água e sedimentos estão baldes de inox, coletores com braço retrátil, batiscafos, garrafas van Dorn, armadilhas de Schindler-Patalas, bombas de água, redes de plâncton, amostradores de fundo, amostradores de nécton (Firme; Oliveira, 2020) e draga de Petersen (Gerolin et al., 2020; Bernardo; Stefani; Smith, 2022). Enquanto que para a caracterização e quantificação desses microplásticos podem ser empregadas análises visuais, métodos termoanalíticos e espectroscópicos (Moraes *et al.*, 2024).

A pesquisa conduzida por Sobral, Farias e Martins (2011), citada por Firme e Oliveira (2020), exemplifica um método de coleta e quantificação de microplásticos em sedimentos. Nesse estudo, foram realizadas amostragens em um total de 10 praias na costa ocidental portuguesa, com o objetivo de avaliar a quantidade de plásticos presentes nas praias estudadas, além de identificar os tipos de polímeros e analisar os contaminantes associados. A Tabela 1 apresenta um resumo dos procedimentos adotados para a coleta de microplásticos na costa portuguesa (Firme; Oliveira, 2020).

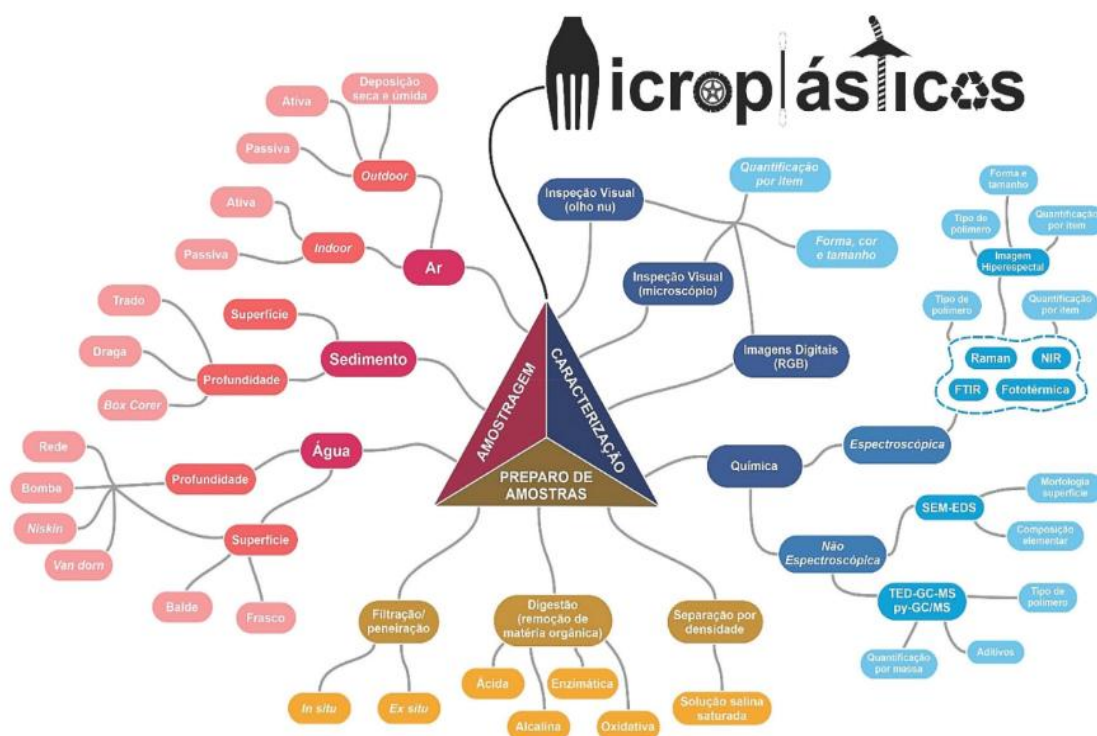


Figura 1. Métodos para a amostragem, preparo e caracterização de MPs no ambiente.

Fonte: Montagner *et al.*, 2021

Tabela 1. Resumo dos procedimentos para a coleta de microplásticos na costa portuguesa

Procedimentos	Definições
Definição das áreas de coleta	Para a coleta das amostras, foram definidas de áreas de 50 x 50 cm e de 2 x 2 m (quadrados) nas zonas de acumulação, onde foram recolhidos os primeiros 2 cm de areia.
Separação das partículas maiores por cravação	As amostras das áreas maiores foram separadas usando um crivo metálico, que permite recolher pellets e todos os plásticos de dimensões superiores. Nos quadrados 50 x 50 cm, a areia foi recolhida e a separação dos plásticos foi feita em seguida no laboratório.
Separação das demais partículas por diferença de densidade	No laboratório, os demais plásticos foram separados da areia por diferença de densidade, sendo as amostras introduzidas em tanques com uma solução concentrada de NaCl (140 g L ⁻¹).
Filtração da água	Após a separação do plástico, a água foi filtrada por filtros, recorrendo a uma bomba de vácuo. Depois, os filtros foram observados à lupa binocular para quantificar as partículas de plástico.
Classificação dos microplásticos	A classificação, a contagem e o peso de microplásticos foram feitos por classes de tamanho, até os 10 mm.
Identificação dos polímeros	A identificação dos polímeros foi feita por Micro-Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (μ -FTIR).
Análise das informações	A informação espectral foi analisada com o software OMNIC que integra uma base de dados que permite identificar os polímeros.
Determinação das classes	A determinação foi feita por cromatografia gasosa com espectrometria de massa (GC-MS) com o equipamento DSQ Thermo em modo SIM (Selected Ion Monitoring mode). Os microplásticos foram pesquisados à lupa binocular e posteriormente medidos ao microscópio.

Fonte: Firme; Oliveira, 2020.

A remoção de microplásticos dos sedimentos é um desafio significativo devido à sua pequena dimensão e à complexidade dos ambientes sedimentares. Estudos indicam que os métodos convencionais de tratamento de água, como coagulação, floculação e sedimentação, não são totalmente eficazes na remoção desses poluentes (Silva; Araújo; Isaac, 2021). Diante dessa impossibilidade, é crucial focar na prevenção da contaminação desde a origem, implementando tecnologias que evitem a liberação de microplásticos no ambiente ou mesmo diminuam o impacto desse material no ambiente. Tecnologias emergentes, como técnicas de filtração avançada, tratamentos biológicos e o uso de bioplásticos têm mostrado potencial na mitigação desse problema (Sousa, 2024).

Plásticos desenvolvidos a partir de fontes renováveis e/ou materiais biodegradáveis são considerados bioplásticos, uma alternativa promissora para reduzir a poluição por microplásticos podendo ser originados de recursos como óleos vegetais, biomassa, tubérculos e, mais comumente, cana-de-açúcar. Bioplásticos incluem dois tipos principais de materiais: aqueles que são produzidos a partir de recursos biológicos, mas não necessariamente biodegradáveis (como o plástico verde de etanol de cana-de-açúcar), e os que são tanto de origem biológica quanto biodegradáveis, podendo decompor-se naturalmente em condições específicas e de maneira mais rápida, ao contrário dos plásticos convencionais (Macedo, 2015; Amorim, 2019; Azevedo; Neves, 2019; Loureiro, 2020).

A substituição de plásticos convencionais por bioplásticos biodegradáveis pode contribuir significativamente para a mitigação dos impactos ambientais causados pelos microplásticos. Ao se decompor, esses bioplásticos geram subprodutos menos nocivos, podendo ainda diminuir o acúmulo de micropartículas poluentes nos ecossistemas, uma vez que o tempo de degradação pode passar de 100 anos para cerca de 180 dias, dependendo das condições de descarte. Durante esse processo, restam apenas água e gás carbônico, que podem ser reincorporados ao ciclo natural pela fotossíntese da própria matéria-prima. A imagem a seguir ilustra os diferentes tipos de plásticos, classificados conforme sua biodegradabilidade e a origem de suas matérias-primas, sejam elas renováveis ou fósseis (Oliveira; Araújo, 2012; Loureiro, 2020).

Uma alternativa viável para substituir o plástico convencional é o bioplástico biodegradável derivado de PHA. O polihidroxialcanoato (PHA) se refere a uma ampla variedade de poliésteres produzidos por bactérias através da biossíntese direta de carboidratos derivados da cana-de-açúcar ou do milho, assim como de óleos vegetais. Esses biomateriais são totalmente biodegradáveis em ambientes com alta atividade microbiana. Além disso, são biocompatíveis e

sintetizados por microrganismos, podendo ser utilizados como substitutos para polímeros tradicionais (Pradella, 2006).

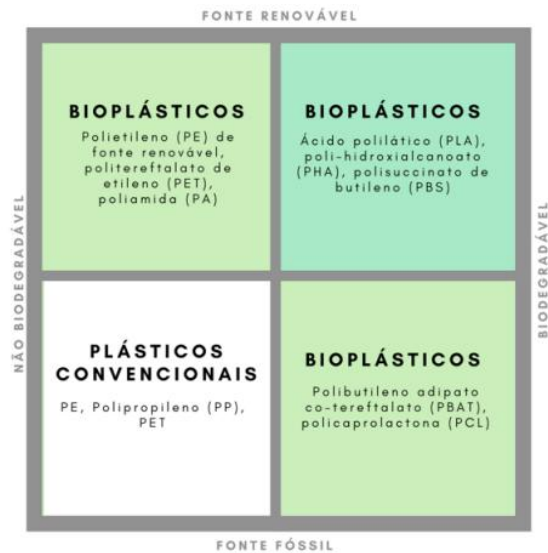


Figura 2. Classificação dos plásticos
Fonte: Loureiro, 2020.

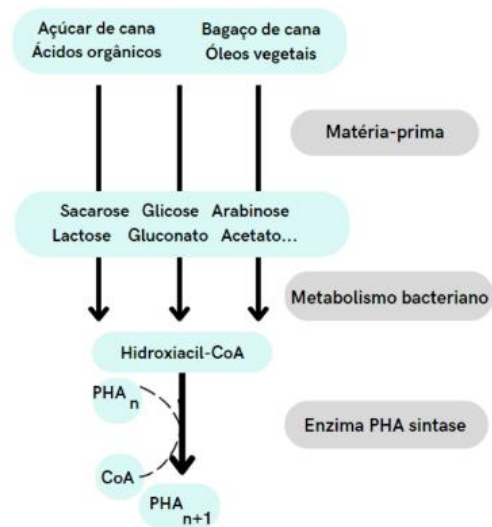


Figura 3. Síntese de PHA através de microrganismos
Fonte: Jaquier, 2022.

O biopolímero mais reconhecido entre os polihidroxialcanoatos é o polihidroxibutirato (PHB), que é um homopolímero formado por unidades monoméricas de quatro carbonos, consistindo exclusivamente de monômeros de ácido 3-hidroxibutírico. Esse bioplástico apresenta propriedades físico-químicas semelhantes às do

polipropileno (PP) e pode ser utilizado principalmente na indústria de embalagens, na agricultura e em produtos de higiene pessoal (Santos, 2021).

O PHB apresenta características que o tornam adequado para substituir polímeros convencionais, devido à sua semelhança com plásticos tradicionais. Trata-se de um material altamente cristalino, rígido e quebradiço, com propriedades semelhantes às do poliestireno (PS) ou do poli(cloreto de vinila) (PVC) na versão não plastificada. Suas características físicas, como ponto de fusão, grau de cristalinidade e temperatura de transição vítrea, são frequentemente comparadas às do polipropileno. Contudo, sua baixa processabilidade, aliada ao elevado grau de cristalinidade e à fragilidade, limita suas possíveis aplicações (Zhang et al., 2000).

O PHB possui propriedades semelhantes às dos plásticos derivados do petróleo, mas com a vantagem de serem biodegradáveis no ambiente por microrganismos em um curto espaço de tempo após o descarte. O tempo de degradação varia conforme os aditivos incorporados à resina biodegradável. Em geral, esses bioplásticos se decompõem em meses (entre 6 e 12 meses), enquanto os polímeros sintéticos podem levar de 40 a 50 anos, ou até 200 anos, para se degradar (Coutinho *et al.*, 2004).

A produção de PHB acontece principalmente em duas fases, culminando no acúmulo do polímero. Na primeira fase, as cianobactérias se desenvolvem em ambientes ricos em nutrientes. Em seguida, essas cianobactérias cultivadas passam por uma limitação de nutrientes. Nessa etapa final, as cianobactérias utilizam o excesso de carbono para formar polímeros, como o PHB, por meio da aglomeração de carbonos (Jaquier, 2022).

Um fator que pode influenciar significativamente a produção em larga escala é a etapa de limitação de nutrientes. O custo de transição de um meio rico em nutrientes para um meio com poucos nutrientes tende a ser elevado em escala piloto. Assim, é crucial garantir a oferta de nutrientes adequados para o desenvolvimento celular, ao mesmo tempo em que essas células precisam ter consumido esses nutrientes ao alcançarem a fase estacionária de crescimento (Jaquier, 2022).

A etapa de biossíntese do PHB a partir de bactérias acontece em biorreatores em meio ao acúmulo de uma fonte de carbono e pela limitação de algum nutriente essencial para o crescimento celular (como por exemplo nitrogênio, fósforo, magnésio ou ferro). Nesse processo, o polímero se acumula nas células bacterianas na forma de grânulos, podendo representar até 90% da composição. Após isso, o material é extraído a quente com solventes, filtrado para retirar

os resíduos celulares, precipitado, remove-se o solvente e secado (Santos, 2021).

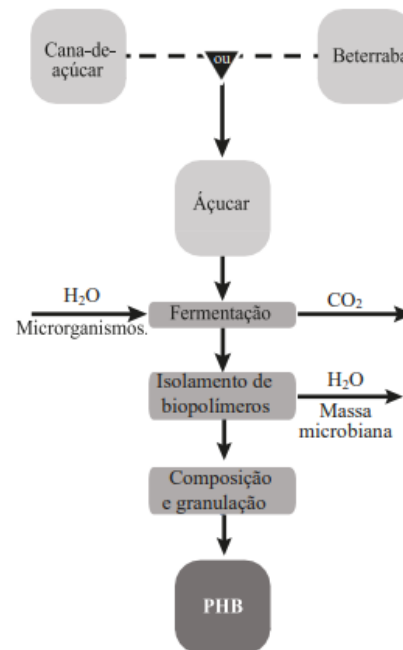


Figura 4. Processo de produção de PHB
Fonte: Santos, 2021.

PROPOSTA DE SOLUÇÃO

Em 1995, a Copersucar estabeleceu uma planta piloto para a produção de PHB em uma de suas usinas cooperadas, tornando-se parte do sistema de produção da PHB Industrial S/A. A integração da produção de PHB com uma usina de açúcar e álcool fundamenta-se principalmente na habilidade do sistema de fornecer energia para os processos, no fácil acesso às matérias-primas e na capacidade de tratar e reutilizar os efluentes, minimizando impactos negativos ao meio ambiente (Raicher, 2011).

A Figura 5 ilustra um fluxograma geral de uma usina de açúcar e álcool, destacando possíveis alternativas para a integração da produção de PHB. A alternativa avaliada no estudo em questão é o uso da xilose derivada do pré-tratamento do bagaço, que possibilita a incorporação da produção de etanol de segunda geração, obtido a partir da glicose gerada pela hidrólise enzimática da celulose (Raicher, 2011).

A energia requerida para o processo de produção é fornecida pela biomassa. As emissões de CO₂ geradas são captadas pela cana-de-açúcar por meio da fotossíntese, enquanto os resíduos agrícolas são reaproveitados no próprio canal. O polímero pode ser produzido com custos reduzidos, considerando a ampla disponibilidade de fontes de carbono e energia a baixo custo (Nonato; Mantelatto; Leal, 2002).



Uma usina de médio porte, como a da Copersucar, possui capacidade para processar cerca de 12 mil toneladas de cana-de-açúcar diariamente ao longo de uma safra de 180 dias. Essa operação requer aproximadamente 25.000 hectares de área plantada com cana. O caldo extraído no processo de esmagamento é destinado à produção de açúcar e etanol. Adicionalmente, uma unidade integrada de produção de PHB instalada em uma usina desse porte pode alcançar uma capacidade anual de até 10 mil toneladas de PHB. A Figura 6 mostra um diagrama de massa e energia para produção de açúcar, etanol e PHB da cana-de-açúcar. (Nonato; Mantelatto; Leal, 2002).

O processo inicia com a inserção de 50 ton/h de cana-de-açúcar, utilizando 4147 kW de energia elétrica e obtendo-se ao fim 1,28 ton/h de PHB. De acordo com Raicher (2011), é possível obter PHB com pureza de até 98% em planta piloto nas dependências de uma usina de açúcar e álcool. Para uma planta com

capacidade de produção de 5 tons/mês de PHB, pode-se produzir cerca de 1,44 Kg de PHB/h, com rendimento de 1 Kg de PHB a cada 3,1 Kg de sacarose. Uma planta desta capacidade utiliza em torno de 39,5 Kg de vapor/Kg PHB e 3,24 KWh/ por Kg PHB.

A análise econômica da produção de PHB destaca o potencial do Brasil devido à sua infraestrutura consolidada na produção de cana-de-açúcar. O uso dessa matéria-prima como base para biopolímeros reduz custos ao aproveitar subprodutos do processamento, como melão e bagaço. No entanto, a viabilidade econômica do PHB ainda enfrenta barreiras, como o alto custo das etapas de fermentação microbiológica e purificação. Esses fatores tornam o preço do PHB significativamente mais elevado do que o de plásticos convencionais, como o polietileno, produzido em larga escala com matérias-primas fósseis baratas (Nonato; Mantelatto; Leal, 2002; Raicher, 2011).

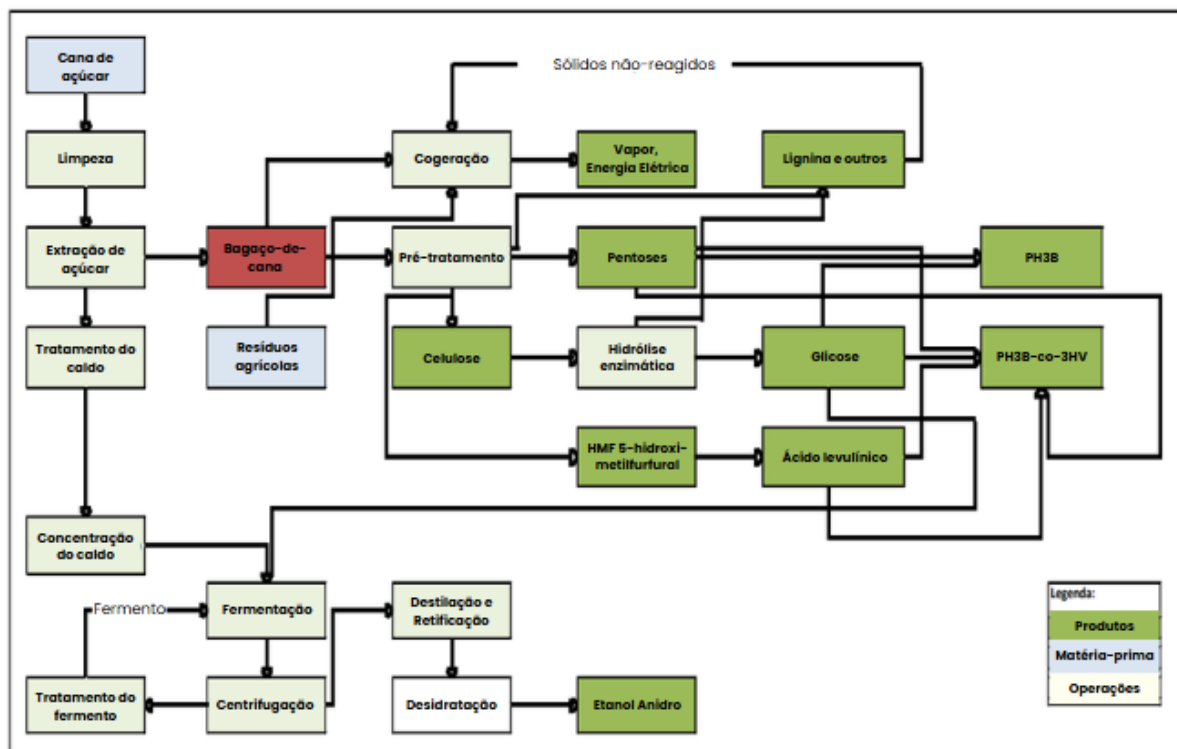


Figura 5. Fluxograma geral de uma usina de açúcar e álcool

Fonte: Adaptado de Raicher, 2011.

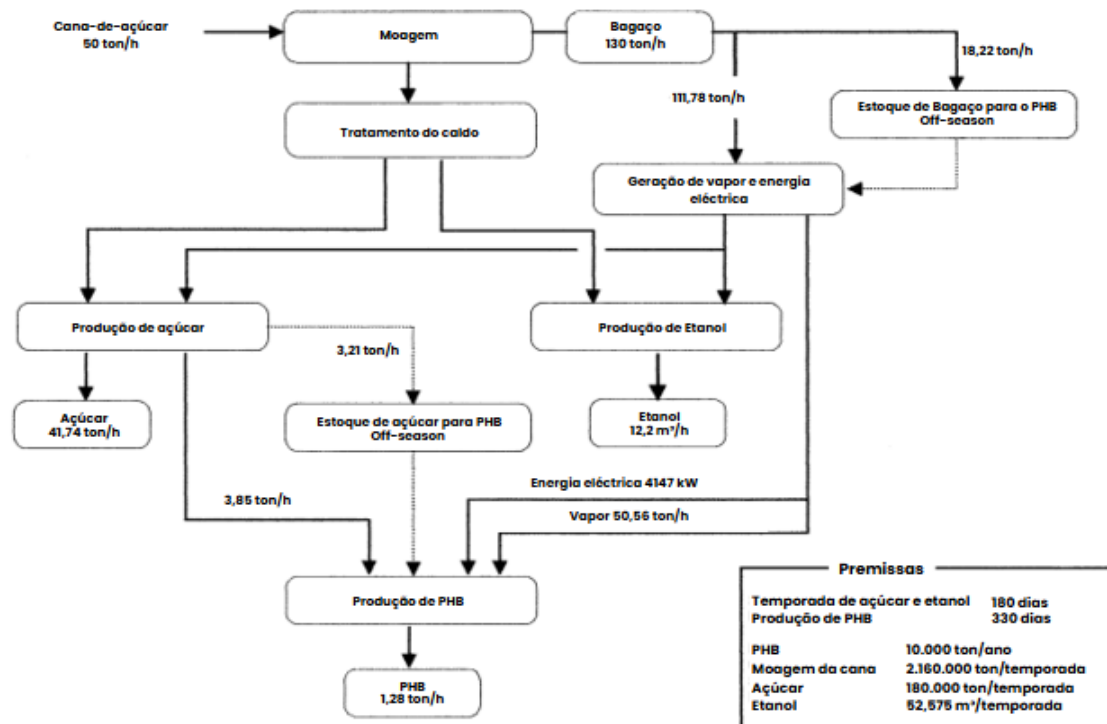


Figura 6. Balanço de massa e energia para produção de PHB em uma usina de açúcar.

Fonte: Adaptado de Nonato; Mantelatto; Leal, 2002.

O custo de produção do PHB é fortemente influenciado pelo preço da glicose, especialmente do açúcar, que representa cerca de 29% do custo final, excluindo os impostos. Outros fatores significativos incluem a depreciação do capital investido e os gastos com energia térmica e elétrica, que somam aproximadamente 11% do custo total, conforme apresentado na Tabela 2. De acordo com Raicher (2011), o custo do PHB varia conforme a capacidade produtiva da planta e o preço líquido estimado do produto, oscilando entre US\$1,31 e US\$7,08 por quilo. No início do ciclo de vida do produto, é esperado um preço de R\$9,00/kg, enquanto, em um mercado maduro, o valor pode cair para R\$4,50/kg, baseado em equivalentes petroquímicos.

Tabela 2. Composição do custo de produção de PHB (estimado em 10.000 tons/ano)

Alíquota	Composição do Custo do PHB
29%	Matéria prima (açúcar)
20%	Produtos químicos diversos
27%	Depreciação dos equipamentos
11%	Energia
13%	Outros

Fonte: Raicher, 2011.

REFERÊNCIAS

- Amorim, D. P. L. **Bioplásticos: Benefícios Sustentáveis e Ascensão da Produção.** Revista Metropolitana de Sustentabilidade, v. 9, n. 1, 2019.
- Azevedo, L. G.; Neves, S. B. **Bioplástico: Alternativa Viável e Sustentável ao Plástico Convencional.** Salvador, 2019.
- Belo, I. C. B.; Andrade, B. N. P.; Miranda, J. P. A.; Drumond, P. C. **Microplásticos, seus Impactos no Ambiente e Maneiras Biodegradáveis de Substituição.** Revista Internacional de Ciências, [S. l.], v. 11, n. 2, p. 214–228, 2021.
- Bernardo, R. H.; Stefani, M. S.; Smith, W. S. **Microplásticos em sedimentos de rios: estudo de caso do rio Sorocaba.** São Paulo: USP, v.1, p. 43-50, 2022.
- Besseling, E.; Quik, J. T. K.; Sun, M.; Koelmans, A. A. **Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study.** Environmental pollution, p.540–54, 2017.
- Boucher, J.; Friot, D. **Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources.** IUCN, Gland, p. 43, 2017.



Browne, M. A.; Crump, P.; Niven S. J.; Teuten, E.; Tonkin, A.; Galloway, T.; Thompson, R. **Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks.** Environmental science & technology, p. 9175–9179, 2011.

Caixeta, D. S.; Caixeta, F. C.; Filho, F. C. M. M. **Nano e Microplásticos nos Ecossistemas: Impactos Ambientais e Efeitos Sobre os Organismos.** Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer. v.15, n. 27, p. 21-37, 2018.

Chauhan, S. S.; Singh, J. K.; Singh, H.; Mavi, S.; Singh, V.; Khan, M. I. **An overview on recycling plastic wastes in bricks.** Materials Today: Proceedings, p. 4067-4073, 2021.

Chen, Y.; Awasthi A. K.; Wei F.; Tan Q.; Li . T. **Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts.** Science of the Total Environment, 2021.

Coutinho, B. C.; Miranda, G. B.; Sampaio, G. R.; Souza, L. B. S.; Santana, W. J.; Coutinho, H. D. M. **A importância e as vantagens do Polihidroxibutirato (plástico biodegradável).** Holos, v. 3, p. 76–81, 2004.
Dias, T. A. **Microplásticos no Rio Mondego – Variação Sazonal.** Dissertação de mestrado. Universidade Nova de Lisboa, 2022.

Firme, I. C. T.; Oliveira, M. M. **Microplásticos e impactos no meio ambiente: Análise de ocorrências no ambiente marinho.** Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, v. 14, n. 1, p. 4-17, 2020.

Free, C. M.; Jensen, O. P.; Mason, S. A.; Eriksen, M.; Williamson, N. J.; Boldgiv, B. **High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake.** Marine pollution bulletin, v. 85, n. 1, p. 156–163, 2014.

Gerolin, C. R.; Pupim, F. N.; Sawakuchi, A. O.; Grohmann, C. H.; Labuto, G.; Semensatto, D. **Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil.** Science of The Total Environment, v. 749, 2020.

Jambeck, J. R.; Geyer, R.; Wilcox, C.; Siegler, T. R.; Perryman, M.; Andrady, A.; Narayan, R.; Law, K. L. **Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean.** Science, New York, p. 768-771, 2015.

Jaquier, L. **Produção Microbiana de Polihidroxibutirato (PHB).** Santos, 2022.

Li, W.; Zu, B.; Yang, Q.; Guo, J.; Li, J. **Sources, distribution, and environmental effects of**

microplastics: a systematic review. RSC advances, p. 15566–15574, 2023.

Loureiro, A. O. **Bioplásticos e Plásticos Biodegradáveis: revisão bibliográfica dos principais materiais e seus impactos ambientais.** São Carlos, 2021.

Macedo, M. J. M. F. **Produção de bioplásticos a partir de agro-resíduos.** Braga, 2015.

Mendoza, L. M. R.; Karapanagioti, H.; Álvarez, N. R. **Micro(nanoplastics) in the marine environment: Current knowledge and gaps.** Current Opinion in Environmental Science & Health, p. 47-51, 2018.

Montagner C.C.; Dias M. A.; Paiva E. M.; Vidal C. **Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos.** Quím. Nova, v. 44, n. 10, p. 1328-1352, 2021.

Nonato, R. V.; Mantellato, P. E.; Rossell, C. E. V. **Integrated Production of biodegradable plastic, sugar and ethanol.** Applied Microbiology and Biotechnology, v. 57, p. 1-5, 2001.

Olivatto, G. P.; Carreira, R.; Tornisielo, V. L.; Montagner, C. C. **Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno.** Rev. Virtual Química, p. 1968-1989, 2018.

Oliveira, F.; Araújo H. **Plástico biodegradável: uma alternativa eficaz e sustentável.** BioAtivo, 10ª edição, p. 10-14, 2012.

Pradella, J. G. C. **Biopolímeros e Intermediários Químicos.** São Paulo, 2006.

Raicher, G. **Análise econômica da produção de polímeros biodegradáveis no contexto de uma biorefinaria a partir de cana-de-açúcar.** Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 2011.

Rial, D. G.; Villar I.; Troncoso R. A.; Soto B.; Mato S.; Garrido J. **Assessment of Microplastic Pollution in River Ecosystems: Effect of Land Use and Biotic Indices.** Water, p. 1369, 2024.

Sakan, S.; Ostojic, B.; Dordevic, D. **Persistent organic pollutants (POPs) in sediments from river and artificial lakes in Serbia.** Journal of Geochemical Exploration, v. 180, p. 91-100, 2017.

Santos, L. L. **Métodos de Produção de Biopolímeros de Matérias-Primas Vegetais: Uma revisão da literatura.** Pau dos Ferros, 2021.

Silva, L. P. M. **Microplásticos em Sedimentos da Foz do Rio Amazonas.** São Paulo, 2023.



Silva, V. F. G.; Araújo, L. S.; ISAAC, R. L. **Remoção de Microplásticos no Tratamento de Água para Consumo Humano por Flotação.** Campinas, 2021.

Sobral, P.; Frias, J.; Martins, J. **Microplásticos nos oceanos: um problema sem fim à vista.** Revista Ecológica, v. 3, p. 12-21, 2011.

Sousa, A. C. S. **Poluição por microplásticos em corpos hídricos: uma avaliação das emissões pós-tratamento de efluentes no Brasil.** Sorocaba, 2024.

Tursi, A.; Baratta, M. F.; Easton T.; Chatzisyneon, E.; Chidichimo, F.; Biasec, M. D.; Filpoa, G. D. **Microplastics in aquatic environments: A comprehensive review of toxicity, removal, and remediation strategies.**RSC Advances, p. 28318–28340, 2022.

Vargas, J. G. M.; Silva, V. B.; Oliveira, L. K.; Molina, E. F. **Microplásticos: Uso na Indústria Cosmética e Impactos no Ambiente Aquático.** Quim. Nova, v. 45, n. 6, p. 705-711, 2022.

Zhang, L. L.; Goh, S. H.; Lee, S. Y.; Hee, G. R. **Miscibility, melting and crystallization behavior of two bacterial polyester/poly(epichlorohydrin-co-ethylene oxide) blend systems.** Polymer, v. 41. p. 1429-1439, 2000.