

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E**  
**CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**

**Beatriz Corrêa Thomé de Deus**

Plásticos em ecossistemas costeiros e análise da co-gaseificação como  
alternativa para mitigação de seu impacto ambiental.

**Juiz de Fora**

**2023**

**Beatriz Corrêa Thomé de Deus**

Plásticos em ecossistemas costeiros e análise da co-gaseificação como alternativa para mitigação de seu impacto ambiental.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Processos ecológicos e Conservação da Natureza.

Orientadora: Profa. Dra. Simone Jaqueline Cardoso.

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Duque de Brito.

**Juiz de Fora**

**2023**

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

de Deus, Beatriz Corrêa Thomé.

Plásticos em ecossistemas costeiros e análise da co-gaseificação como alternativa para mitigação de seu impacto ambiental / Beatriz Corrêa Thomé de Deus. -- 2023.

190 p. : il.

Orientadora: Simone Jaqueline Cardoso

Coorientador: Paulo Sérgio Duque de Brito

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2023.

1. Poluição antrópica. 2. Ecossistemas costeiros. 3. Gaseificação. 4. Resíduos plásticos. 5. Casca de castanha-de-caju. I. Cardoso, Simone Jaqueline, orient. II. Brito, Paulo Sérgio Duque de, coorient. III. Título.

**Beatriz Corrêa Thomé de Deus**

**Plásticos em ecossistemas costeiros e análise da co-gaseificação como alternativa para  
mitigação de seu impacto ambiental**

Dissertação  
apresentada  
ao Programa de Pós  
Graduação em  
Biodiversidade e  
Conservação da  
Natureza  
da Universidade  
Federal de Juiz de  
Fora como requisito  
parcial à obtenção do  
título de Mestre em  
Biodiversidade e  
Conservação da  
Natureza. Área de  
concentração: Comportamento,  
Ecologia e  
Sistemática

Aprovada em 17 de novembro de 2023.

**BANCA EXAMINADORA**

**Profa. Dra. Simone Jaqueline Cardoso - Orientador**

Universidade Federal de Juiz de Fora

**Prof. Dr. Paulo Sérgio Duque de Brito - coorientador**

Instituto Politécnico de Portalegre

**Prof. Dr. Samuel Rodrigues Castro**

Universidade Federal de Juiz de Fora

**Prof. Dr. Luiz Filipe Frechaut Trepa Torres Gonçalves Rodrigues**

Instituto Politécnico de Portalegre



Documento assinado eletronicamente por **Simone Jaqueline Cardoso, Professor(a)**, em 20/11/2023, às 19:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Isabel Luísa Ferreira Machado, Usuário Externo**, em 21/11/2023, às 08:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Luiz Filipe Frechaut Torres Gonçalves Rodrigues, Usuário Externo**, em 21/11/2023, às 10:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Samuel Rodrigues Castro, Professor(a)**, em 21/11/2023, às 11:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Brito, Usuário Externo**, em 09/01/2024, às 15:13, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf ([www2.ufjf.br/SEI](http://www2.ufjf.br/SEI)) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1521261** e o código CRC **3C79321D**.

---

Aos meus pais, Graça e Osmar, por acreditarem em mim e me apoiarem durante toda a caminhada.

## AGRADECIMENTOS

É com grande alegria que finalizo mais esta etapa em minha vida. Agradeço primeiramente a Deus e ao Arcanjo Miguel por terem guiado meus passos e iluminado meu caminho até aqui.

A minha eterna gratidão ao meu pai, Osmar, e minha mãe, Graça, por serem tudo em minha vida e meus maiores exemplos de força e determinação. Sem vocês eu não estaria onde estou hoje e palavras não são suficientes para expressar a gratidão que sinto por vocês. Pai, queria muito que você estivesse presente fisicamente para me ver finalizando mais esta etapa em minha vida. Mas sei que aí do céu você está muito feliz e orgulhoso por eu ter conseguido atingir este objetivo.

Ao Léo, o meu muito obrigada por todo o apoio durante esses anos, por me acalmar, ouvir meus desabafos e me fazer acreditar que tudo ia dar certo. Ao meu irmão, Oscar, obrigada por me incentivar e ficar feliz com as minhas conquistas. Ao meu sobrinho, Pedro, agradeço pelos momentos de alegria compartilhados. Agradeço também aos tios, primos e amigos que estiveram ao meu lado durante essa caminhada e que torceram por mim. Um agradecimento especial à Karla, pelos desabafos compartilhados e por ser uma grande amiga que a graduação me deu.

Um agradecimento especial à minha orientadora Simone por ter acreditado nos meus sonhos junto comigo, por todo o suporte durante esses anos e pela confiança depositada em mim. Agradeço também aos amigos do LABEP por todo esse tempo de convívio, risadas e bons momentos compartilhados. O meu muito obrigada à Leslie e Thaiane por terem embarcado comigo nessa aventura que foi fazer o primeiro capítulo dessa dissertação. Agradeço também à Emília por toda a contribuição no primeiro capítulo desta dissertação e pela amizade de longa data. Ao Pedro, do LabProto, obrigada por ser sempre tão solícito e disposto a ajudar. O meu agradecimento ao professor Haroldo e à Michaela pelas contribuições durante a etapa de qualificação do mestrado.

Agradeço aos professores e colegas do Instituto Politécnico de Portalegre por me acolherem novamente durante o mestrado. Um agradecimento especial aos professores

Paulo Brito, meu coorientador, pela confiança e por ter acreditado neste trabalho; Pedro Romano, por ter me auxiliado com os testes no laboratório; e Luís Durão, pela contribuição no início deste trabalho. Agradeço também ao pessoal da BioBIP-Bioenergia, sobretudo ao Luís Calado, por ser sempre solícito, pelo conhecimento compartilhado e por ter me auxiliado em diversos momentos.

Por fim, agradeço à Universidade Federal de Juiz de Fora, ao Instituto Politécnico de Portalegre e a CAPES pelo financiamento da pesquisa.

“Lembre-se da minha ordem: Seja forte e corajoso. Não tenha medo nem desanime, porque Eu, o SENHOR, seu Deus, estarei com você em qualquer lugar para onde você for.” (Josué 1:9)

## RESUMO

Os plásticos são materiais cada vez mais presentes na vida cotidiana devido à sua durabilidade e ampla gama de aplicações em diversos setores industriais. No entanto, a persistência desses materiais no meio ambiente é uma preocupação a nível emergente e pode desencadear consequências negativas para os ecossistemas, vida marinha e saúde humana. Os ecossistemas costeiros são particularmente vulneráveis à poluição plástica sobretudo devido à alta densidade populacional próxima às áreas costeiras, o turismo, a pesca intensiva e o transporte fluvial de resíduos. Diante do exposto, os objetivos dos capítulos do trabalho foram (1) explorar a ocorrência dos plásticos em ambientes costeiros a nível mundial, identificando as características dos itens mais reportados e os países com maior número de estudos; e (2) apresentar a tecnologia de gaseificação como potencial alternativa para mitigação ambiental dos resíduos plásticos. Destaca-se que ambos os objetivos contemplam duas áreas da literatura ainda pouco exploradas, uma vez que não foram encontrados estudos de revisão com abrangência global sobre a ocorrência de plásticos em ambientes costeiros, bem como não foram identificados estudos envolvendo a gaseificação de plásticos juntamente com casca de castanha-de-caju, biomassa complementar que foi empregada nos ensaios. No primeiro capítulo dessa dissertação, empregamos a metodologia PRISMA e as buscas foram realizadas nas bases de busca PubMed, Scopus e Web of Science. Foi identificado que as praias representam o ecossistema costeiro mais amplamente estudado, e entre os resíduos frequentemente encontrados destacam-se as bitucas de cigarro e objetos de cor branca. O polietileno é a tipologia de plástico mais relatada, especialmente sob a forma de fragmentos de microplásticos. Entre os países que investigaram a ocorrência de plásticos em seus ambientes costeiros, destacam-se a China e o Brasil, nos quais foram observados um maior número de estudos publicados e ambientes costeiros avaliados, respectivamente. A má gestão de resíduos sólidos urbanos é uma das principais razões para a elevada presença de plásticos em ambientes costeiros, visto que a maioria desses itens provém do continente. Portanto, é crucial aprimorar as técnicas atuais de tratamento e destinação final de resíduos, a fim de reduzir a quantidade de plásticos que alcança as regiões costeiras e marinhas. Nesse contexto, apresentamos no segundo capítulo dessa dissertação o processo termoquímico de gaseificação, que surge como uma alternativa promissora para os plásticos que não podem ser reciclados de maneira tradicional. Foram gaseificados plásticos pós-consumo juntamente com a biomassa residual proveniente do

processamento do caju, tendo em vista a impossibilidade de os plásticos serem gaseificados isoladamente devido às limitações técnicas do equipamento que foi utilizado nos ensaios. Ainda, anteriormente à gaseificação propriamente dita, os resíduos foram submetidos a uma série de análises que objetivaram caracterizá-los quimicamente. As análises químicas demonstraram o bom potencial de utilização tanto dos resíduos plásticos pós-consumo quanto da casca de castanha-de-caju. A gaseificação originou um gás com elevado teor de hidrogênio e monóxido de carbono, conhecido como gás de síntese, que apresenta uma ampla gama de aplicações, podendo ser empregado como combustível na geração de calor e eletricidade, em motores, células de combustível e na síntese de produtos químicos. Dessa forma, a gaseificação pode ser considerada como uma opção complementar em um conjunto de medidas que visem a redução, a reciclagem e o tratamento responsável desses materiais, sobretudo em relação aos plásticos que não podem ser reciclados de forma tradicional, auxiliando na redução do acúmulo de plástico em regiões costeiras e marinhas e, conseqüentemente, na mitigação dos impactos ambientais.

**Palavras-chave:** Poluição antrópica; resíduos plásticos; gerenciamento de resíduos; gaseificação; casca de castanha-de-caju.

## ABSTRACT

Plastics are materials that are increasingly present in everyday life due to their durability and wide range of applications in various industrial sectors. However, the persistence of plastics in the environment is an emerging concern and can trigger negative consequences for ecosystems, marine life, and human health. Coastal ecosystems are particularly vulnerable to plastic pollution, mainly due to the high population density close to coastal areas, tourism, intensive fishing, and river transport of waste. Given the above, the objectives of the work chapters were (1) to explore the occurrence of plastics in coastal environments worldwide, identifying the characteristics of the most reported items and the countries with the greatest number of studies; and (2) to present gasification technology as a potential alternative for environmental mitigation of plastic waste. It is noteworthy that both objectives cover two areas of literature that are still little explored since no worldwide review studies were found on the occurrence of plastics in coastal environments, nor any studies were identified involving the gasification of plastics

together with cashew nutshell, complementary biomass that was used in the tests. In the first chapter of this dissertation, we used the PRISMA methodology, and searches were carried out in the search databases PubMed, Scopus, and Web of Science. It was identified that beaches represent the most widely studied coastal ecosystem, and among the waste frequently found, cigarette butts and white objects stand out. Polyethylene is the most reported typology of plastic, especially in the form of microplastic fragments. Among the countries that investigated the occurrence of plastics in their coastal environments, China and Brazil stand out, in which a greater number of published studies and evaluated coastal environments were observed, respectively. Poor management of urban solid waste is one of the main reasons for the high presence of plastics in coastal environments, as most of these items come from the continent. Therefore, it is crucial to improve current waste treatment and disposal techniques to reduce the number of plastics reaching coastal and marine regions. In this context, in the second chapter of this dissertation, we present the thermochemical gasification process, which appears as a promising alternative for plastics that cannot be recycled traditionally. Post-consumer plastics were gasified together with residual biomass from cashew processing, given the impossibility of plastics being gasified by itself due to the technical limitations of the equipment used in the tests. Furthermore, prior to the gasification process, the waste was subjected to a series of chemical analyses that aimed to characterize its composition. Chemical analyses demonstrated the good potential for using both post-consumer plastic waste and cashew nut shells. Gasification originated a gas with a high content of hydrogen and carbon monoxide, known as synthesis gas, which has a wide range of applications and can be used as a fuel in the generation of heat and electricity, in engines, fuel cells, and in synthesis of chemical products. In this way, gasification can be considered as a complementary option in a set of measures aimed at reducing, recycling, and responsibly treatment of these materials, especially in relation to plastics that cannot be recycled in a traditional way, helping to reduce the accumulation of plastic in coastal and marine regions and, consequently, mitigating environmental impacts.

**Keywords:** Anthropogenic pollution; plastic waste; waste management; gasification; cashew nutshell.

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1. Poluição plástica em áreas costeiras: uma perspectiva global

<b>Figura 1.</b> Fluxograma PRISMA descrevendo o processo de seleção de artigos para inclusão na síntese qualitativa e quantitativa.....	31
<b>Figura 2.</b> Evolução temporal das publicações sobre a ocorrência de plásticos em ambientes costeiros no mundo entre 1971 e 2021.....	32
<b>Figura 3.</b> Número de publicações sobre a presença de plásticos em ambientes costeiros ao redor do mundo, categorizadas pelas revistas com maior índice de publicação.....	33
<b>Figura 4.</b> Número de artigos publicados por país entre 1971 e 2021 sobre poluição plástica costeira.....	34
<b>Figura 5.</b> Número de áreas costeiras avaliadas por país entre 1971 e 2021 em relação à poluição plástica .....	34
<b>Figura 6.</b> Distribuição dos ambientes costeiros e número de localidades estudadas.....	35
<b>Figura 7.</b> Quantificação de itens plásticos encontrados em ambientes costeiros entre 1971 e 2021, categorizados por tipo.....	36
<b>Figura 8.</b> Proporção de itens plásticos encontrados em ambientes costeiros categorizados por origem.....	37
<b>Figura 9.</b> Morfologias dos plásticos encontrados em ambientes costeiros.....	37
<b>Figura 10.</b> Cores dos plásticos encontrados em ambientes costeiros.....	38
<b>Figura 11.</b> Tipologias dos plásticos encontrados em ambientes costeiros.....	39
<b>Figura 12.</b> Tamanhos dos plásticos encontrados em ambientes costeiros.....	40
<b>Figura 13.</b> <i>Forest plot</i> mostrando o tamanho médio do efeito ( <i>Log Transformed Mean - MNLN</i> ) para plásticos reportados em itens/kg, para cada nível de fator dos cinco moderadores significativos.....	43
<b>Figura 14.</b> <i>Forest plot</i> mostrando o tamanho médio do efeito ( <i>Standard Deviation of Log-Transformed Effect Sizes - SDLN</i> ) para plásticos reportados em itens/m <sup>2</sup> , para cada nível de fator dos cinco moderadores significativos.....	44

### Capítulo 2. Transformando resíduos em energia renovável: explorando a cogaseificação da casca de castanha-de-caju e resíduos plásticos

<b>Figura 1.</b> Resíduos plásticos empregados nos ensaios.....	62
<b>Figura 2.</b> Casca de castanha-de-caju empregada nos ensaios.....	63
<b>Figura 3.</b> Gaseificador de leiteo fluidizado borbulhante utilizado nos ensaios.....	66

<b>Figura 4.</b> Mistura de resíduos plásticos e da casca de castanha-de-caju.....	67
<b>Figura 5.</b> Esteira rolante com os resíduos a serem inseridos no reator.....	67
<b>Figura 6.</b> Espectro da amostra de plástico.....	68
<b>Figura 7.</b> Análise gráfica da decomposição térmica do resíduo plástico.....	69
<b>Figura 8.</b> Composição da amostra de plástico (análise geral).....	70
<b>Figura 9.</b> Composição da amostra de plástico (análise metálica).....	70
<b>Figura 10.</b> Análise elementar da casca de castanha-de-caju em base úmida.....	71
<b>Figura 11.</b> Composição da amostra da casca de castanha-de-caju (análise geral).....	72
<b>Figura 12.</b> Composição do gás de síntese gerado através da cogaseificação dos resíduos poliméricos e da casca de castanha-de-caju.....	73

## LISTA DE TABELAS

### **Capítulo 1. Poluição plástica em áreas costeiras: uma perspectiva global**

<b>Tabela 1.</b> Resultados de modelos de meta-regressão testando o efeito de nove moderadores na densidade de plástico em itens/kg e itens/m <sup>2</sup> encontrados em ecossistemas costeiros.....	42
---	----

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Análise de Ciclo de Vida
CCC	Casca de castanha-de-caju
DP	Desvio padrão
DTG	Derivada termogravimétrica
EUA	Estados Unidos da América
EP	Erro padrão
FTIR	Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier
GEE	Gás de Efeito Estufa
GESAMP	<i>Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection</i>
gl	Graus de liberdade
IC	Intervalo de confiança
ID	Identidade dos estudos
IF	<i>Impact fator</i> (Fator de impacto)
Itens/kg	Itens por quilograma
Itens/m <sup>2</sup>	Itens por metro quadrado
LCOE	<i>Levelized Cost of Energy</i>
MCI	Motor de Combustão Interna
MNLN	<i>Log Transformed Mean</i>
MSI	Material Suplementar I
MSII	Material Suplementar II
NAC	Número de amostras coletadas
n	Número de estudos
O&M	Operação e manutenção
PA	Poliamida
PCS	Poder Calorífico Superior
PE	Polietileno
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PEBD	Polietileno de Baixa Densidade
PET	Polietileno Tereftalato
PIB	Produto Interno Bruto
PP	Polipropileno

PS	Poliestireno
PTFE	Politetrafluoretileno
PU	Poliuretano
PVC	Policloreto de Vinila
QM	<i>QModel</i>
RGB	<i>Red, Green, and Blue</i> (Vermelho, verde e azul)
REP	Responsabilidade Estendida do Produtor
SDLN	<i>Standard Deviation of Log-Transformed Effect Sizes</i>
TE	Tamanho de efeito
TGA	Análise termogravimétrica
UV	Ultravioleta
XRF	Fluorescência de raio-X

## LISTA DE SÍMBOLOS

Ag	Prata
C	Carbono
Ca	Cálcio
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de cálcio
Cd	Cádmio
CH <sub>4</sub>	Gás metano
Cl	Cloro
CO	Monóxido de carbono
COS	Sulfeto carbonila
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
Cu	Cobre
C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Acetileno
Fe	Ferro
H	Hidrogênio
HCl	Ácido clorídrico
HCN	Cianeto de hidrogênio
He	Hélio
HF	Ácido fluorídrico
H <sub>2</sub>	Gás hidrogênio
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de hidrogênio
K	Potássio
Mo	Molibdênio
N	Nitrogênio
Nb	Nióbio
NH <sub>3</sub>	Amônia
NO <sub>x</sub>	Óxidos de nitrogênio
O <sub>2</sub>	Oxigênio
Pd	Paládio
Rb	Rubídio
S	Enxofre
Sr	Estrôncio

SO <sub>2</sub>	Dióxido de enxofre
Ti	Titânio
TiO <sub>2</sub>	Dióxido de titânio
U	Urânio
V	Vanádio
Zn	Zinco
Zr	Zircônio

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	20
CAPÍTULO 1. POLUIÇÃO PLÁSTICA EM ÁREAS COSTEIRAS: UMA PERSPECTIVA GLOBAL .....	22
1. INTRODUÇÃO .....	24
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	26
3. RESULTADOS .....	30
4. DISCUSSÃO .....	44
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	53
CAPÍTULO 2. TRANSFORMANDO RESÍDUOS EM ENERGIA LIMPA: EXPLORANDO A COGASEIFICAÇÃO DA CASCA DE CASTANHA-DE-CAJU E RESÍDUOS PLÁSTICOS .....	55
1. INTRODUÇÃO .....	58
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	62
3. RESULTADOS .....	68
4. DISCUSSÃO .....	73
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS .....	87
CONCLUSÃO GERAL.....	88
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	90
APÊNDICE A. MATERIAL SUPLEMENTAR.....	109

## INTRODUÇÃO GERAL

A crescente problemática dos plásticos tem se destacado como um dos desafios ambientais mais urgentes da atualidade. Desde o início de sua produção em larga escala na década de 1950 até o ano de 2015, a produção mundial de plástico atingiu números alarmantes, ultrapassando 8 bilhões de toneladas métricas (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). A rápida expansão do setor aliada ao crescente consumo de produtos plásticos têm gerado uma crise ambiental global, exacerbada pela pandemia de Covid-19, que resultou em uma quantidade sem precedentes de resíduos plásticos, especialmente de máscaras cirúrgicas (BENSON; BASSEY; PALANISAMI, 2021).

Os plásticos se tornaram materiais indispensáveis em nossa sociedade devido às suas propriedades únicas, como durabilidade, resistência e versatilidade (ANDRADY; NEAL, 2009). No entanto, essas mesmas propriedades têm se revelado problemáticas sob o ponto de vista ambiental. A persistência dos plásticos no meio ambiente aliada ao mau gerenciamento desencadeia problemas de poluição que afetam até mesmo locais remotos, como o topo do Monte Everest (NAPPER et al., 2020), Antártida (AVES et al., 2022) e a Fossa das Marianas (PENG et al., 2018). Ainda, a presença de microplásticos já vem sendo identificada até mesmo no corpo humano, tendo sido encontrados na placenta (RAGUSA et al., 2021), leite materno (RAGUSA et al., 2022) e pulmão (JENNER et al., 2022), por exemplo.

Grandes quantidades de plásticos chegam aos oceanos anualmente por meio de rotas terrestres, sobretudo fluviais (MAI et al., 2020), rotas marítimas (NAPPER et al., 2022) e devido má gestão dos resíduos sólidos urbanos (RYBERG et al., 2019). A presença de plásticos em áreas costeiras é igualmente preocupante, uma vez que são regiões de alta produtividade biológica e de suma importância ambiental, econômica e social. Essas áreas são particularmente vulneráveis à poluição (BAZTAN et al., 2014) e animais que habitam essas zonas costeiras têm sido seriamente afetados pela ingestão de plásticos (GALLO NETO et al., 2021; HENNICKE et al., 2021; HORN et al., 2019; NUNES; BROADHURST; DOMIT, 2021).

Diante desse cenário preocupante, torna-se fundamental buscar alternativas para mitigar os impactos dos plásticos no meio ambiente e na saúde pública. A reciclagem tem sido apontada como uma solução viável, permitindo a reutilização dos plásticos existentes e reduzindo a necessidade de produção de novos materiais (SPINACÉ; DE PAOLI, 2005). No entanto, a contaminação dos materiais coletados e a falta de infraestrutura

adequada ainda representam desafios significativos para uma reciclagem eficiente (MATERIAL ECONOMICS, 2018). Outra abordagem promissora é o aproveitamento energético dos plásticos residuais, especialmente aqueles que não podem ser reciclados de forma mecânica devido à contaminação ou ao tipo de polímero (YANG et al., 2022).

A gaseificação tem se mostrado uma opção sustentável, tendo sido abordada como uma forma de converter os resíduos plásticos em um gás de síntese rico em hidrogênio e monóxido de carbono, que pode ser utilizado na produção de energia e na síntese de produtos químicos (HUANG et al., 2022; LOPEZ et al., 2018; RAMOS et al., 2018). Essa tecnologia também pode ser aplicada aos resíduos agroflorestais, como os provenientes do processamento do caju (DIEDHIOU et al., 2019; MUTHU DINESHKUMAR; MEERA SHERIFFA BEGUM; RAMANATHAN, 2019; NGUYEN et al., 2021), ampliando ainda mais as possibilidades de aproveitamento desta tecnologia.

Compreender a magnitude e a complexidade da problemática dos plásticos é essencial para desenvolver estratégias eficazes e promover a transição para uma economia circular, na qual os plásticos são utilizados de forma responsável e os resíduos são minimizados. Por meio dessa pesquisa, esperamos contribuir para a busca de soluções inovadoras e sustentáveis, colaborando para a preservação do meio ambiente e o bem-estar das futuras gerações.

Este estudo é composto por dois capítulos, que apresentam os seguintes objetivos (1) investigar a ocorrência dos plásticos em ambientes costeiros a nível mundial, identificando as características dos itens mais reportados e os países com maior número de estudos; e (2) apresentar a tecnologia de gaseificação como potencial alternativa para mitigação ambiental dos resíduos plásticos. Destaca-se que ambos os objetivos visam preencher uma lacuna no conhecimento associado a ambas as temáticas, uma vez que não foram encontrados estudos globais relacionados à poluição plástica costeira, bem como estudos envolvendo a gaseificação de plásticos juntamente com a casca de castanha-de-caju, biomassa complementar empregada nos ensaios.

## **CAPÍTULO 1. POLUIÇÃO PLÁSTICA EM ÁREAS COSTEIRAS: UMA PERSPECTIVA GLOBAL**

*(Capítulo submetido na Marine Pollution Bulletin, A1, FI:5.8 como “Coastal  
Plastic Pollution – A Global Perspective”)*

Beatriz Corrêa Thomé de Deus<sup>1</sup>; Thaianne Cantarino Costa<sup>1</sup>; Leslie Nascimento Altomari<sup>1</sup>;  
Emília Marques Brovini<sup>2</sup>; Paulo Sérgio Duque de Brito<sup>3</sup>; Simone Jaqueline Cardoso<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Rua José Lourenço Kelmer, 36036-900, São Pedro, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Campus Universitário, Morro do Cruzeiro s/n, 35400-000, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil.

<sup>3</sup> VALORIZA – Centro de Pesquisa para Valorização de Recursos Endógenos, Instituto Politécnico de Portalegre, Campus Politécnico, 10, 7300-555, Portalegre, Portalegre, Portugal.

<sup>4</sup> Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Rua José Lourenço Kelmer, 36036-900, São Pedro, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

## RESUMO

Os ecossistemas costeiros são regiões de grande importância biológica e por serem altamente suscetíveis à poluição plástica, é essencial o devido controle dessas áreas. Este estudo tem como objetivo apresentar uma revisão sistemática abrangente da poluição plástica em áreas costeiras em todo o mundo. Foi utilizada a metodologia PRISMA para realizar as pesquisas, empregando-se as bases de busca PubMed, Scopus e Web of Science. Identificou-se um aumento exponencial no número de artigos que abordaram a poluição plástica costeira nos últimos 50 anos. A maioria dos estudos foi realizada em praias e as bitucas de cigarro foram os itens mais frequentemente encontrados. O polietileno foi o tipo de plástico mais predominante, destacando-se os fragmentos, microplásticos e objetos de cor branca. O Brasil foi o país com o maior número de locais amostrados, enquanto a China publicou a maioria dos artigos sobre o tema. A metanálise realizada revelou tamanhos de efeito significativos com base nos dados reportados. Essas descobertas podem preencher uma lacuna do conhecimento relacionada à poluição plástica costeira, uma vez que não foram encontrados estudos prévios sobre a poluição plástica costeira a nível mundial. Os resultados encontrados podem ser utilizados para aprimorar práticas de gestão de resíduos, políticas ambientais e campanhas de conscientização direcionadas à mitigação da poluição plástica.

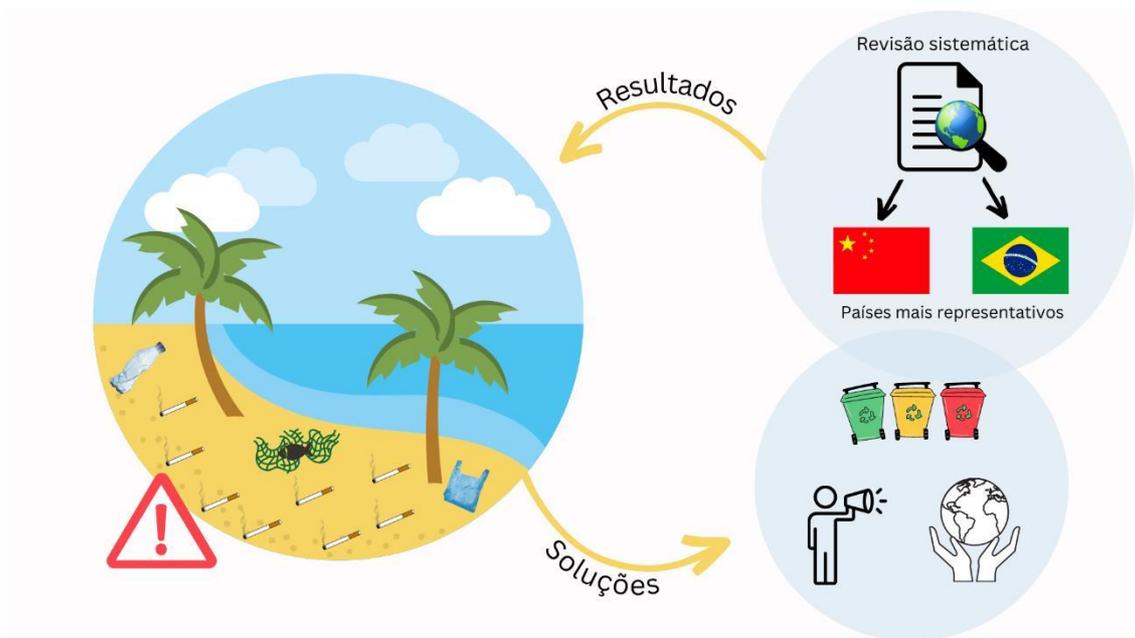
**Palavras-chave:** Poluição antrópica; detritos plásticos; resíduos plásticos; polímeros; gestão costeira.

## ABSTRACT

Coastal ecosystems are regions of great biological importance and as they are highly susceptible to plastic pollution, proper control of these areas is essential. This study aims to present a comprehensive systematic review of plastic pollution in coastal areas around the world. The PRISMA methodology was used to carry out the research, using the search databases PubMed, Scopus, and Web of Science. An exponential increase in the number of articles that addressed coastal plastic pollution was identified in the last 50 years. Most studies were carried out on beaches and cigarette butts were the most frequently found items. Polyethylene was the most predominant typology of plastic, with fragments,

microplásticos e objetos brancos se destacando. O Brasil foi o país com o maior número de locais amostrados, enquanto a China publicou o maior número de artigos sobre o tema. A meta-análise realizada revelou efeitos significativos baseados nos dados reportados. Essas descobertas podem preencher uma lacuna de conhecimento relacionada à poluição costeira, pois não foram encontradas estudos anteriores sobre a poluição plástica global costeira. Os resultados encontrados podem ser utilizados para melhorar as práticas de gestão de resíduos, políticas ambientais e campanhas de conscientização voltadas para mitigar a poluição plástica.

**Keywords:** Anthropogenic pollution; plastic debris; plastic waste; polymer; coastal management.



## 1. INTRODUÇÃO

Plásticos são produtos comumente derivados do refinamento do petróleo (VANAPALLI et al., 2019), sua produção em larga escala iniciou-se por volta de 1950 e até o ano de 2015 já haviam sido produzidas cerca de 8.300 milhões de toneladas métricas (Mt) de plásticos virgens (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). A geração de resíduos plásticos atingiu níveis ainda mais significativos durante a pandemia de Covid-19, em que o uso de máscaras cirúrgicas como medida de prevenção ao SARS-CoV resultou na geração diária de mais de 1,6 Mt de resíduos plásticos (BENSON; BASSEY; PALANISAMI, 2021).

Grandes quantidades de plásticos atingem os oceanos anualmente, seja por rotas terrestres, especialmente o transporte fluvial (LEBRETON et al., 2017; MAI et al., 2020; SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017), rotas marítimas (NAPPER et al., 2022) ou devido à má gestão dos resíduos sólidos urbanos (RYBERG et al., 2019). Além de estarem presentes no ambiente marinho (EGGER et al., 2021; LACERDA et al., 2019; WILCOX; HARDESTY; LAW, 2020), os plásticos também vêm sendo identificados em ambientes terrestres (HARMS et al., 2021; KRUSE et al., 2023; LIU et al., 2018); de água doce (BOUCHER et al., 2019; EDO et al., 2020; WAGNER et al., 2019); e costeiras, como praias (AKKAJIT et al., 2021; BISSEN; CHAWCHAI, 2020; CHOUCHENE et al., 2021), estuários (ALVES; FIGUEIREDO, 2019; BAILEY et al., 2021; BLAŠKOVIĆ et al., 2018), manguezais (CELIS-HERNÁNDEZ et al., 2021; CHEN et al., 2021; MARTIN; ALMAHASHEER; DUARTE, 2019) e lagoas costeiras (VEGA-HERRERA et al., 2021; VELEZ et al., 2020). Os dados revelam que a maioria dos resíduos plásticos gerados globalmente são encaminhados para aterros sanitários, representando aproximadamente 49%. Uma parcela significativa, equivalente a 22%, é inadequadamente gerenciada, aumentando a probabilidade de impacto nas regiões costeiras e marítimas. Adicionalmente, 19% dos resíduos pós-consumo é destinado à incineração, enquanto apenas 9% são submetidos ao processo de reciclagem (RITCHIE; MATHIEU, 2023).

Aditivos (plastificantes e retardantes de chama, por exemplo) são comumente incorporados ao processo de produção de polímeros para melhorar o desempenho dos produtos, tornando-os mais versáteis e duráveis (ANDRADY; NEAL, 2009; WENSING; UHDE; SALTHAMMER, 2005). No entanto, essas mesmas propriedades também podem torná-los mais persistentes no meio ambiente, como evidenciado por meio dos vestígios de plásticos encontrados no Monte Everest (NAPPER et al., 2020), Fossa das Marianas (PENG et al., 2018), Antártica (AVES et al., 2022) e através da presença de plásticos integrando os costões rochosos, denominados “rochas plásticas”, na Ilha da Trindade (Brasil) (SANTOS et al., 2022). Além disso, há evidências da presença de microplásticos em tecidos humanos, incluindo a placenta (RAGUSA et al., 2021), pulmões (JENNER et al., 2022) e leite materno (RAGUSA et al., 2022). Portanto, a poluição plástica pode desencadear consequências humanas e ambientais, tornando-se uma questão de preocupação emergente a nível local, nacional e internacional.

As regiões costeiras possuem alta produtividade biológica e são muito importantes do ponto de vista econômico, social e cultural. No entanto, devido à sua elevada densidade

populacional, são particularmente vulneráveis à poluição e outros impactos (BAZTAN et al., 2014) (BAZTAN et al., 2014), havendo vários relatos de ingestão de plástico por animais que habitam zonas costeiras (GALLO NETO et al., 2021; HENNICKE et al., 2021; HORN et al., 2019; NUNES; BROADHURST; DOMIT, 2021). Devido à importância e vulnerabilidade desses ecossistemas, é essencial identificar as áreas mais suscetíveis à poluição plástica, a fim de proteger os ecossistemas costeiros e preservar suas funções biológicas essenciais.

Assim, o objetivo geral deste estudo foi realizar uma revisão sistemática e metanálise sobre a poluição plástica nos ecossistemas costeiros globais. Como objetivos específicos destacam-se: i) realizar uma análise qualitativa dos resíduos plásticos quanto à tipologia, morfologia, tamanho, cor e origem; ii) fornecer uma análise temporal das publicações relacionadas à poluição plástica costeira ao longo do tempo; iii) identificar os países que mais contribuíram com publicações sobre a poluição plástica em ecossistemas costeiros; e iv) apresentar uma análise quantitativa sobre os resíduos plásticos reportados em ambientes costeiros em escala global.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Revisão sistemática**

A revisão seguiu a metodologia PRISMA (MOHER et al., 2015). Foram utilizadas as bases de busca PubMed, Scopus e Web of Science, considerando o título, resumo e palavras-chave como campos de busca.

Apenas foram considerados artigos científicos que avaliaram os seguintes ecossistemas costeiros: praias (exceto fluviais), manguezais, estuários, dunas, costões rochosos, lagoas costeiras, fiordes e deltas de rios. As praias são compostas por três áreas: a zona supralitoral, localizada entre a linha de maré alta e a terra firme; a zona entremarés, localizada entre as marés alta e baixa; e a zona sublitoral, que está sempre coberta por água e se estende desde a linha de maré baixa até a plataforma continental e a planície abissal (THE MARINEBIO CONSERVATION SOCIETY, 2023). Neste estudo, foram considerados apenas os artigos cujas coletas foram realizadas na zona supralitoral ou acima dela (ou seja, a zona de vegetação costeira, onde estão localizadas as dunas). Além disso, a busca foi limitada a artigos revisados por pares, escritos em inglês e publicados até 5 de outubro de 2021. O seguinte código de busca foi empregado: (plastic OR macroplastic OR mesoplastic OR microplastic OR nanoplastic) AND (beach\* OR dune

OR estuar\* OR mangrove OR coast\* OR seashore OR seacoast OR shoreline OR littoral OR “rocky shore” OR “ocean cliff” OR “sea cliff” OR “river mouth” OR “river delta”).

A triagem dos artigos foi realizada em dois níveis: i) análise do título, resumo e palavras-chave; e ii) leitura integral de cada artigo. O gerenciador de referências Endnote<sup>®</sup> Web (CLARIVATE ANALYTICS, 2023) foi utilizado para identificar e posteriormente excluir os artigos duplicados (encontrados em mais de uma base de busca). Foram desconsiderados os artigos que não se referiam a ambientes costeiros ou que não forneceram informações sobre a presença de plásticos nesses ambientes. Além disso, também foram desconsiderados artigos que apenas apresentavam informações referentes aos aditivos, artigos relacionados a bioplásticos e/ou plásticos biodegradáveis, artigos de modelagem e de revisão.

## **2.2. Análise cienciométrica**

Após a seleção dos artigos elegíveis com base nos critérios de inclusão e exclusão, foram coletados dados relevantes de cada um dos artigos, incluindo o ano de publicação e o nome do periódico. Através desses dados foi realizada uma análise cienciométrica para explorar a evolução temporal das publicações científicas relacionadas à poluição plástica em regiões costeiras a nível global.

## **2.3. Análise qualitativa**

Foram extraídas informações sobre as características dos plásticos relatados, bem como o país em que a coleta ocorreu e o tipo de área costeira. As regiões costeiras nas quais a presença de plásticos foi relatada foram subdivididas de acordo com os seguintes ambientes: praia, estuário, manguezal, duna, costão rochoso, lagoa costeira, delta de rio, fiorde e costa. Também foram registrados dados sobre a tipologia, morfologia, objeto de origem, tamanho, classificação de tamanho (nanoplástico, microplástico, mesoplástico, macropástico e megapástico), cor e a densidade reportada (itens por metro quadrado (itens/m<sup>2</sup>) e itens por quilo (itens/kg), por exemplo). Essas informações foram compiladas através do Microsoft Excel versão 2306. Destaca-se que a métrica “itens/m<sup>2</sup>” indica a quantidade de itens plásticos encontrados em um transecto de dimensões de um metro de comprimento por um metro de largura. Em contrapartida, a métrica “itens/kg” representa a quantidade de itens presentes em um quilograma de sedimento seco.

Sempre que disponíveis, foram extraídas informações sobre as fontes potenciais dos resíduos plásticos. Posteriormente, esses dados foram categorizados em três grupos

distintos: fontes terrestres (*land-based*), oceânicas (*ocean-based*) e locais (*local-based*). Em função da tipologia dos plásticos encontrados, utilizamos o sistema de classificação proposto pelo *Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection* (GESAMP) (GESAMP, 2015), com algumas modificações. Os plásticos foram categorizados em nove grupos, os quais: Polietileno (PE), Polietileno de Baixa Densidade (PEBD), Polietileno de Alta Densidade (PEAD), Polietileno Tereftalato (PET), Polipropileno (PP), Policloreto de Vinila (PVC), Poliestireno (PS) e seus derivados, Poliuretano (PU) e “outros” (Fluoropolímeros; Poliamida (PA), também conhecida como nylon; Poliéster; Poliolefinas; e Politetrafluoretileno (PTFE)).

Com base na morfologia, os plásticos foram subdivididos de acordo com as seguintes categorias: fragmento (também conhecido como grânulo ou floco), espuma, filme/folha, linha (que inclui as variações fibras e filamentos), *pellet* (pequenas partículas cilíndricas ocasionalmente descritas como “contas de resina”, “lágrimas de sereia” ou *nurdles*) (GESAMP, 2019) e “outros” (esfera, partícula, plástico rígido e plástico macio). Em relação à cor do plástico, foram consideradas as cores primárias do modelo de classificação RGB (*red, green, and blue* - vermelho, verde e azul) (IBRAHEEM et al., 2012), além do branco, transparente, preto e amarelo. Também foram incluídas cores adicionais na categoria “outros”, como cinza, roxo, marrom, laranja, translúcido, opaco, cores claras, multicolorido, colorido e incolor. Finalmente, os plásticos foram categorizados em cinco grupos com base em seu tamanho: nanoplásticos (< 0,001 mm), microplásticos (0,001 – 5 mm), mesoplásticos (5 – 25 mm), macropelásticos (> 25 mm) e megaplásticos (> 1 m) (BESLEY et al., 2017; HIDALGO-RUZ et al., 2012).

Foi empregado o *software* GEOLocate (GEOLocate, 2022) e Google Maps (Google, 2022) para georreferenciar as coordenadas ausentes a partir das áreas descritas nos artigos. Os gráficos referentes à análise qualitativa foram produzidos no SigmaPlot versão 12.0 (SYSTAT, 2023) e Microsoft Excel versão 2306. O Canva (CANVA, 2023) foi utilizado para personalizar alguns gráficos. Os mapas foram gerados através do QGIS 3.28.4 Firenze (OPEN-SOURCE GEOSPATIAL FOUNDATION, 2023).

Para possibilitar a comparação qualitativa entre os estudos compilados, algumas convenções foram implementadas em termos de generalização e adoção da característica predominante como a principal. O Material Suplementar (MSI) contém mais detalhes sobre a metodologia utilizada na análise qualitativa. Para mais detalhes sobre os artigos utilizados na análise qualitativa, consulte o Material Suplementar (MSII).

#### 2.4. Análise quantitativa - Metanálise

A coleta de dados sobre a densidade de plásticos em ecossistemas costeiros foi realizada com base no valor numérico e na unidade correspondente apresentados em cada um dos artigos. Para facilitar as comparações entre os dados quantitativos apresentados pelos diversos estudos, algumas convenções foram adotadas. Primeiramente, padronizou-se a densidade e o período de coleta através do cálculo da média aritmética para diferentes ambientes de coleta dentro de um mesmo estudo. Em segundo lugar, quando os dados foram apresentados em forma de porcentagem, multiplicou-se o valor total pela porcentagem plástica associada.

Quando os dados de densidade estavam disponíveis apenas na forma gráfica, foi empregado o *software* Web Plot Digitizer (WEBPLOTDIGITIZER, 2022) para extraí-los. Após a compilação dos artigos, identificou-se que as unidades mais empregadas foram itens/m<sup>2</sup> e itens/kg. Sempre que possível, unidades alternativas foram convertidas em uma dessas duas unidades para permitir comparações entre diferentes locais.

A análise quantitativa foi realizada para os artigos que apresentaram dados sobre a média, desvio padrão (DP) ou erro padrão (EP), juntamente com o número de amostras coletadas (NAC). Nos casos em que era ambíguo se o valor apresentado era DP ou EP, presumiu-se que era EP. A conversão de EP para DP foi realizada através da seguinte fórmula:

$$DP = \frac{EP}{\sqrt{NAC}}$$

Em que:

DP = Desvio padrão

EP = Erro padrão

NAC = Número de amostras coletadas

Para avaliar a influência de diferentes fatores no tamanho do efeito, nove moderadores foram examinados individualmente. Esses moderadores foram categorizados em três grupos principais: características do plástico (tipologia, tamanho, morfologia e cor); localização (país, ambiente e possível origem); e fatores temporais (ano da coleta da amostra e ano da publicação do artigo). Nossa hipótese é que esses

moderadores poderiam estar associados à quantidade de plástico identificada na pesquisa, influenciando potencialmente o tamanho do efeito geral.

O *software* R versão 4.2.2. (R CORE TEAM, 2023) foi empregado para realizar as análises estatísticas. Para calcular o tamanho do efeito, utilizou-se o pacote “metafor” (VIECHTBAUER, 2010) e a função `escalc` com o argumento “MNLN” (*Log Transformed Mean*). Foi utilizado um modelo randômico de efeito misto multinível (NAKAGAWA; SANTOS, 2012) utilizando a função `rma.mv`. Neste modelo foi incorporada a identidade dos estudos (ID) como fator randômico, uma vez que mais de uma informação pode ser proveniente do mesmo artigo (*i.e.* mais de uma medida por estudo). Essa incorporação permitiu estimar o erro residual causado pela autocorrelação.

Para examinar os efeitos dos moderadores, modelos individuais foram executados e suas estimativas foram obtidas. Considerou-se tamanhos de efeito com intervalos de confiança (ICs) de 95% que não incluíam zero como significativos. A estatística *QModel* (QM) foi empregada para determinar se o tamanho médio do efeito diferia significativamente entre os moderadores (KORICHEVA; GUREVITCH; MENGERSEN, 2013). Ressalta-se que a estatística QM mede a heterogeneidade entre tamanhos de efeito com base nas características do estudo e/ou covariáveis (BORENSTEIN et al., 2009), permitindo estimar o erro residual causado pela autocorrelação.

Para investigar a possibilidade de viés de publicação, foi empregado o teste de regressão de Egger (EGGER et al., 1997) para analisar quaisquer indícios de assimetria. Esse teste envolve a regressão do tamanho do efeito e da precisão de cada estudo, havendo um indicativo de assimetria nos casos em que a inclinação dessa relação é diferente de zero. Os testes de assimetria assumem que os tamanhos de efeito são distribuídos aleatoriamente em torno da média, e qualquer desvio da simetria pode indicar que certos resultados são mais suscetíveis de serem publicados do que outros (EGGER et al., 1997).

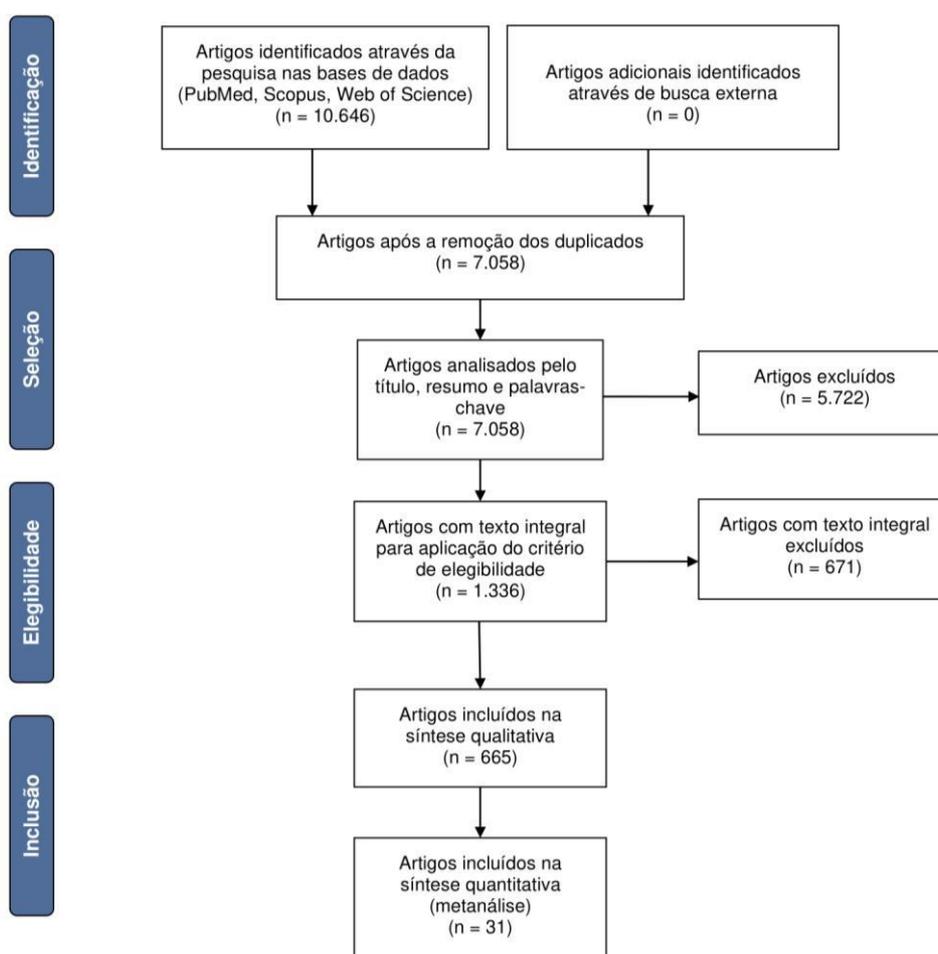
Para mais detalhes sobre os artigos utilizados na análise quantitativa, consulte o Material Suplementar (MSII).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1. Revisão sistemática**

A pesquisa bibliográfica retornou 10.646 artigos, sendo 1.874 da base de dados PubMed, 4.447 da Scopus e 4.325 da Web of Science. Após a remoção de 3.588 artigos

duplicados, 7.058 artigos foram considerados elegíveis para a etapa inicial de triagem. Esses artigos foram examinados com base em seus títulos, resumos e palavras-chave. Na segunda etapa de triagem, um total de 1.336 artigos foram lidos na íntegra. Dentre eles, 665 artigos atenderam aos critérios de inclusão pré-estabelecidos e foram incluídos na síntese qualitativa. Desses 665 artigos, apenas 31 continham informações sobre desvio padrão/erro padrão, número de amostras coletadas e média, tendo sido incluídos na metanálise (Figura 1).

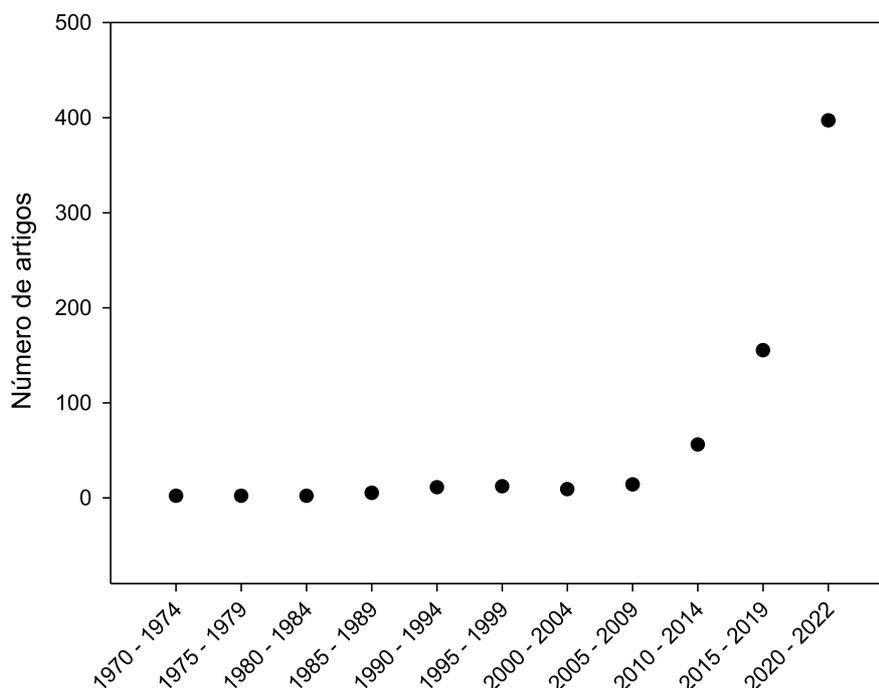


**Figura 1.** Fluxograma PRISMA descrevendo o processo de seleção de artigos para inclusão na síntese qualitativa e quantitativa. Adaptado de Moher et al. (2015).

### 3.2. Análise cienciométrica

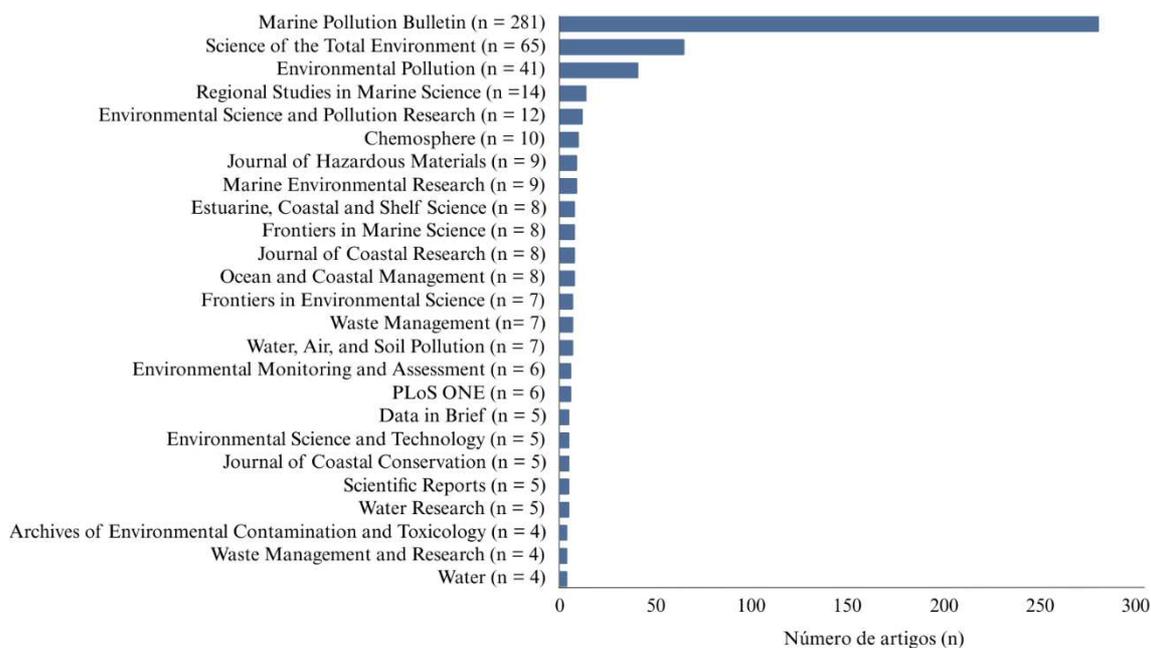
Houve um aumento exponencial de artigos sobre poluição por plásticos em ecossistemas costeiros nos últimos 50 anos (1971 - 2021) (Figura 2). Os artigos foram publicados principalmente entre 2020 e 2021, representando quase 60% do total (Figura

2). Por outro lado, o menor número de artigos foi publicado na década de 1970, representando apenas 0,6% de todos os dados (Figura 2).



**Figura 2.** Evolução temporal das publicações sobre a ocorrência de plásticos em ambientes costeiros no mundo entre 1971 e 2021.

Um total de 116 revistas científicas publicaram sobre a poluição plástica em áreas costeiras no período entre 1971 e 2021. Dentre os periódicos identificados, *Marine Pollution Bulletin* apresentou o maior número de estudos publicados (42,3%) (281 artigos; Figura 3). Esta revista, juntamente com *Science of the Total Environment* e *Environmental Pollution*, foi responsável por mais de 58% do total de publicações compiladas neste estudo (387 artigos; Figura 3), destacando suas contribuições significativas para o campo. Periódicos com menos de quatro artigos publicados não foram incluídos na Figura 3. No entanto, uma lista de todos os periódicos com seus respectivos números de artigos publicados pode ser encontrada no Material Suplementar I (MSI).

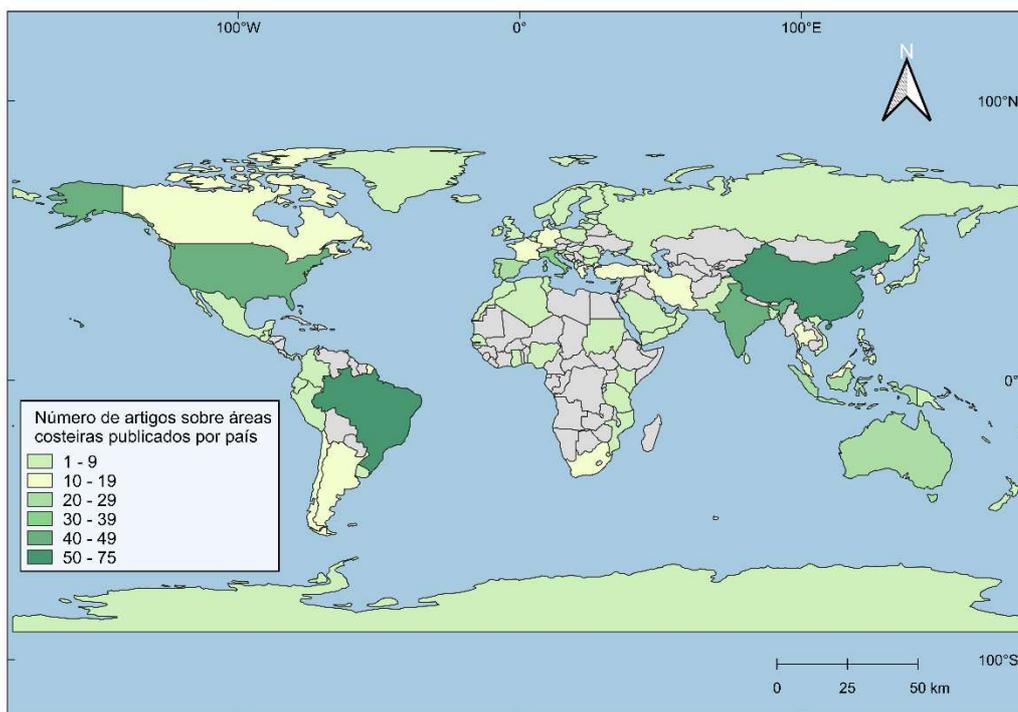


**Figura 3.** Número de publicações sobre a presença de plásticos em ambientes costeiros ao redor do mundo, categorizadas pelas revistas com maior índice de publicação.

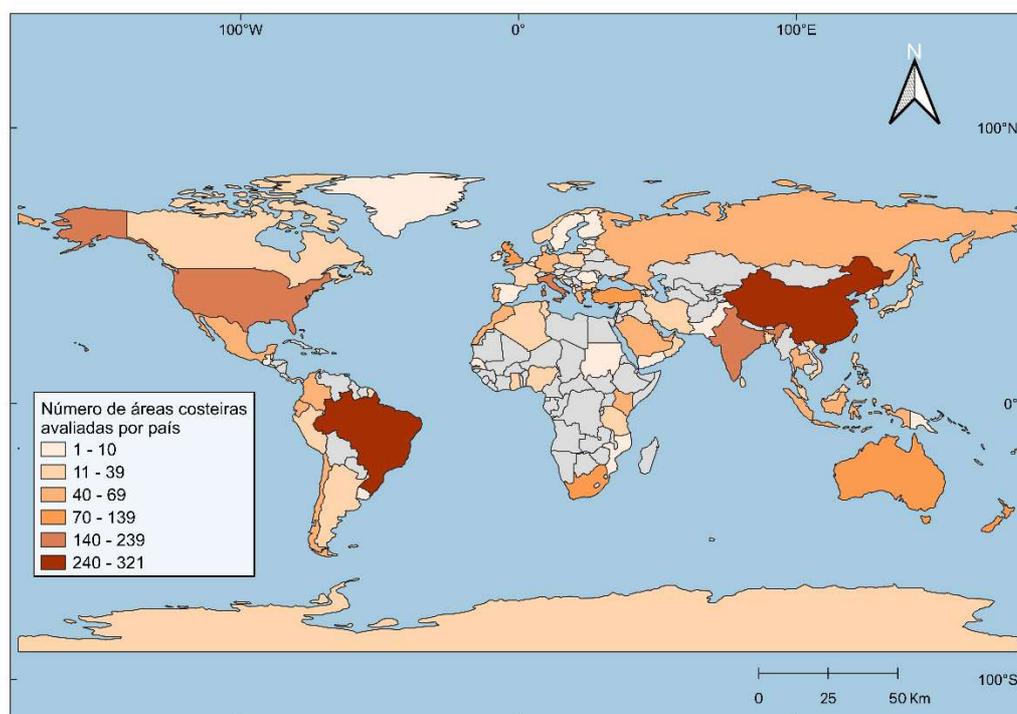
### 3.3. Análise qualitativa

Entre os artigos considerados na análise qualitativa, 18 deles reuniram dados de vários países, o que resultou na contagem do mesmo artigo em locais diferentes. A China se destacou como o país com maior número de artigos publicados ( $n = 74$ ; 10,2%), seguida pelo Brasil ( $n = 58$ ; 8%), Índia ( $n = 44$ ; 6,1%) e Estados Unidos da América (EUA) ( $n = 37$ ; 5,1%). Por outro lado, vários países da África, América Central e Ásia não apresentaram nenhum estudo (Figura 4).

Um total de 3.791 ambientes individuais foram estudados pelos 665 artigos elegíveis. O Brasil teve o maior número de locais amostrados (321 locais; 8,5%), seguido pela China (305 áreas; 8,1%), Índia (239 locais; 6,3%) e EUA (175 áreas; 4,6%) (Figura 5).

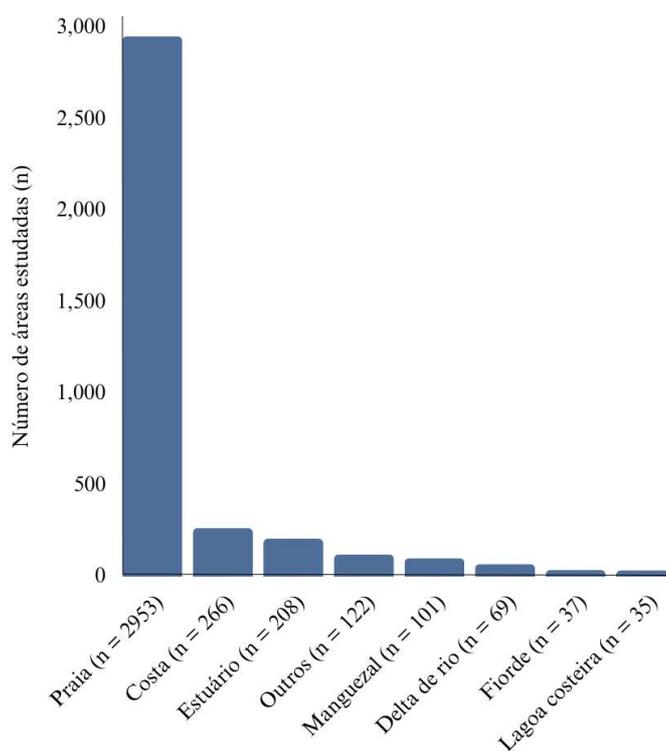


**Figura 4.** Número de artigos publicados por país entre 1971 e 2021 sobre poluição plástica costeira. Os países com maior número de publicações estão representados em verde escuro, enquanto os com menor número de publicações estão em verde claro. Os países que não apresentaram publicações estão destacados em cinza.



**Figura 5.** Número de áreas costeiras avaliadas por país entre 1971 e 2021 em relação à poluição plástica costeira. Países em tom alaranjado mais escuro apresentaram maior número de locais amostrados, os em tom alaranjado mais claro tiveram menos estudos e aqueles em cinza não tiveram locais amostrados.

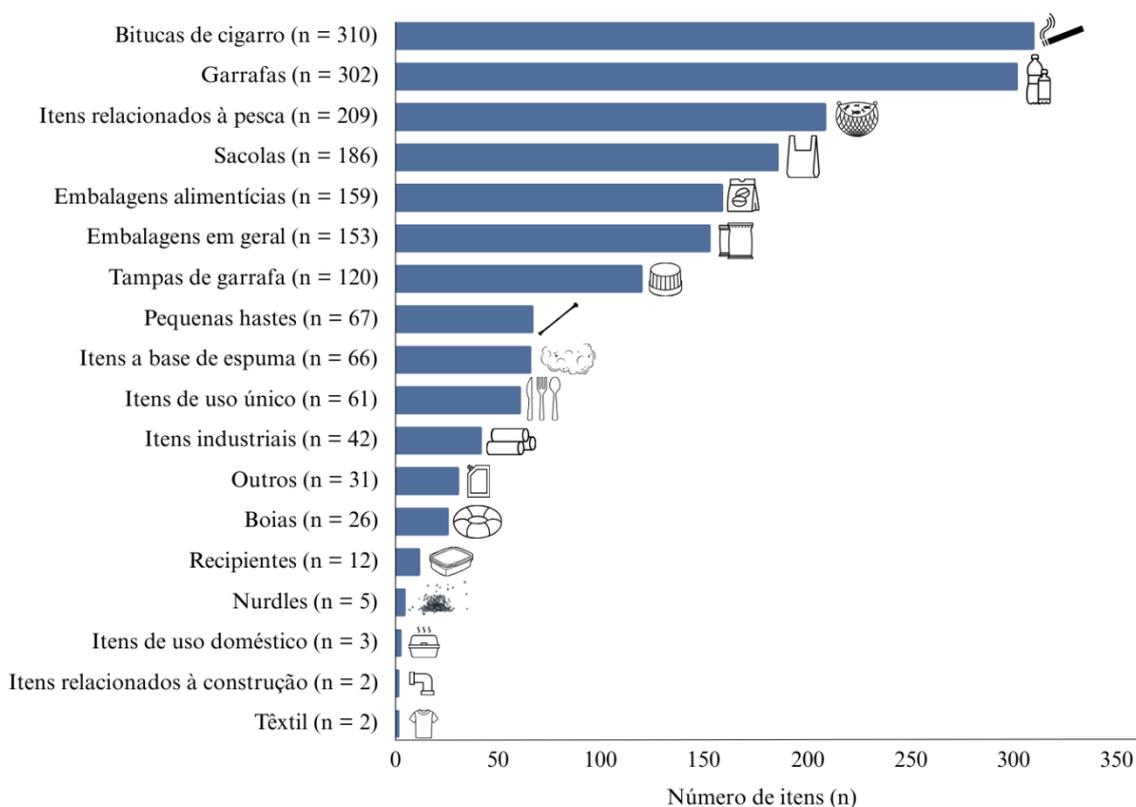
As praias foram a região costeira mais estudada ( $n = 2.953$ ; 77,9%), seguida pela categoria 'costa' (*i.e.* locais não diretamente especificados pelos estudos) ( $n = 266$ ; 7%); estuários ( $n = 208$ ; 5,5%) e manguezais ( $n = 101$ ; 2,7%) (Figura 6). Deltas de rios ( $n = 69$ ; 1,8%); fiordes ( $n = 37$ ; 1%) e lagoas costeiras ( $n = 35$ ; 0,92%) estiveram entre as áreas menos estudadas (Figura 6). Os ambientes com as menores taxas de estudo foram as áreas de transição entre praia e delta do rio ( $n = 3$ ; 0,1%), praia e *wetlands* (áreas alagadas) ( $n = 1$ ; 0,03%) e entre fiorde e praia ( $n = 1$ ; 0,03%), incluídos na categoria “outros”.



**Figura 6.** Distribuição dos ambientes costeiros e número de localidades estudadas. "Costa" foi usado como um termo genérico quando o ambiente de coleta não foi especificado. Em “outros” foram incluídas as seguintes categorias: Região de transição entre praia e estuário (praia/estuário) ( $n = 49$ ); Baía ( $n = 13$ ); Estuário/manguezal ( $n = 11$ ); Lagoa costeira/manguezal ( $n = 9$ ); Praia/duna ( $n = 7$ ); Praia/lagoa costeira ( $n = 7$ ); Pântano ( $n = 6$ ); Duna ( $n = 4$ ); Costão rochoso ( $n = 4$ ); Estuário/pântano ( $n = 4$ ); Praia/delta de rio ( $n = 3$ ); Fiorde/praias ( $n = 1$ ); Praia/pântano ( $n = 1$ ); Delta de cânion ( $n = 1$ ); Delta de fiorde ( $n = 1$ ); Zona portuária ( $n = 1$ ).

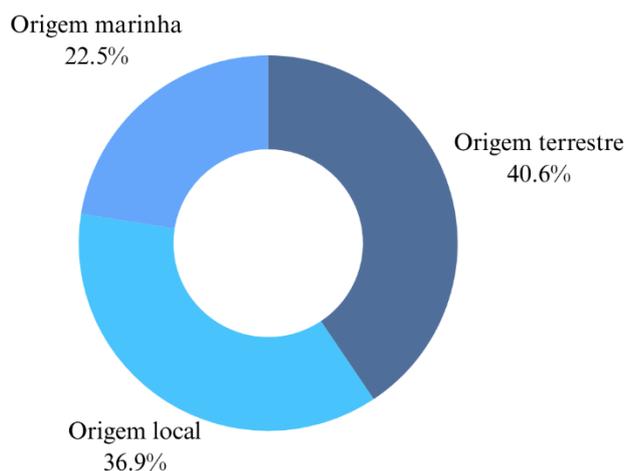
Informações sobre as fontes de resíduos plásticos foram encontradas em 46,3% dos 3.791 ambientes costeiros compilados. As bitucas de cigarro emergiram como o item mais prevalente, representando 17,6% dos resíduos reportados ( $n = 310$ ) (Figura 7). Garrafas plásticas e outros recipientes destinados ao acondicionamento de bebidas também foram encontrados com frequência, compreendendo 17,2% do total ( $n = 302$ )

(Figura 7). Itens relacionados à indústria pesqueira compreenderam 11,9% dos itens reportados pelos artigos (n = 209) (Figura 7).



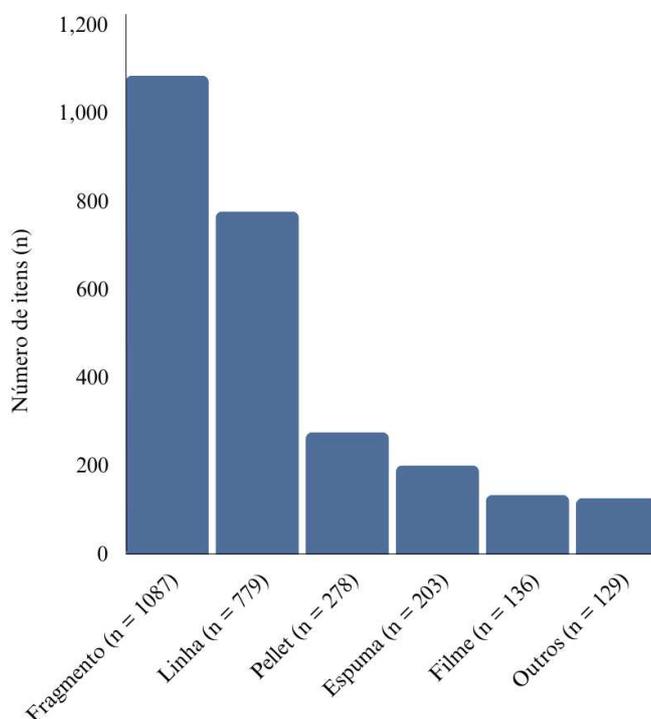
**Figura 7.** Quantificação de itens plásticos encontrados em ambientes costeiros entre 1971 e 2021, categorizados por tipo.

Cerca de 59% dos estudos forneceram informações sobre as fontes potenciais do plástico encontrado. Alinhado com a prevalência de bitucas de cigarro e embalagens de bebidas, a maioria dos itens era terrestre (n = 908) (40,6%; Figura 8) e local (n = 824) (36,9%; Figura 8).



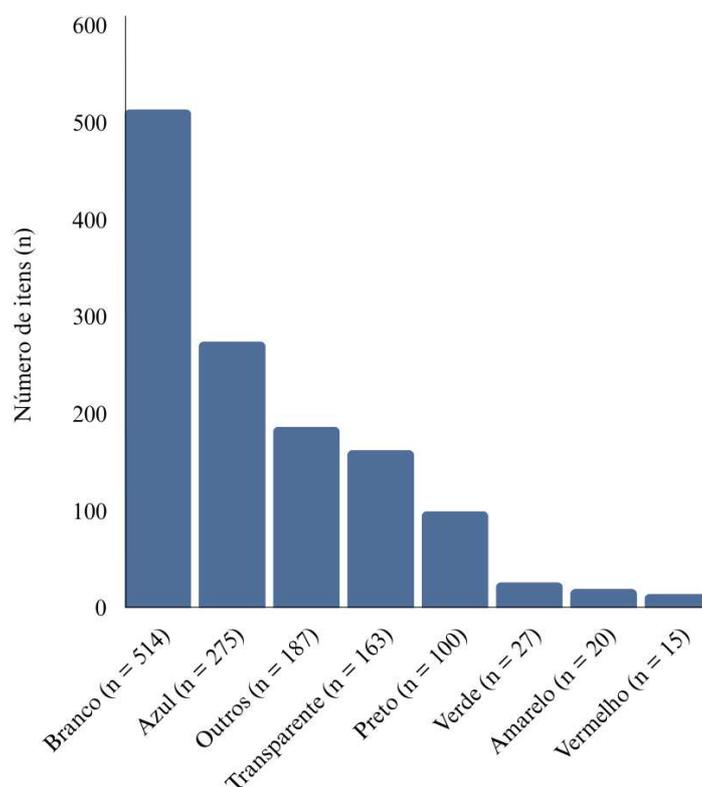
**Figura 8.** Proporção de itens plásticos encontrados em ambientes costeiros categorizados por origem.

Em relação à morfologia do plástico, as informações estavam disponíveis para 68,9% dos 3.791 ambientes investigados. Dentre as morfologias observadas, os fragmentos foram os mais prevalentes, correspondendo a 41,6% das amostras ( $n = 1087$ ) (Figura 10). Em seguida, destacaram-se as linhas (29,8%;  $n = 779$ ), *pellets* (10,6%;  $n = 278$ ), espumas (7,8%;  $n = 203$ ) e filmes (5,2%;  $n = 136$ ) (Figura 9). As demais morfologias, categorizadas como “outros”, foram identificadas em 4,9% das localidades (Figura 9).



**Figura 9.** Morfologias dos plásticos encontrados em ambientes costeiros. A categoria “outros” inclui plástico rígido (4,7%), plástico macio (0,08%), esfera (0,08%) e partícula (0,04%).

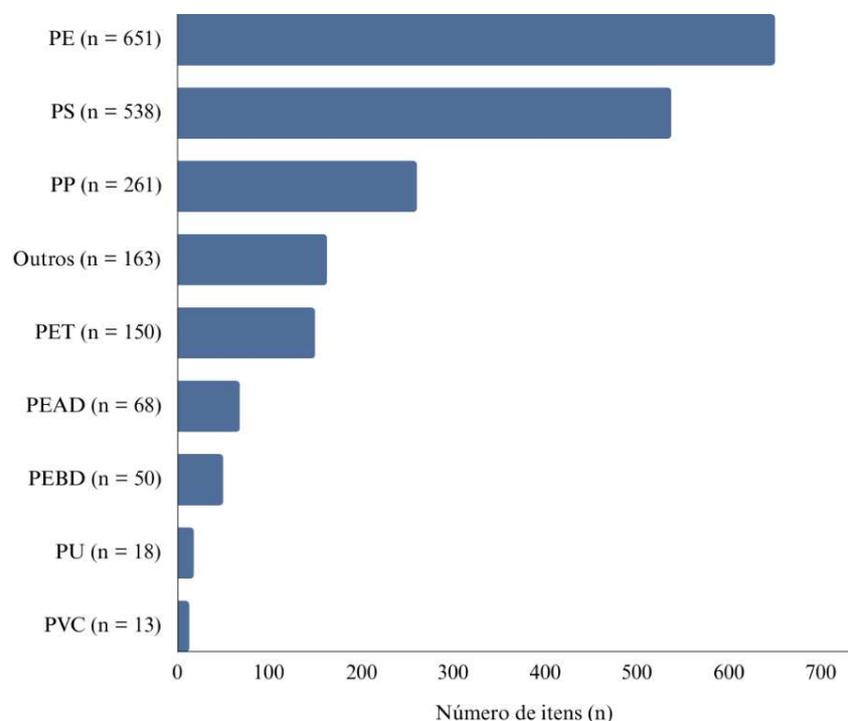
Cerca de 34,3% dos artigos trouxeram informações sobre a cor do plástico. A cor branca foi a mais referida (39,5%;  $n = 514$ ), seguida pelo azul (21,1%;  $n = 275$ ) e transparente (12,5%;  $n = 163$ ) (Figura 10). Proporções menores foram observadas para outras cores, como preto (7,7%;  $n = 100$ ), verde (2,1%;  $n = 27$ ), amarelo (1,5%;  $n = 20$ ) e vermelho (1,2%;  $n = 15$ ) (Figura 10). Notavelmente, alguns estudos relataram outras cores predominantes além das destacadas na Figura 10, como incolor (5%), colorido (4%), multicolorido (1%), opaco (1%), translúcido (1%), laranja (0,5%), marrom (0,3%), roxo (0,2%) e cinza (0,1%). Essas cores foram incluídas na categoria “outros”.



**Figura 10.** Cores dos plásticos encontrados em ambientes costeiros. A categoria “outros” inclui plásticos sem cor (5%), coloridos (4%), multicoloridos (1%), opacos (1%), translúcidos (1%), alaranjados (0,5%), marrons (0,3%), roxos (0,2%) e cinzas (0,1%).

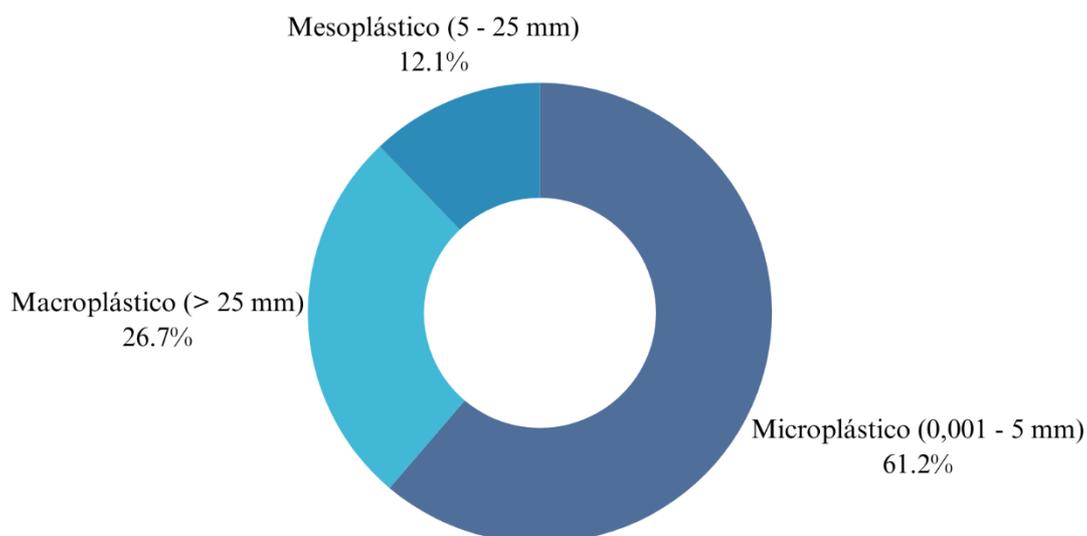
A tipologia do plástico foi mencionada em 50,4% dos 3.791 ambientes estudados. Os plásticos mais comuns foram PE (34%;  $n = 651$ ), PS (28%;  $n = 538$ ) e PP (14%;  $n = 261$ ) (Figura 11). PET foi encontrado em 8% dos estudos ( $n = 150$ ), e PEAD e PEBD foram reportados em 4% ( $n = 68$ ) e 3% ( $n = 50$ ), respectivamente (Figura 11). PU ( $n = 18$ ) e PVC ( $n = 13$ ) foram encontrados em menos de 1% dos ambientes estudados (Figura 11). A categoria “outros” foi responsável por cerca de 9% dos plásticos encontrados,

incluindo poliéster (4,7%), poliamida/*nylon* (2,7%), polímeros fluorados (0,9%) e poliolefinas (0,4%).



**Figura 11.** Tipologias dos plásticos encontrados em ambientes costeiros. PE: Polietileno, PS: Poliestireno, PP: Polipropileno, PET: Polietileno tereftalato; PEAD: Polietileno de Alta Densidade; PEBD: Polietileno de Baixa Densidade; PU: Poliuretano; PVC: Policloreto de vinila. A categoria “outros” compreende poliéster (4,7%), poliamida/*nylon* (2,7%), polímeros fluorados (0,9%) e poliolefinas (0,4%).

Os microplásticos representam 61,1% do total de itens plásticos (Figura 12), seguidos pelos macroplásticos (26,6%) e mesoplásticos (12,1%) (Figura 12). Os tamanhos menos comumente detectados foram megaplásticos (0,10%) e nanoplásticos (0,03%).



**Figura 12.** Tamanhos dos plásticos encontrados em ambientes costeiros. Nanoplásticos (< 0,001 mm), microplásticos (0,001 – 5 mm), mesoplásticos (5 – 25 mm), macroplásticos (> 25 mm) e megaplásticos (> 1 m).

### 3.4. Metanálise

Entre os 665 artigos examinados na síntese qualitativa, apenas 31 atenderam aos critérios da síntese quantitativa, fornecendo dados essenciais (média, DP ou EP e número de amostras coletadas). No entanto, oito desses artigos não indicaram claramente se a informação fornecida era DP ou EP, então assumimos que fosse EP. Esses 31 artigos investigaram a presença de plástico em 191 ambientes e apenas em quatro localidades não foram encontrados resíduos plásticos.

A análise mostrou diferenças significativas nos moderadores para os dados reportados em itens/kg e itens/m<sup>2</sup>. Os moderadores estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ) para cada caso estão destacados em negrito na Tabela 1. Para os estudos que usaram a métrica itens/kg, todas as características do plástico testadas foram significativas, exceto o tamanho, pois apenas os microplásticos foram relatados, não havendo variação nesta categoria. Os seguintes moderadores significativos foram identificados: cor ( $QM_{(graus\ de\ liberdade-1)} = QM_{(gl-1)} = 282,70$ ;  $p < 0,0001$ ; Tabela 1), com preto (Tamanho de Efeito  $(TE)_{(MNLM)} = 47,96$ ;  $p < 0,0001$ ) e branco ( $TE_{(MNLM)} = 14,04$ ;  $p < 0,0001$ ) sendo as cores mais relevantes (Figura 13); morfologia ( $QM_{(gl-1)} = 39,23$ ;  $p < 0,0001$ ), com fragmento ( $TE_{(MNLM)} = 50,64$ ;  $p < 0,0001$ ) e esfera ( $TE_{(MNLM)} = 41,12$ ;  $p < 0,0001$ ) contribuindo de forma mais expressiva (Figura 13); e tipologia ( $QM_{(gl-1)} = 14,78$ ;  $p = 0,011$ ; Tabela 1), sendo o PEAD ( $TE_{(MNLM)} = 65,94$ ;  $p < 0,0001$ ) o mais relevante (Figura 13). Em relação ao ambiente físico e ano de coleta/publicação, apenas o país e o ambiente de coleta foram

significativos ( $QM_{(gl-1)} = 226,78$ ;  $p < 0,0001$  e  $QM_{(gl-1)} = 17,12$ ;  $p = 0,004$ , respectivamente). A China ( $TE_{(MNLM)} = 51,15$ ;  $p < 0,0001$ ) foi notavelmente significativa entre os países, enquanto a praia ( $TE_{(MNLM)} = 47,68$ ;  $p < 0,0001$ ) foi o ambiente mais representativo (Figura 13).

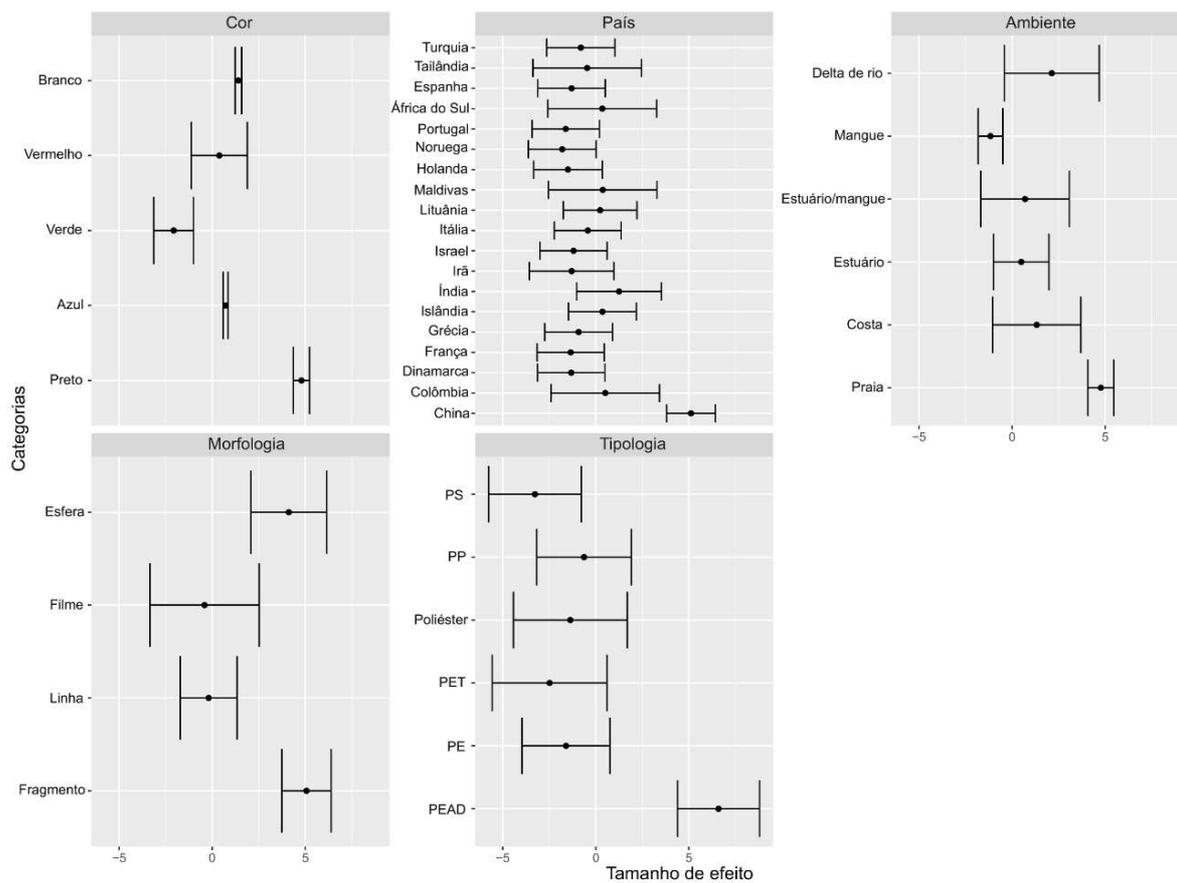
Os estudos que analisaram os plásticos encontrados em itens/m<sup>2</sup> também identificaram moderadores significativos relacionados às características dos plásticos, exceto tipologia e tamanho. Em termos de morfologia ( $QM_{(gl-1)} = 124,64$ ;  $p < 0,0001$ ; Tabela 1) todas as formas abordadas pelos artigos incluídos na síntese quantitativa foram significativas, exceto espuma: linha ( $TE_{(MNLM)} = 66,78$ ;  $p < 0,0001$ ), plástico rígido ( $TE_{(MNLM)} = 63,87$ ;  $p < 0,0001$ ), fragmento ( $ES_{(MNLM)} = 45,06$ ;  $p < 0,0001$ ) e *pellet* ( $TE_{(MNLM)} = 41,08$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 14). Entre as cores ( $QM_{(gl-1)} = 112,13$ ;  $p < 0,0001$ ; Tabela 1), preto ( $TE_{(MNLM)} = 35,27$ ;  $p < 0,0001$ ) e transparente ( $TE_{(MNLM)} = 11,74$ ;  $p < 0,0001$ ) foram as mais representativas (Figura 14). Em relação ao ambiente físico e ano de coleta/publicação, todos os moderadores testados foram significativos. Destaque para o ambiente ( $QM_{(gl-1)} = 193,83$ ;  $p < 0,0001$ ), com maior contribuição da praia ( $TE_{(MNLM)} = 39,78$ ;  $p < 0,0001$ ) e costa ( $TE_{(MNLM)} = 21,93$ ;  $p < 0,0001$ ) (Figura 14). Quanto à possível origem ( $QM_{(gl-1)} = 92,13$ ;  $p < .0001$ ), a terrestre ( $TE_{(MNLM)} = 32,56$ ;  $p < 0,0001$ ) foi a mais representativa (Figura 14). O país também foi significativo ( $QM_{(gl-1)} = 61,52$ ;  $p < 0,0001$ ), com a Argélia contribuindo significativamente ( $TE_{(MNLM)} = 32,56$ ;  $p < 0,0001$ ), bem como o ano de coleta ( $QM_{(gl-1)} = 29,76$   $p < 0,0001$ ) e ano de publicação ( $QM_{(gl-1)} = 9,35$ ;  $p = 0,006$ ) (Figura 14).

O teste de regressão de Egger mostrou que os resultados não foram estatisticamente significativos ( $p > 0,05$ ), indicando que não há evidência de viés de publicação.

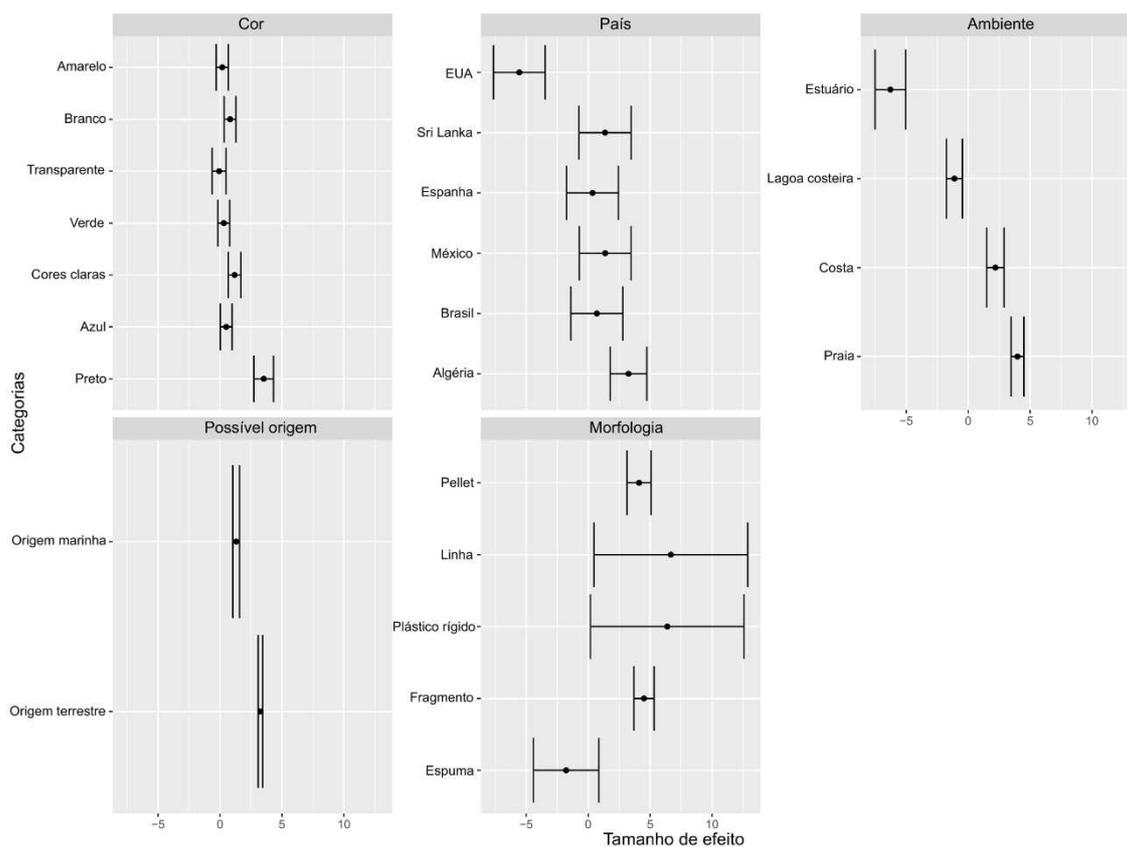
**Tabela 1.** Resultados de modelos de meta-regressão testando o efeito de nove moderadores na densidade de plástico em itens/kg e itens/m<sup>2</sup> encontrados em ecossistemas costeiros. O efeito de cada fator foi avaliado usando um modelo de efeitos mistos com o ID do estudo como um fator aleatório. A significância estatística foi determinada através da estatística QM. Os moderadores foram testados usando diferentes números de tamanhos de efeito (k) para cada nível do moderador. Df = Número de categorias - 1. Moderadores significativos ( $p < 0,05$ ).

Moderador	QM	Df	p	k
Itens/kg				
<b>Tipologia</b>	<b>14,78</b>	<b>5</b>	<b>0,011</b>	<b>69</b>
Tamanho	*	*	*	*
<b>Morfologia</b>	<b>39,23</b>	<b>3</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>103</b>
<b>Cor</b>	<b>282,70</b>	<b>4</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>91</b>
<b>Ambiente de coleta</b>	<b>17,12</b>	<b>5</b>	<b>0,004</b>	<b>103</b>
Possível origem	3,34	2	0,189	47
<b>País</b>	<b>226,78</b>	<b>18</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>103</b>
Ano da coleta	0,71	1	0,399	94
Ano de publicação	2,89	1	0,089	103
Itens/m <sup>2</sup>				
Tipologia	3,34	2	0,189	39
Tamanho	2,09	2	0,352	64
<b>Morfologia</b>	<b>124,64</b>	<b>4</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>64</b>
<b>Cor</b>	<b>112,13</b>	<b>6</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>61</b>
<b>Ambiente de coleta</b>	<b>193,83</b>	<b>3</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>64</b>
<b>Possível origem</b>	<b>92,126</b>	<b>1</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>18</b>
<b>País</b>	<b>61,52</b>	<b>5</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>64</b>
<b>Ano da coleta</b>	<b>29,76</b>	<b>1</b>	<b>&lt; .0001</b>	<b>5</b>
<b>Ano de publicação</b>	<b>9,35</b>	<b>1</b>	<b>0,002</b>	<b>64</b>

\* Dados não disponíveis. Apenas uma classe de tamanho está presente nesta categoria (microplástico).



**Figura 13.** Forest plot mostrando o tamanho médio do efeito (*Log Transformed Mean - MNLN*) para plásticos reportados em itens/kg, para cada nível de fator dos cinco moderadores significativos. Consulte o texto para obter mais informações sobre os moderadores. As barras representam os intervalos de confiança de 95% (ICs).  $k$  = número de tamanho de efeito para cada nível de fator.



**Figura 14.** Forest plot mostrando o tamanho médio do efeito (*Standard Deviation of Log-Transformed Effect Sizes - SDLN*) para plásticos reportados em itens/m<sup>2</sup>, para cada nível de fator dos cinco moderadores significativos. Consulte o texto para obter mais informações sobre os moderadores. As barras representam os intervalos de confiança de 95% (ICs). k = número de tamanho de efeito para cada nível de fator.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Cienciometria

O número crescente de publicações evidencia o aumento da preocupação com os impactos ecológicos dos plásticos nas regiões costeiras, refletido pelo maior interesse por esse tema. Um estudo sobre a presença de plásticos em ambientes terrestres e marinhos também revelou um aumento significativo na quantidade de pesquisas realizadas nessas áreas (HE et al., 2020). Ainda, os três periódicos destacados em nosso estudo, *Marine Pollution Bulletin*, *Science of the Total Environment* e *Environmental Pollution*, também tiveram o maior número de publicações relacionadas à poluição plástica em ambientes marinhos (ARETOULAKI et al., 2020). Esse fato possivelmente está associado ao notável fator de impacto (do inglês, *Impact Factor (IF)*) dessas revistas científicas, índice que quantifica a frequência de citações recebidas pelos artigos de um periódico em novas publicações científicas (JOURNAL CITATION REPORTS, 2023).

Brasil, China, Índia e Estados Unidos da América emergiram como líderes tanto em número de publicações quanto em número de ambientes estudados. Notavelmente, a China teve o maior número de artigos publicados, enquanto o Brasil se destacou por seu número significativo de localidades amostradas. Esses quatro países estão entre os 20 países com a má gestão mais significativa de resíduos plásticos (JAMBECK et al., 2015) e elevado consumo per capita de plástico (SINGH; RUJ, 2015). Além disso, a alta porcentagem da população que vive em áreas costeiras nesses países (WORLD POPULATION REVIEW, 2023) os torna mais suscetíveis à poluição. Vale ressaltar que Brasil, China e EUA também são contribuintes mais proeminentes em termos de número de publicações abordando a poluição plástica em ecossistemas aquáticos (KASAVAN et al., 2021).

A quantidade notável de publicações na China pode ser atribuída a vários fatores. Este país ocupa uma posição de destaque na produção global de plástico, sendo responsável por aproximadamente um terço da produção a nível mundial (PLASTICS EUROPE, 2022). Essa contribuição significativa provavelmente motivou a comunidade científica a investigar a extensão da poluição plástica nas áreas costeiras da China, especialmente considerando que este país também lidera o *ranking* mundial em termos de resíduos plásticos mal administrados (JAMBECK et al., 2015). Além disso, a alta densidade populacional e o Produto Interno Bruto (PIB) da China (WORLD BANK, 2023) também podem contribuir para o aumento da quantidade de resíduos plásticos gerados (BAI et al., 2018) e o subsequente interesse na realização de pesquisas neste campo. Por fim, o substancial investimento do país em ciência e tecnologia (WORLD BANK, 2023) possibilita o desenvolvimento de pesquisas diversas, o que também pode explicar a grande quantidade de publicações relacionadas à poluição plástica no país.

O Brasil foi o país líder na quantidade de ambientes costeiros estudados. Esse fato também foi observado por outro estudo, que mostrou que o Brasil tem se destacado como líder nas pesquisas sobre a presença de plástico nos oceanos do mundo, apresentando o maior número de estudos entre os 52 países analisados em um estudo de revisão (IVAR DO SUL; COSTA, 2007). Isso pode ser atribuído à extensa região costeira do Brasil, que está entre as 20 maiores nações do mundo em termos de comprimento da costa (WORLDDATLAS, 2023). Essas descobertas revelam esforços significativos para rastrear a poluição plástica em matrizes marinhas e costeiras brasileiras.

A Índia se destaca como o segundo maior produtor de resíduos plásticos da Ásia, atrás somente da China (LEBRETON; ANDRADY, 2019). Porém, caso as tendências

atuais de geração e descarte de resíduos plásticos persistam, projeta-se que a Índia possa ultrapassar a China até o ano de 2035 (LEBRETON; ANDRADY, 2019).

Assim como a China, os Estados Unidos da América também estão entre os 10 principais países do mundo em termos de comprimento da costa (WORLDATELAS, 2023) e apresentam uma economia robusta, densidade populacional substancial e investimentos significativos em ciência e tecnologia (WORLDATELAS, 2023). Esses fatores provavelmente contribuíram para o número expressivo de artigos de pesquisa sobre poluição plástica costeira publicados no país. Além disso, os EUA são o maior produtor global de resíduos plásticos (LAW et al., 2020), o que pode ter aumentado ainda mais o interesse em investigar a poluição plástica nas áreas costeiras deste país.

As ilhas estão entre as áreas com menor número de ambientes estudados. Essa falta de pesquisa pode estar relacionada às suas localizações remotas e pequenas populações (BRIGUGLIO, 1995), bem como ao financiamento limitado para pesquisa científica (UNITED NATIONS, 1998). Da mesma forma, muitos países africanos não apresentaram estudos científicos sobre a poluição plástica costeira. No entanto, esta situação pode mudar nos próximos anos, uma vez que se prevê que a África Subsaariana seja responsável pela maior parte do crescimento da população mundial nas próximas décadas (UNITED NATIONS, 2022). Com o aumento da população, espera-se também o aumento na geração de resíduos plásticos, o que pode estimular pesquisas que investiguem a presença desses materiais nas matrizes ambientais africanas. Essas pesquisas poderão ser facilitadas por iniciativas que estão sendo desenvolvidas na África para promover o desenvolvimento científico no continente (ATICKEM et al., 2019).

#### **4.2. Fontes de poluição plástica**

As praias são os ambientes mais estudados no que concerne a poluição plástica em regiões costeiras, conforme já identificado em outros estudos (DA SILVA VIDELA; VIEIRA DE ARAUJO, 2021; IVAR DO SUL; COSTA, 2007). Os estuários ocupam o segundo lugar, embora necessitem de mais estudos, uma vez que cerca de 90% dos estuários a nível mundial ainda carecem de informações sobre a presença de resíduos plásticos (PINHEIRO et al., 2021).

As bitucas de cigarro foram os maiores responsáveis pela poluição plástica em ambientes costeiros e podem ter sua procedência vinculada à origem terrestre, sendo transportadas através das descargas fluviais; ou originadas pelos turistas que frequentam os ambientes costeiros, caracterizando uma origem *in situ*. Por serem itens de tamanho

reduzido, podem permanecer no ambiente mesmo após as atividades de limpeza efetuadas nas praias (LOIZIDOU; LOIZIDES; ORTHODOXOU, 2018). Além disso, as bitucas de cigarro são prejudiciais aos indivíduos que habitam as áreas costeiras, desencadeando impactos reprodutivos, comportamentais, fisiológicos e letais (GREEN; TONGUE; BOOTS, 2022).

Garrafas, principalmente as usadas para o acondicionamento de água e refrigerante, ficaram em segundo lugar entre os itens de plástico mais encontrados. Os EUA (LEE; SANDERS, 2015; PODOLSKY, 1989; WESSEL et al., 2019) e a Itália (CAGNAZZO et al., 2021; POETA et al., 2016; POETA; BATTISTI; ACOSTA, 2014) estão entre os países com maior proporção de garrafas encontradas, principalmente associadas à origem terrestre e local. Os itens relacionados à pesca ocuparam a terceira posição entre os mais encontrados, destacando-se as redes de pesca. Esses itens também estão entre os mais abundantes em um estudo realizado no giro subtropical do Oceano Pacífico Norte, em que foi observado que a maior parte do material flutuante dessas áreas provém de atividades pesqueiras, como cordas e redes de pesca (LEBRETON et al., 2022).

Em geral, dois fatores podem ser considerados como os principais responsáveis pela predominância de itens de origem terrestre entre os plásticos reportados: a contribuição substancial das populações que residem em um raio de 50 km da costa, que desempenham um papel significativo na geração de resíduos que atingem os oceanos (JAMBECK et al., 2015) e o transporte através de rios, que são a principal rota de transporte desses resíduos até os oceanos (LEBRETON; ANDRADY, 2019).

#### **4.3. Prevalência de plásticos: Explorando morfologia, cor, tipologia e tamanho**

Os fragmentos foram a morfologia mais prevalente observada nos estudos, o que pode ser atribuído à degradação de materiais plásticos por meio de vários processos, como fotodegradação por radiação solar, biodegradação e abrasão mecânica (HEBNER; MAURER-JONES, 2020). A segunda morfologia mais frequentemente relatada foram as linhas, englobando filamentos e fibras. Os filamentos podem ser usados na fabricação de redes de pesca (GESAMP, 2019), bem como em aplicações de impressão 3D (MIKULA et al., 2021), enquanto as fibras são usadas principalmente na indústria têxtil (GESAMP, 2019). Roupas sintéticas feitas de poliéster são identificadas como a principal fonte de fibras plásticas no meio ambiente (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017), sendo

estimado que a lavagem de cerca de 6kg de tecido acrílico possa liberar mais de 700.000 fibras (NAPPER; THOMPSON, 2016). *Pellets* foram a terceira morfologia mais frequentemente encontrada. A presença de pellets em ambientes costeiros pode ser atribuída à liberação acidental durante os diferentes estágios de sua produção, transporte, armazenamento e uso (ANDRADY, 2017). Por outro lado, espumas e filmes foram pouco reportados. As espumas são materiais leves e porosos (BEVERTE, 1997), o que as torna mais propensas a serem transportadas pela ação das correntes de ar e marítimas. Da mesma forma, os filmes também são leves e suscetíveis aos efeitos do vento e correntes marítimas. Além disso, sua espessura reduzida facilita a degradação eficiente pela radiação solar (COPINET et al., 2004), diminuindo a probabilidade de persistência a longo prazo no ambiente.

Os plásticos de cor branca foram os mais prevalentes nos ambientes costeiros. Ressalta-se que a prevalência de itens brancos não se restringe às regiões costeiras, uma vez que, juntamente com o transparente e translúcido, essa cor também foi a predominante em um estudo realizado no oceano (MARTÍ et al., 2020). No entanto, é importante notar que processos naturais, como a foto-oxidação, podem induzir alterações na cor do plástico, resultando em um efeito de clareamento gradual (ANDRADY, 2017). Conseqüentemente, é possível que certos plásticos identificados como brancos ou transparentes nos estudos compilados não apresentassem originalmente essas cores. O azul também foi uma cor frequentemente relatada em alguns estudos e pode estar relacionada à presença de linhas de pesca, que geralmente apresentam as cores azul, verde ou turquesa (MARTÍ et al., 2020).

Quanto à tipologia, o PE foi o mais prevalente entre os plásticos encontrados nos ambientes costeiros estudados. Esse polímero é dividido em PEBD e PEAD, sendo empregado principalmente na fabricação de sacolas plásticas e embalagens diversas, respectivamente (ANDRADY, 2011). O PS é utilizado em uma ampla gama de aplicações, como embalagens, utilidades domésticas, brinquedos e setor industrial (SAUNDERS, 1988), e foi a segunda tipologia mais encontrada. O PP é um polímero usualmente empregado nos setores automotivo, laboratorial e elétrico (SAUNDERS, 1988), sendo a terceira tipologia mais reportada nos estudos. A predominância dessas três tipologias não se restringe aos ambientes costeiros, tendo sido também as mais prevalentes em estudos realizados no Mar Bohai, na China (ZHANG et al., 2017), em um rio (KLEIN; WORCH; KNEPPER, 2015) e em resíduos de fermentação extraídos de uma usina de biogás (DÜMICHEN et al., 2017), ambos localizados na Alemanha. Os

resultados encontrados neste estudo são semelhantes aos dados referentes à produção mundial de plástico. Em 2021, a produção global atingiu aproximadamente 390,7 milhões de toneladas métricas, sendo 90,2% desta quantidade composta por plástico virgem de origem fóssil e as tipologias mais produzidas foram PP (19,3%), PEBD (14,4%), PVC (12,9%) e PEAD (12,5%) (PLASTICS EUROPE, 2022). Apesar de ser um dos plásticos mais amplamente fabricados, o PVC quase não foi detectado nos estudos analisados. A baixa ocorrência de PVC em ambientes costeiros pode ser atribuída ao seu uso predominante em bens duráveis e materiais de construção, que são menos propensos a serem prontamente descartados (AKOVALI, 2012).

A maioria dos plásticos encontrados em ambientes costeiros são microplásticos, que podem ser classificados como primários ou secundários em função de sua origem. Os microplásticos primários são aqueles que foram originalmente fabricados em tamanho reduzido e compreendem os *pellets* usados como matéria-prima na indústria e partículas abrasivas, por exemplo, como microesferas encontradas em produtos de higiene pessoal e limpeza (GESAMP, 2015). Por outro lado, os microplásticos secundários resultam da degradação ambiental de plásticos primários (GESAMP, 2015). Os macroplásticos, considerados um grande problema nos oceanos (ERIKSEN et al., 2014), foram a segunda categoria de plástico mais abundantemente encontrada em ambientes costeiros. A presença de macroplásticos em matrizes ambientais pode indicar poluição relativamente recente, pois itens maiores tendem a ser gradativamente reduzidos a pedaços menores devido a diversos processos de degradação (AL-ZAWAIDAH; RAVAZZOLO; FRIEDRICH, 2021). A presença de megaplásticos, mesoplásticos e nanoplásticos em ambientes costeiros também foi detectada, embora em pequenas quantidades. A detecção de nanoplásticos pode envolver certas limitações devido ao seu pequeno tamanho e baixa concentração ambiental (CALDWELL et al., 2022). Por outro lado, o tamanho maior dos megaplásticos e mesoplásticos provavelmente os torna mais fáceis de manusear, diminuindo a tendência de escape acidental. Consequentemente, esses fatores podem ter contribuído para a detecção reduzida de plásticos nessas faixas de tamanho específicas.

A falta de padronização na medição do tamanho do plástico nos estudos merece atenção em trabalhos futuros envolvendo a identificação desses materiais em matrizes ambientais. Foi observado que não há um consenso em relação à forma como os dados são apresentados e essa inconsistência dificulta a comparação e a síntese de dados de diferentes estudos. Consequentemente, o entendimento da distribuição e dos impactos da poluição plástica no meio ambiente também podem ser afetados.

#### 4.4. Metanálise

Foram encontrados efeitos significativos dos moderadores associados às características do plástico (morfologia e cor) e localização (país e ambiente de coleta) tanto para o tamanho de efeito geral em itens/kg quanto para itens/m<sup>2</sup>.

A análise do moderador cor revelou que a cor preta foi a dominante tanto para itens/kg quanto para itens/m<sup>2</sup>. Os plásticos pretos têm uma alta capacidade de absorção de luz, tornando-os difíceis de serem reciclados, o que faz com que haja uma maior probabilidade de serem encontrados no meio ambiente (HEDAYATI et al., 2019). As cores branca e clara também foram altamente significativas, o que pode ser atribuído à degradação gradual dos plásticos, que resulta em itens com tonalidades mais claras ao longo do tempo (ZHAO et al., 2022).

Os fragmentos foram os mais representativos em relação ao moderador morfologia tanto para itens/kg quanto para itens/m<sup>2</sup>. Esse resultado condiz com aquele encontrado na análise qualitativa, uma vez que os fragmentos foram os mais largamente reportados nos estudos. A contribuição significativa das esferas pode ser devido ao seu uso extensivo em produtos de higiene pessoal (CHANG, 2015); enquanto as linhas podem estar relacionadas ao descarte inadequado de redes de pesca (GREGORY, 2009); e o plástico rígido devido à sua durabilidade (ROMAN et al., 2021). A contribuição dos *pellets* pode ser atribuída ao grande número de *pellets* de plástico que escapam dos locais de produção a cada ano, estimados entre 3 e 36 milhões de unidades anualmente, provavelmente relacionados a medidas inadequadas envolvidas durante a produção, carregamento, transporte e manuseio do material (KARLSSON et al., 2018).

Em relação ao moderador tipologia, a principal razão para a alta contribuição do PEAD para os plásticos reportados em itens/kg pode ser atribuída ao fato de este polímero ter sido encontrado em elevada concentração em um dos ambientes em que foi identificado ( $731 \pm 719$  itens /kg) (SINGH; CHAKRABORTY; CHAUDHURI, 2021).

Os resultados mostraram que o moderador país foi significativo para itens/kg e itens/m<sup>2</sup>. Assim como já verificado na síntese qualitativa, a China também se destacou como o país mais representativo entre os plásticos reportados em itens/kg. No entanto, a análise do moderador do conjunto de dados itens/m<sup>2</sup> revelou uma contribuição maior da Argélia. Embora Brasil, Índia e Estados Unidos tenham apresentado um número significativo de estudos sobre suas áreas costeiras na análise qualitativa, eles não apresentaram o mesmo nível de significância na análise quantitativa. Esse resultado pode ser devido ao número limitado de artigos que atenderam aos critérios de elegibilidade

para metanálise (ou seja, presença de dados sobre média, DP ou EP e número de amostras coletadas) em relação a esses três países. A hipótese de que países com maior área costeira apresentam maior índice de poluição por plástico foi parcialmente suportada, com resultados significativos encontrados para a China, que está entre os 10 países com área costeira de maior extensão (WORLDDATLAS, 2023). Ainda, destaca-se que o desenvolvimento econômico do país, padrões de consumo e nível de conscientização ambiental da população também podem ter influenciado o resultado obtido.

Em relação ao tipo de ambiente, a praia emergiu como um contribuinte significativo para ambos os conjuntos de dados (itens/kg e itens/m<sup>2</sup>). Este resultado está de acordo com o esperado, uma vez que as praias foram o ambiente mais extensivamente estudado, principalmente devido à sua fácil acessibilidade e baixo custo de amostragem (RYAN et al., 2009). Além disso, o ambiente 'costa' também se destacou em relação aos plásticos reportados em itens/m<sup>2</sup>, o que pode ser atribuído ao uso deste termo genérico para estudos que não especificaram a área exata da coleta e que constituíram uma parcela significativa dos estudos analisados.

Por fim, o moderador de possível origem revelou que os itens de origem terrestre foram os que mais contribuíram para os resultados obtidos em relação ao conjunto de dados itens/m<sup>2</sup>. Esse achado é consistente com os resultados da análise qualitativa, que também demonstrou uma maior contribuição destes itens.

É importante ressaltar que as metodologias empregadas para analisar a concentração de plástico diferiram entre os estudos. Certos estudos usaram métodos de amostragem baseados em transectos, que envolveram a remoção de uma porção da camada superior de sedimento, enquanto outros quantificaram a quantidade de plástico presente em uma determinada massa de areia. A ausência de uma metodologia de amostragem padronizada apresenta um desafio substancial na pesquisa sobre poluição plástica em matrizes ambientais (SERRA-GONÇALVES; LAVERS; BOND, 2019), e pode explicar as diferenças na significância dos moderadores observadas entre os plásticos reportados em itens/kg e itens/m<sup>2</sup>.

#### **4.5. Abordando possíveis soluções para a poluição plástica**

Os aterros sanitários são comumente empregados no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, particularmente em países em desenvolvimento (KAZA et al., 2018). No entanto, este método apresenta várias implicações ambientais associadas, incluindo a possível contaminação do solo e das águas subterrâneas, bem como a emissão de gases

de efeito estufa (DOGU et al., 2021). Portanto, a implementação de práticas de gestão mais adequadas e a redução da geração de resíduos plásticos são cruciais para diminuir a quantidade de resíduos que acabam nas áreas costeiras anualmente (JAMBECK et al., 2015).

Várias iniciativas têm sido desenvolvidas para mitigar os impactos ambientais dos resíduos plásticos no meio ambiente. Entre elas destacam-se a reciclagem, a utilização de plásticos não recicláveis como combustível em processos industriais e geração de energia, a reformulação dos materiais usados em embalagens e a logística reversa. A reciclagem promove a reintegração dos resíduos na cadeia produtiva, reduzindo a necessidade de produção de plásticos virgens e diminuindo as emissões de gases de efeito estufa (ASTRUP; FRUERGAAARD; CHRISTENSEN, 2009). O alto poder calorífico e a composição dos plásticos possibilitam seu uso como combustível em processos como a gaseificação e a pirólise (ZHOU et al., 2015), que produzem um gás com alto teor de hidrogênio que pode ser utilizado como combustível e sintetizado em novos produtos químicos (DOGU et al., 2021). Práticas mais adequadas do ponto de vista ambiental também devem ser implementadas no setor industrial. Os fabricantes de embalagens devem ser incentivados a adotarem materiais mais sustentáveis como plásticos biodegradáveis ou reciclados e otimizar o *design* dos produtos para promover os princípios da economia circular (SHELDON; NORTON, 2020). Ainda, as indústrias devem participar de programas de Responsabilidade Estendida do Produtor (REP) para garantir a responsabilidade pelos resíduos gerados por seus produtos, que está diretamente associada à logística reversa. Entende-se por logística reversa o ato de planejar, implementar e controlar fluxos de matérias-primas, estoques, embalagens e produtos acabados, desde um ponto de fabricação, distribuição ou uso, até um ponto de recuperação ou descarte adequado (DEKKER et al., 2004). Uma vez que a logística reversa engloba todas as etapas envolvidas desde a coleta de produtos até a redistribuição (TESFAYE; KITAW, 2020), sua aplicação pode desempenhar um papel significativo na preservação de ambientes costeiros e marítimos, reduzindo a quantidade de plásticos que atinge esses locais.

Outra abordagem que pode ser adotada é a instalação de sistemas de coleta em ambientes terrestres, incluindo limpeza de praias (WINTERSTETTER et al., 2021), a interceptação de resíduos nos rios e, em última instância, a retirada dos resíduos plásticos acumulados nos oceanos (THE OCEAN CLEANUP, 2023). As políticas públicas também podem reduzir o uso de plásticos descartáveis, como sacolas e microesferas

(XANTHOS; WALKER, 2017), e as campanhas educativas podem efetivamente aumentar a conscientização, incentivar o consumo responsável e práticas de descarte sustentável. Ao integrar estas várias iniciativas, é possível diminuir a quantidade de resíduos que atingem as áreas costeiras e marinhas, mitigar o impacto ambiental dos plásticos e criar um futuro mais sustentável.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Este estudo evidenciou o crescimento exponencial do interesse científico sobre a poluição plástica em regiões costeiras nos últimos anos. Notavelmente, a China e o Brasil surgiram como focos de pesquisa neste campo, sendo as praias os ambientes mais estudados. Dentre os diversos tipos de plásticos, o polietileno e os plásticos de cor branca foram encontrados em maiores proporções, predominantemente na forma de fragmentos e partículas de menores dimensões (microplásticos). Os plásticos de origem terrestre contribuem substancialmente para a poluição plástica em ecossistemas costeiros, sobretudo as bitucas de cigarro, que foram os itens mais reportados. Esses resultados enfatizam a relevância da utilização de abordagens cienciométricas e metanalíticas para obter uma compreensão abrangente da produção científica global sobre a poluição plástica em regiões costeiras.

As descobertas deste estudo fornecem informações valiosas para o desenvolvimento de políticas ambientais destinadas a aprimorar as práticas de gerenciamento de resíduos plásticos e aumentar a conscientização por meio de campanhas ambientais. O combate à poluição plástica costeira exige uma abordagem multifacetada que abrange avanços tecnológicos, práticas sustentáveis, gestão eficiente de resíduos e amplo envolvimento da sociedade. Apenas através de um esforço coordenado será possível ultrapassar este desafio e assegurar um futuro mais limpo e sustentável para os ecossistemas costeiros.

Por fim, como sugestões para trabalhos futuros recomenda-se a padronização das metodologias de pesquisa de forma a possibilitar uma melhor comparação entre diferentes estudos, uma vez que a ausência de uniformidade nos métodos e unidades de medidas empregadas dificultaram a interpretação e comparação dos dados quantitativos.

**Apêndice A. Material Suplementar**

**MSI:** Informações adicionais sobre metodologia.

**MSII:** Artigos usados na análise qualitativa e quantitativa.

## **CAPÍTULO 2. TRANSFORMANDO RESÍDUOS EM ENERGIA LIMPA: EXPLORANDO A COGASEIFICAÇÃO DA CASCA DE CASTANHA-DE-CAJU E RESÍDUOS PLÁSTICOS**

*(Capítulo a ser submetido na Fuel, A1, FI:7.4 como “Turning waste into clean energy: exploring the co-gasification of cashew nutshells and plastic waste”)*

Beatriz Corrêa Thomé de Deus<sup>1</sup>; Luís Filipe do Carmo Calado<sup>2</sup>; Raul Pereira Micena<sup>3</sup>;  
Simone Jaqueline Cardoso<sup>1,4</sup>; Paulo Sérgio Duque de Brito<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Rua José Lourenço Kelmer, 36036-900, São Pedro, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

<sup>2</sup> Centro de Investigação VALORIZA. Instituto Politécnico de Portalegre, Campus Politécnico, 10, 7300-555, Portalegre, Portalegre, Portugal.

<sup>3</sup> Laboratório de Otimização de Sistemas Energéticos (LOSE), Instituto de Pesquisa em Bioenergia (IPBEN-UNESP), Universidade Estadual de São Paulo, Av. Ariberto Pereira da Cunha, 333 – Portal das Colinas, Guaratinguetá, SP, 12516-410, Brasil.

<sup>4</sup> Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Rua José Lourenço Kelmer, 36036-900, São Pedro, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

### **RESUMO**

A necessidade de descarbonizar a economia torna a busca por soluções energéticas renováveis e sustentáveis cada vez mais importante. Neste artigo, foram investigadas as propriedades químicas dos resíduos poliméricos e da casca de castanha-de-caju, visando avaliar o potencial de utilização conjunta desses resíduos na produção de energia e gás combustível através do processo de gaseificação. Os resíduos foram submetidos a análises químicas, incluindo Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier, Análise Termogravimétrica, Análise de Fluorescência de Raios-X, Análise Elementar e Poder Calorífico Superior, a fim de caracterizá-los quimicamente. Em seguida, foi realizada a cogaseificação dos resíduos em um reator de leito fluidizado borbulhante, com capacidade de processamento de combustível de 100 kg/h, sendo empregada uma mistura composta por 95 kg de casca de castanha-de-caju e 5 kg de resíduos plásticos, que resultou

na produção aproximada de 120 m<sup>3</sup>/h de *syngas*. Posteriormente, foi analisada a composição do gás de síntese resultante, identificando os principais componentes químicos e suas proporções. Os resultados demonstraram que os resíduos analisados apresentam propriedades favoráveis em termos de composição e poder calorífico. O *syngas* obtido através do processo apresentou como composição majoritária os gases nitrogênio (58,8%), monóxido de carbono (13,4%) e hidrogênio (10,3%). Foram exploradas as possíveis aplicações do gás de síntese resultante, identificando potenciais aplicações industriais e energéticas que poderiam se beneficiar desse combustível alternativo, tais como a própria indústria de processamento do caju. Por fim, conduziu-se uma breve avaliação do processo de cogaseificação sob os pontos de vista ambiental e econômico. A partir dos resultados obtidos através das análises realizadas, nosso estudo ressaltou o bom potencial de utilização dos resíduos poliméricos e da casca de castanha-de-caju em processos de gaseificação, mas pesquisas e ensaios práticos adicionais são necessários para avaliar de forma mais aprofundada a viabilidade desses resíduos e otimizar sua utilização. Sugere-se que estudos futuros abordem o balanço energético e de massa dos processos envolvidos, bem como o custo-benefício e aspectos ambientais adicionais para estabelecer uma base sólida para a implementação desses resíduos como fonte de energia renovável e sustentável.

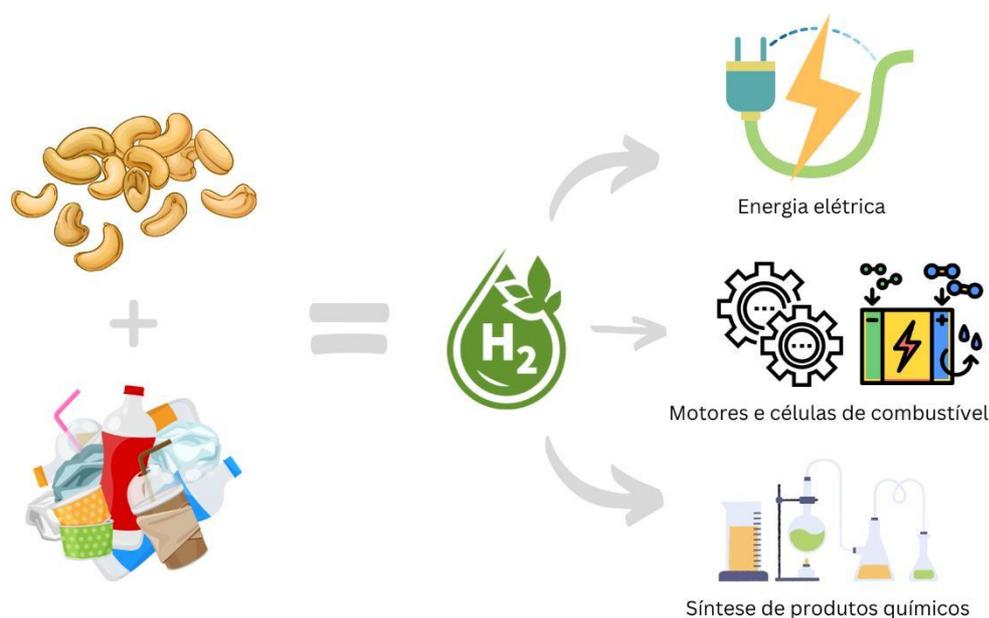
**Palavras-chave:** Gaseificação; polímero; casca de castanha-de-caju; descarbonização.

## ABSTRACT

The need to decarbonize the economy makes the search for renewable and sustainable energy solutions increasingly important. In this study, the chemical properties of polymeric residues and cashew nutshell were investigated, aiming to evaluate their potential for joint use in the production of energy and fuel gas through the gasification process. The residues were submitted to chemical analysis, including Fourier Transform Infrared Spectroscopy, Thermogravimetric Analysis, X-Ray Fluorescence Analysis, Elementary Analysis and Superior Calorific Value. The residues were co-gasified in a bubbling fluidized bed reactor, with a fuel processing capacity of 100 kg/h, using a mixture composed of 95 kg of cashew nutshells and 5 kg of plastic waste, which resulted in the production of approximately 120 m<sup>3</sup>/h of *syngas*. Subsequently, the composition of the generated synthesis gas was analyzed, identifying the main chemical components and

their proportions. The results showed that the analyzed residues have favorable properties in terms of composition and calorific value. The syngas obtained through the process showed nitrogen (58.8%), carbon monoxide (13.4%) and hydrogen (10.3%) as the majority composition. The possible applications of the resulting synthesis gas were explored, identifying potential industrial and energy applications that could benefit from this alternative fuel, such as the cashew processing industry itself. Finally, an analysis of the co-gasification process was carried out from the environmental and economic points of view. Based on the results obtained through the analyzes, our study highlighted the good potential for using polymeric residues and cashew nutshells in gasification processes, but additional research and practical tests are necessary to further evaluate the viability of these wastes and optimize their use. It is suggested that future studies address the energy and mass balance of the processes involved, as well as the cost-benefit and additional environmental aspects to establish a solid basis for implementing these wastes as a source of renewable and sustainable energy.

**Keywords:** Gasification; polymer; cashew nutshell; decarbonization.



## 1. INTRODUÇÃO

Os plásticos são produtos derivados do refinamento do petróleo (VANAPALLI et al., 2019) e sua produção em larga escala se iniciou por volta do ano de 1950 (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Desde então, esses materiais têm desempenhado um papel fundamental em nosso cotidiano e grande parte da intensa utilização deve-se às suas propriedades, como durabilidade, resistência e leveza (VANAPALLI et al., 2019). Essas propriedades propiciam o uso dos polímeros em diversos produtos, que vão desde embalagens até equipamentos utilizados em aeronaves (RAFEY et al., 2023). Porém, as mesmas propriedades que os tornam vantajosos também fazem com que não sejam facilmente degradados, fato que se confirma através dos vestígios de plástico encontrados desde o topo do Monte Everest (NAPPER et al., 2020) até o local mais profundo do oceano, a Fossa das Marianas (PENG et al., 2018).

Uma vez que a utilização de plásticos tende a continuar crescendo, é de suma importância a implementação de medidas para minimizar seus impactos negativos no meio ambiente. Atualmente, as tecnologias mais comumente utilizadas para o tratamento e destinação final dos plásticos são a disposição em aterro sanitário e o tratamento químico de incineração, as quais são reconhecidas como pouco sustentáveis (KAZA et al., 2018). Diante dessa realidade, surge a necessidade de que tecnologias efetivamente capazes de reduzir os impactos ambientais relacionados à presença do plástico no meio ambiente sejam mais amplamente utilizadas. Uma potencial alternativa é a reciclagem, que permite a reutilização de plásticos já existentes e promove a economia energética a medida em que evita a produção de novos materiais (SPINACÉ; DE PAOLI, 2005). Porém, esse processo por vezes é inviabilizado devido a algumas questões, sobretudo relacionadas à contaminação dos materiais coletados (MATERIAL ECONOMICS, 2018). Nesse sentido, o aproveitamento energético dos plásticos residuais impróprios para a reciclagem surge como uma alternativa em potencial.

Assim como os resíduos plásticos, os resíduos agroflorestais e agroindustriais também podem ser considerados problemáticos. Os resíduos agroflorestais consistem em restos de culturas agrícolas, árvores, galhos, folhas e outros materiais de origem vegetal, resultantes de atividades relacionadas à agricultura e à silvicultura. Por outro lado, os resíduos agroindustriais são oriundos do processamento de alimentos, fibras, couro, madeira e produção sucroalcooleira, por exemplo. Ambos os resíduos são gerados em grande escala e sua inadequada gestão pode acarretar uma série de consequências

ambientais, econômicas e sociais. Consequentemente, um dos principais desafios associados aos resíduos agroflorestais e agroindustriais está na sua destinação final. Tendo em vista que esses resíduos possuem potencial de reutilização e valor econômico associado, podem ser utilizados de diversas formas, como na produção de bioenergia, na compostagem para adubação orgânica, na fabricação de materiais sustentáveis e até mesmo na alimentação animal.

Um dos resíduos agroindustriais de grande destaque, sobretudo em território brasileiro, é o advindo do processamento do caju. O cajueiro (*Anacardium occidentale*) é nativo da região nordeste do Brasil e sua adaptabilidade a solos pouco férteis, climas quentes e estresse hídrico faz com que se destaque na região e seja considerado um produto de grande importância econômica. No ano de 2021 foram produzidas mais de 111 mil toneladas de castanha-de-caju em território brasileiro (IBGE, 2021). Ainda em 2021, os 20 maiores produtores de caju a nível mundial produziram 3,67 milhões de toneladas de castanha-de-caju, ranking liderado pela Costa do Marfim (837.850 t), Índia (738.000 t) e Vietnã (399.308 t) (FAO, 2021), destacando a importância deste produto também nos continentes africano e asiático. O produto comestível do cajueiro é composto pela castanha (fruto verdadeiro), mais especificamente a amêndoa contida na castanha, e pelo caju (pseudofruto), que apresentam grande importância econômica. A castanha corresponde a cerca de 10% da massa total do caju e é composta pela casca de castanha-de-caju (CCC) (correspondente a 65 a 70% da massa), casca da amêndoa (cerca de 3%) e amêndoa (28 a 30%) (MUBOFU; MGAYA, 2018). A partir da CCC é possível extrair o líquido da castanha-de-caju, que representa cerca de 20% da massa da castanha e através do qual é possível obter tintas, vernizes, resinas fenólicas e impermeabilizantes (NYIRENDA et al., 2021; TAIWO, 2015). Dos resíduos derivados do processamento da castanha-de-caju destaca-se a casca, que apresenta potencial de utilização para fins energéticos como combustível sólido ou sob a forma de combustível gasoso.

Entre as formas mais eficazes de gerenciamento de resíduos destaca-se o seu aproveitamento através de tecnologias que envolvem a valorização energética dos materiais, como pirólise e gaseificação (BREMS et al., 2015). Especificamente em relação aos resíduos plásticos, a valorização energética desses resíduos, mais especificamente a gaseificação e pirólise, surge como alternativa mais ambientalmente adequada do que as tecnologias convencionais de incineração e disposição final em aterro sanitário. Isso se deve sobretudo ao fato de que a eficiência de conversão é suficientemente alta e a energia armazenada nos resíduos plásticos pode ser recuperada,

possibilitando a transformação do plástico em uma variedade de produtos energéticos, tais como eletricidade, calor, combustíveis automotivos e produtos químicos (RAFEY et al., 2023).

A gaseificação é um processo termoquímico de alta temperatura (600 °C – 1000 °C) que envolve diversas reações químicas. Este processo é altamente vantajoso, sobretudo quando comparado à combustão tradicional, que envolve excesso de oxigênio. Comparativamente à combustão, a gaseificação permite reduzir a formação de substâncias nocivas como dioxinas, óxidos nitrosos e sulfurosos, podendo ser aplicada tanto em larga escala quanto em uma escala reduzida (ARENA; ZACCARIELLO; MASTELLONE, 2009). Há diversos tipos de gaseificadores e os principais critérios utilizados para classificá-los são o mecanismo de contato gás-sólido e o meio de gaseificação. De acordo com a forma de contato gás-sólido, eles podem ser subdivididos em: (1) Leito fixo; (2) Leito fluidizado; e (3) Leito de fluxo arrastado, que se subdividem em outras categorias em função da direção na qual o meio gaseificante passa pelo leito. Os gaseificadores de leito fixo se subdividem em *downdraft* (corrente descendente), *updraft* (corrente ascendente) e *crossdraft* (corrente cruzada); os de leito fluidizado em *bubbling* (borbulhante), *circulating* (circulante) e *twin bed* (leito duplo); e os de fluxo arrastado em *coaxial downflow* (fluxo descendente coaxial) e *opposed jet* (jato oposto). Os gaseificadores de leito fixo destinam-se a aplicações de pequena escala; apresentam baixos requisitos de agente oxidante; admitem uma grande variedade de matéria-prima; a temperatura atingida na zona de reação é de cerca de 1.090 °C; e o gás de saída apresenta uma temperatura entre 450 e 650 °C (RAFEY et al., 2023). Já os gaseificadores de leito fluidizado são empregados em aplicações de média escala; os requisitos de agente oxidante são moderados; a zona de reação atinge uma temperatura entre 800 °C e 1.000 °C e a temperatura do gás de saída também se encontra nesta faixa (RAFEY et al., 2023). Os gaseificadores de leito fluidizado apresentam a vantagem de serem altamente flexíveis, admitindo a utilização de diversos materiais na composição do leito. Esses aditivos de leito atuam como catalisadores *in situ*, promovendo uma série de reações químicas, evitando a aglomeração de sólidos que poderiam desencadear um possível entupimento e favorecendo o processo de gaseificação a medida em que fomentam uma melhor mistura entre o agente oxidante e o combustível (DEVI; PTASINSKI; JANSSEN, 2003). Entre os materiais mais comuns destacam-se a olivina, a dolomite, a areia de quartzo, o carvão, catalisadores a base de níquel ou ferro e as zeólitas (DEVI; PTASINSKI; JANSSEN, 2003). Por fim, os gaseificadores do tipo fluxo arrastado são

destinados a aplicações de larga escala; apresentam elevados requisitos de agente oxidante; a temperatura na zona de reação é de 1.990 °C e a temperatura do gás de saída é superior a 1.200 °C (RAFEY et al., 2023).

A gaseificação envolve uma série de processos, nomeadamente: secagem, pirólise, oxidação/craqueamento de voláteis e gaseificação do carvão. Essa última etapa é particularmente importante, uma vez que controla a produção de gás de síntese, a conversão completa do carbono e, conseqüentemente, a eficiência de todo o processo (NGUYEN et al., 2018). O principal produto da gaseificação é o gás de síntese ou *syngas*, um gás sintético rico em hidrogênio (H<sub>2</sub>) e monóxido de carbono (CO), e que também pode conter outros gases em sua composição, como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e metano (CH<sub>4</sub>) (AHMED EL-NAGAR; GHANEM, 2019). O gás de síntese possui uma ampla gama de aplicações, podendo ser usado na síntese de diversos produtos químicos, como amônia e metanol, e como combustível para geração de eletricidade. Além do gás de síntese, a gaseificação acarreta a produção de compostos sólidos e líquidos indesejados, os carvões e alcatrões, respectivamente (JAMRO et al., 2022). O alcatrão consiste em uma mistura de hidrocarbonetos e compostos orgânicos, sendo que sua presença é prejudicial ao sistema a medida em que pode afetar o desempenho de catalisadores e filtros, aumentar a formação de escórias, corroer equipamentos e reduzir a eficiência do processo (ARENA et al., 2009). Dessa forma, é essencial adotar medidas para minimizar a formação de alcatrões e, quando necessário, remover esses compostos orgânicos condensáveis. A remoção pode ser realizada tanto durante a gaseificação, por meio de métodos primários que envolvem a seleção cuidadosa dos parâmetros operacionais e o uso de catalisadores apropriados, quanto após o processo, por meio de métodos secundários como craqueamento do alcatrão e o uso de ciclones, filtros (cerâmicos, de tecido ou eletrostáticos) e lavadores (ARENA et al., 2009).

A CCC apresenta aspectos favoráveis para o seu uso na gaseificação, sobretudo em termos de poder calorífico superior (KOUADIO MICHEL et al., 2020; NGUYEN et al., 2021) e elevado percentual de carbono em sua composição (MOREIRA et al., 2017; TIPPAYAWONG et al., 2011). Da mesma forma, os plásticos também apresentam bom potencial para serem empregados na gaseificação tendo em vista esses dois parâmetros (HAN et al., 2022; MARTÍNEZ-LERA et al., 2013). Embora diversos estudos envolvendo a gaseificação isolada da casca de castanha-de-caju (ALCÓCER et al., 2015; DIEDHIU et al., 2019; NGUYEN et al., 2021; SINGH et al., 2006) e de resíduos plásticos (ARENA et al., 2011; ARENA; ZACCARIELLO; MASTELLONE, 2009;

CHO; MUN; KIM, 2013; HAN et al., 2022) tenham sido desenvolvidos, não foram encontrados trabalhos sobre a gaseificação conjunta desses dois resíduos.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo é ampliar o conhecimento sobre as propriedades químicas dos resíduos poliméricos e da casca de castanha-de-caju, com o propósito de explorar seu potencial uso combinado na produção de energia e gás combustível por meio do processo de gaseificação. Ainda, pretende-se explorar as possíveis aplicações do gás resultante.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios realizados no âmbito deste estudo foram efetuados na BioBIP – Bioenergia, localizada em Portalegre, Portugal. Para a realização dos testes foram utilizados resíduos plásticos e resíduos provenientes do processamento do caju, nomeadamente a casca de castanha-de-caju.

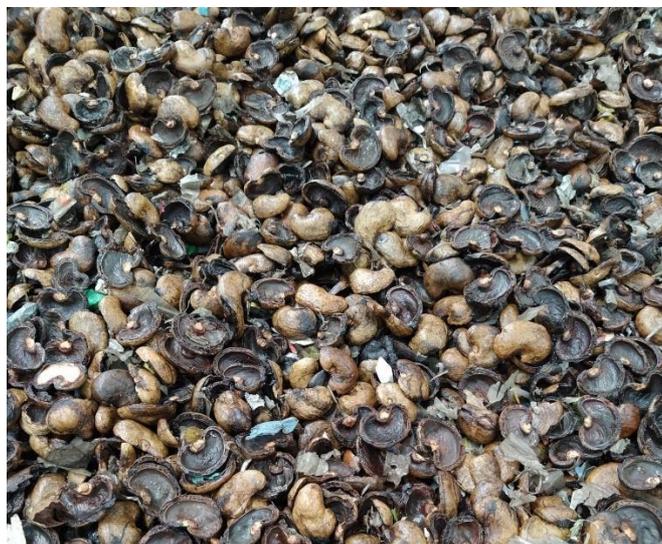
### 2.1. Resíduos utilizados nos ensaios

Os resíduos plásticos empregados nos ensaios são advindos de plásticos pós-consumo e representam um mix de diferentes tipologias e origens, tendo sido cedidos por uma empresa localizada na região do Alentejo, Portugal. Os resíduos foram recebidos sob a forma seca e triturada (Figura 1), sem qualquer processamento adicional.



**Figura 1.** Resíduos plásticos empregados nos ensaios.

A biomassa lignocelulósica empregada neste estudo foi a casca de castanha-de-caju (Figura 2), a qual foi fornecida por uma empresa localizada no Alentejo português.



**Figura 2.** Casca de castanha-de-caju empregada nos ensaios.

## **2.2. Análises químicas**

Os resíduos poliméricos foram caracterizados em termos de Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), Análise Termogravimétrica (TGA) (Análise Aproximada), Análise de Fluorescência de Raios-X (XRF) (Análise Inorgânica) e Poder Calorífico Superior (PCS). Relativamente à casca de castanha-de-caju, realizamos as seguintes análises: Análise Elementar, XRF e PCS.

Os resíduos foram devidamente homogeneizados antes da condução das análises, sendo estas realizadas de forma independente para cada um dos resíduos em questão.

### **2.2.1. Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier**

A FTIR uma técnica empregada na identificação dos compostos químicos presentes em determinada amostra, possibilitando a determinação dos grupos funcionais (FAN et al., 2021). Tal identificação é feita por meio da medição das vibrações das ligações atômicas, que são absorvidas pela radiação infravermelha e posteriormente identificadas por um detector. Os resultados podem ser apresentados sob a forma de transmitância ou absorbância. Em geral, é mais usual que os dados sejam expressos como absorbância, que se refere à medida de quanta luz infravermelha uma amostra absorve em determinado comprimento de onda, isto é, representa a intensidade da absorção de energia

pela amostra em resposta à radiação infravermelha. Ao medir as variações na absorbância em todo o espectro, é possível identificar os grupos funcionais presentes na amostra, pois diferentes compostos têm padrões únicos de absorção. Ressalta-se que a técnica FTIR é de suma importância quando se objetiva proceder com o tratamento termoquímico de plásticos, uma vez que permite identificar os perfis gasosos e grupos funcionais intermediários na decomposição e degradação de resíduos plásticos sob altas temperaturas (QIN et al., 2018). Foi empregado um espectrômetro ATR-FTIR da marca *Thermo Scientific*, modelo *Nicolet iS10*.

### **2.2.2. Análise Termogravimétrica**

A TGA é uma técnica empregada para medir a perda de massa de determinada amostra ao ser submetida a um ambiente com temperatura controlada. Uma das aplicações mais importantes desta técnica é a avaliação da análise composicional de misturas poliméricas, uma vez que os diferentes polímeros podem ser identificados através das perdas de massa em função da temperatura. Ao fim da análise obtém-se uma curva termogravimétrica, na qual é traçado o peso da amostra em função da temperatura. Através desta curva é possível identificar a temperatura na qual ocorre perda de massa, a velocidade com que as mudanças ocorrem, assim como determinar o teor de umidade, matéria volátil e carbono fixo combinado com cinzas. O teor de cada tipo de matéria foi determinado a partir do perfil termogravimétrico (variação da massa da amostra *versus* temperatura), considerando os pontos de inflexão da derivada de massa em função do tempo.

Os testes foram realizados em triplicata com pesos de amostra de plástico de cerca de 3 mg. Foi utilizado um analisador termogravimétrico *PerkinElmer, STA 6000*, com uma taxa de aquecimento de 30 °C/min e sem adição de atmosferas inertes ou oxidativas. O processo iniciou-se nos 30 °C e a amostra foi aquecida até atingir 990 °C, que é a temperatura considerada como sendo o final da análise.

### **2.2.3. Análise de Fluorescência de Raios-X**

A análise XRF, também conhecida como análise inorgânica, é uma técnica analítica não destrutiva empregada na determinação da composição elementar de materiais a nível atômico, com limite de detecção na ordem de partes por milhão (ppm). O funcionamento desta técnica consiste na irradiação de raios-X na amostra e posterior medição da energia e intensidade da fluorescência que é emitida. Neste estudo, a análise

XRF foi determinada através de um analisador *Thermo Scientific Niton XL 3T GoldD<sup>+</sup>*. Foram realizadas duas análises: uma em relação à presença de elementos genéricos e outra especificamente em relação à presença de metais.

#### **2.2.4. Poder Calorífico Superior**

O PCS é definido como a quantidade de calor libertado pelo combustível por unidade de massa durante a combustão completa do material, sendo determinado através da medição do fluxo de calor associado à reação química. O PCS inclui o calor latente de vaporização da água e o conteúdo energético é normalmente expresso em MJ/kg. Neste estudo, a determinação do PCS foi realizada em um calorímetro de bomba digital modelo *IKA C2000*, através da combustão completa das amostras em ambiente adiabático. Em cada um dos testes, uma amostra com  $0,3 \pm 0,1$  g de cada combustível foi colocada no calorímetro e posteriormente o equipamento foi preenchido com gás oxigênio de elevado grau de pureza a uma pressão de 30 bar. Em seguida, foi realizada a combustão total dos resíduos.

#### **2.2.5. Análise Elementar**

A análise elementar foi realizada para determinar a composição elementar da CCC (teor de Carbono (C), Hidrogênio (H), Nitrogênio (N), Enxofre (S) e Oxigênio (O)), através de um analisador *ThermoFisher Scientific Flash 2000 CHNS-O*. A análise foi feita em base “como recebida”, isto é, analisamos a amostra da forma como ela foi recebida, sem ser submetida a procedimentos de secagem ou densificação, por exemplo. O gás hélio (He) foi usado como gás de arraste no analisador e o tempo de análise foi em torno de 12 minutos.

### **2.3. Gaseificação**

O gaseificador empregado nos testes apresenta capacidade de processamento de combustível de até 100 kg/h e produção aproximada de 120 m<sup>3</sup>/h de *syngas* (Figura 3).



**Figura 3.** Gaseificador de leito fluidizado borbulhante utilizado nos ensaios.

O gaseificador é composto por três seções principais, as quais: sistema de alimentação, gaseificador de leito fluidizado e unidade de tratamento do gás de síntese. O sistema de alimentação é composto por um tapete de transporte de combustível e dois silos de armazenamento, o primeiro com capacidade de aproximadamente 150 kg e o segundo de 300 kg. Estes silos são separados por válvulas pneumáticas do tipo borboleta. O combustível é fornecido ao reator através de um parafuso sem-fim, que se encontra a jusante dos silos e a 30 cm da base do leito.

O reator é do tipo leito fluidizado borbulhante de fluxo ascendente, potência de 85 kW, formato cilíndrico, diâmetro interno de 50 cm e altura de 4,15 m. Na base do reator há 36 entradas de ar côncavas com capacidade de até 100 m<sup>3</sup>. O leito do reator é composto por cerca de 50 kg de dolomite, um catalisador não metálico a base de carbonato de cálcio e magnésio (DAYTON, 2002), que auxilia na conversão de alcatrões no processo de gaseificação. O combustível entra no reator a 20 cm da base do leito e inicia o contato com o agente oxidante (neste caso, o ar atmosférico) e a dolomite.

Em seguida ao reator há um permutador de calor que tem como objetivo diminuir a temperatura do gás de síntese e, ao mesmo tempo, através de uma permuta, aumentar a temperatura do agente oxidante que participa da reação. Por fim, há um sistema de limpeza do gás composto por um filtro ciclone e um filtro de mangas. O gás primeiramente passa por um filtro do tipo ciclone, em seguida é resfriado em um permutador de calor e, por fim, passa por outro filtro ciclone e um filtro de mangas. Em seguida, ocorre a limpeza do gás através de um condensador, onde ficam retidos os condensados e alcatrões.

Foram empregados 95 kg de CCC e 5 kg de resíduos plásticos no ensaio realizado, os quais foram devidamente homogeneizados (Figura 4) antes de serem inseridos no equipamento (Figura 5). A escolha dessa proporção baseou-se em testes preliminares, que evidenciaram ser a mais apropriada. O *syngas* obtido através da gaseificação foi analisado através de um cromatógrafo gasoso da marca *LDTek*, modelo *MultiDetek 2*.



**Figura 4.** Mistura de resíduos plásticos e de casca de castanha-de-caju.



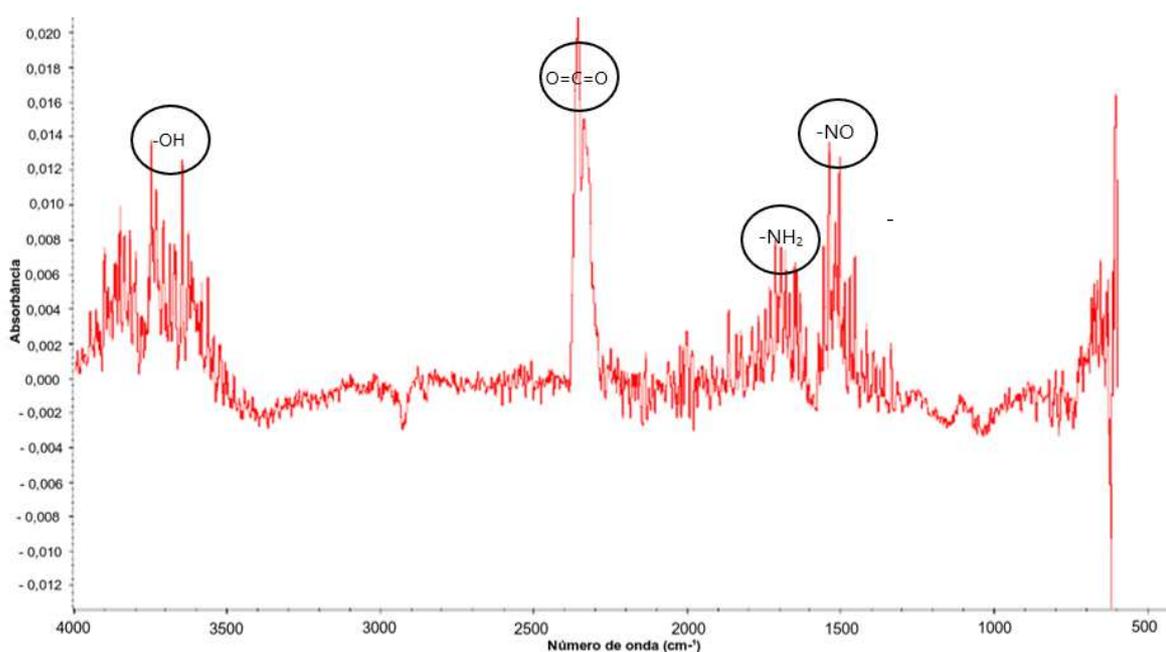
**Figura 5.** Esteira rolante com os resíduos a serem inseridos no reator.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Análises químicas dos resíduos plásticos

##### 3.1.1. Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier

O resultado da amostra de plástico obtido através da análise FTIR em termos de absorvância encontra-se disposto na Figura 6.



**Figura 6.** Espectro da amostra de plástico.

Através da análise da Figura 6 é possível observar os picos de absorvância na região de  $3.600 - 3.700 \text{ cm}^{-1}$ ; na faixa de  $2.400 - 2.000 \text{ cm}^{-1}$ ; em  $1.690 \text{ cm}^{-1}$  e em  $1.500 \text{ cm}^{-1}$ .

##### 3.1.2. Análise Termogravimétrica

Na Figura 7 encontram-se dispostas as curvas de análise gráfica correspondentes à análise termogravimétrica: a curva TGA, referente à termogravimetria, representada em cor verde; e a curva DTG, referente à derivada termogravimétrica, representada em amarelo.

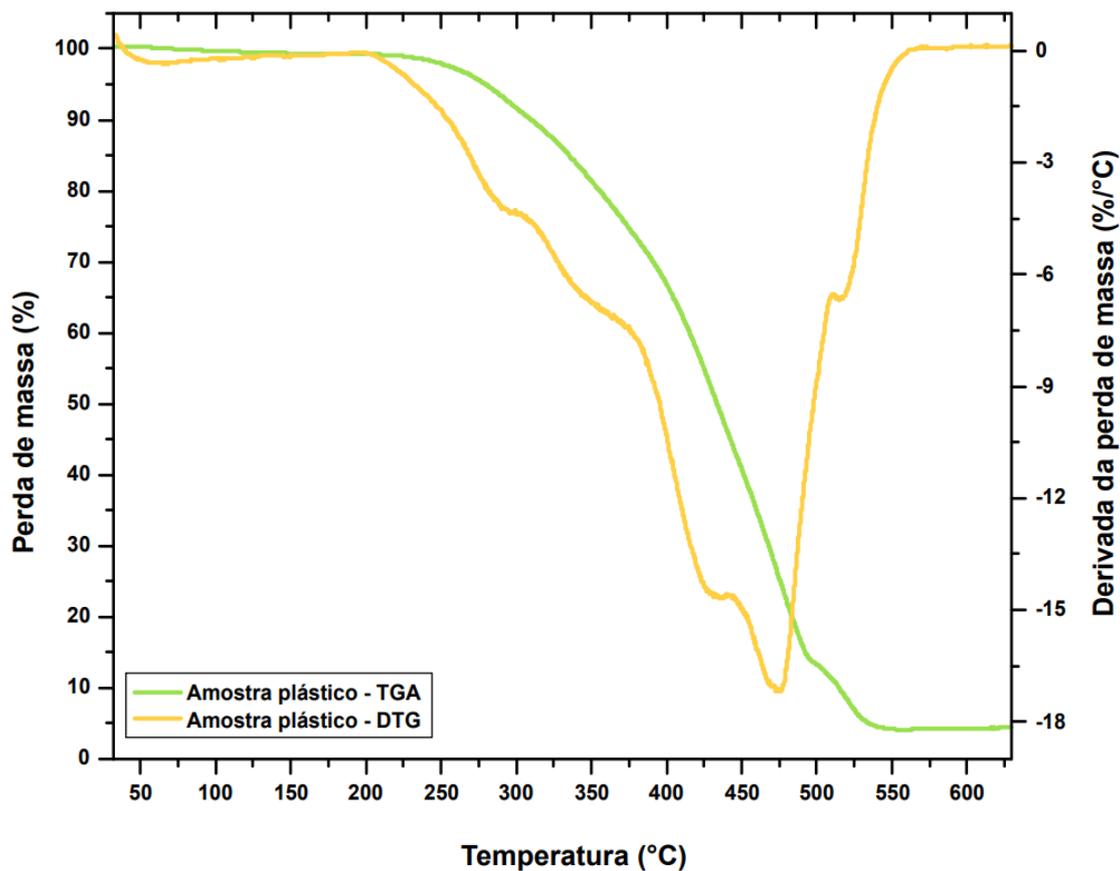
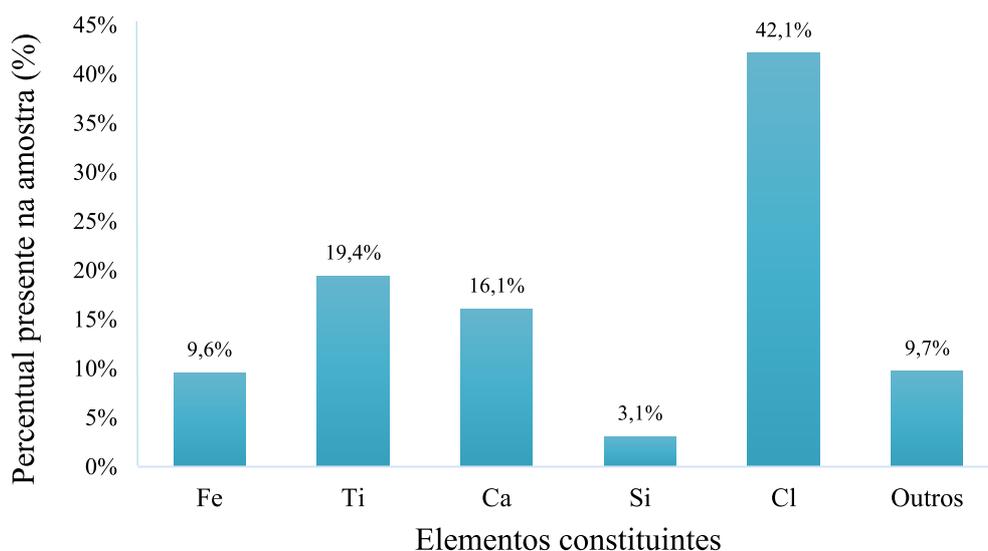


Figura 7. Análise gráfica da decomposição térmica do resíduo plástico.

A análise termogravimétrica revelou dois estágios de degradação dos plásticos analisados: uma perda de massa entre 50 °C e 150 °C e uma decomposição significativa entre 250 °C e 470 °C. Ainda, também foi possível observar uma transição de perda de massa entre 470 °C e 530 °C.

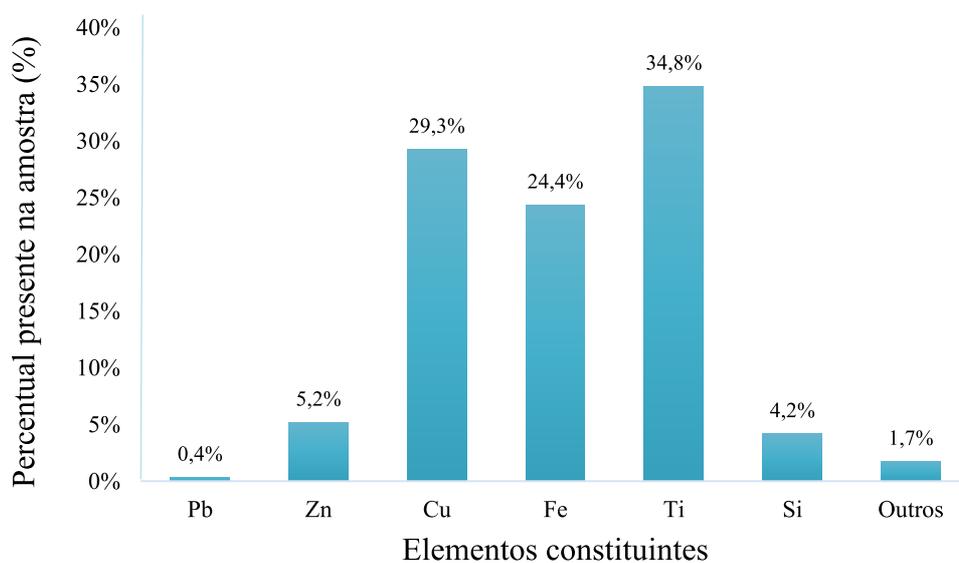
### 3.1.3. Análise de Fluorescência de Raios-X

Os resultados da análise XRF em termos de análise geral e de metais encontram-se dispostos nas Figuras 8 e 9.



**Figura 8.** Composição da amostra de plástico (análise geral).

Na categoria “outros” estão incluídos o Zinco (Zn), Cobre (Cu) e Potássio (K).



**Figura 9.** Composição da amostra de plástico (análise metálica).

Na categoria “outros” estão incluídos o Zircônio (Zr), Vanádio (V) e Nióbio (Nb).

Foi possível identificar a predominância dos elementos cloro (Cl), titânio (Ti) e cálcio (Ca) na análise geral (Figura 8). A análise metálica confirmou a predominância do Ti, seguido pelos elementos cobre (Cu) e ferro (Fe) (Figura 9)

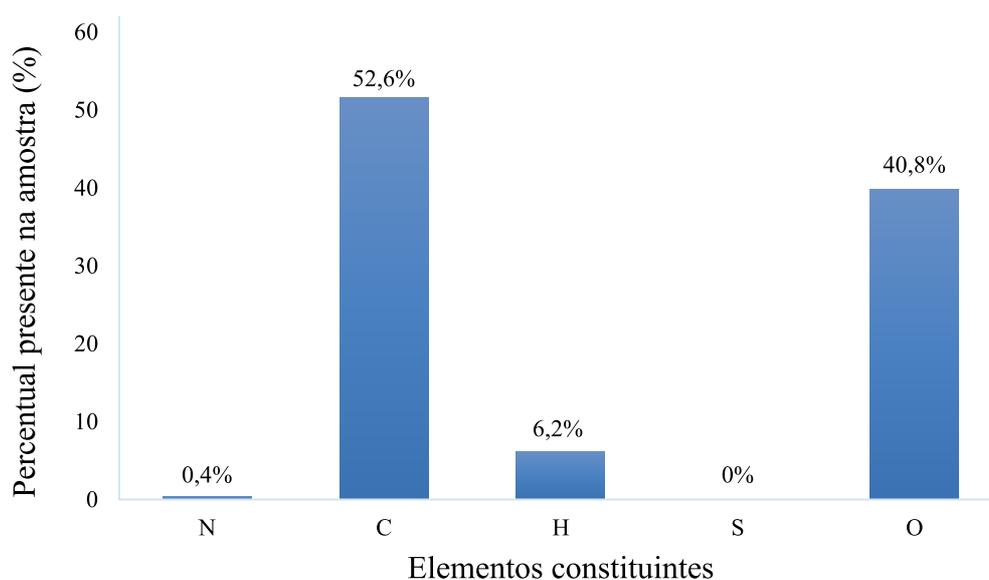
### 3.1.4. Poder Calorífico Superior

Obteve-se o PCS de 38,93 MJ/kg para a amostra de plástico analisada.

## 3.2. Análises químicas da casca de castanha-de-caju

### 3.2.1. Análise Elementar

O resultado obtido através da análise elementar da amostra da CCC encontra-se disposto na Figura 10.

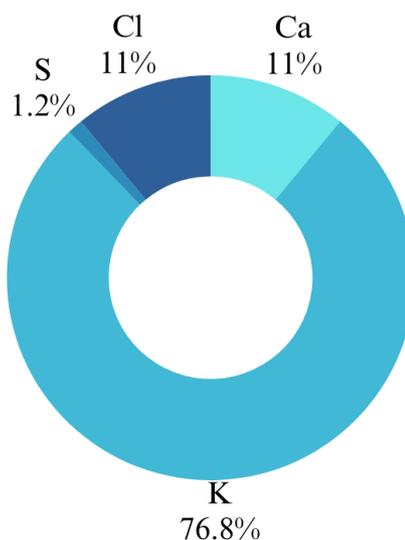


**Figura 10.** Análise elementar da casca de castanha-de-caju em base úmida.

A análise elementar da CCC revelou uma composição majoritária dos elementos carbono (C) e oxigênio (O), representando 52,6% e 40,8% da amostra, respectivamente. Além disso, foram encontrados 6,2% de hidrogênio (H), 0,4% de nitrogênio (N), não tendo sido encontrada nenhuma quantidade detectável de enxofre (S) (Figura 10).

### 3.2.2. Análise de Fluorescência de Raios-X

O resultado obtido por meio da análise inorgânica da CCC encontra-se disposto na Figura 11.



**Figura 11.** Composição da amostra de casca de castanha-de-caju (análise geral).

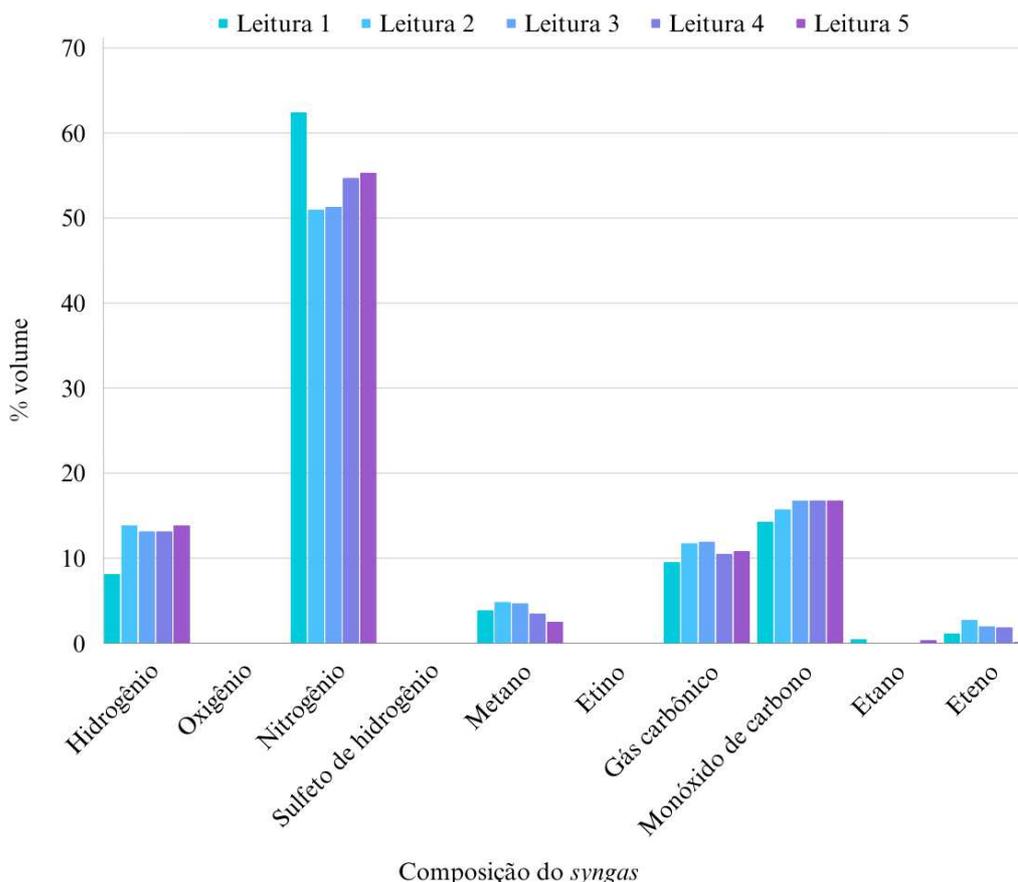
A análise realizada mostrou que a fração inorgânica da CCC é composta em sua maior parte por potássio (K), cloro (Cl) e cálcio (Ca), apresentando uma pequena porcentagem de enxofre (S) (Figura 11).

### 3.2.3. Poder Calorífico Superior

Obteve-se o valor de 21,6 MJ/kg para o poder calorífico superior da amostra de casca de castanha-de-caju analisada.

### 3.3. Gaseificação

A composição do gás de síntese gerado através da cogaseificação de resíduos poliméricos e da CCC encontra-se representada na Figura 12.



**Figura 12.** Composição do gás de síntese gerado através da cogaseificação dos resíduos poliméricos e da casca de castanha-de-caju.

Através da análise da Figura 12 é possível identificar a presença majoritária do gás nitrogênio ( $N_2$ ), seguido por monóxido de carbono ( $CO$ ) e gás hidrogênio ( $H_2$ ). Por outro lado, não foram identificados os compostos sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) e acetileno ( $C_2H_2$ ).

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Análises químicas dos resíduos plásticos

#### 4.1.1. Espectroscopia de Infravermelho por Transformada Fourier

A análise do espectro FTIR permitiu estimar a presença de alguns elementos químicos, assim como de algumas tipologias de plástico específicas.

Foi possível verificar a presença de picos de absorvância na região de  $3.600 - 3.700 \text{ cm}^{-1}$ , em que o grupo  $-OH$  pode ser indicativo de um álcool ou fenol (SIGMA ALDRICH, 2023); e em  $2.400 - 2.000 \text{ cm}^{-1}$ , que pode indicar a presença de um composto

do grupo O=C=O, possivelmente um dióxido de carbono (SIGMA ALDRICH, 2023). Também observou-se um pico na região de  $1.690\text{ cm}^{-1}$ , que é um indicativo da presença de amida primária (SIGMA ALDRICH, 2023) e em  $1.500\text{ cm}^{-1}$ , indicando a presença de um composto de nitrogênio e oxigênio (-N-O) (SIGMA ALDRICH, 2023).

Ainda através da análise do espectro, identificou-se a possível presença de alguns polímeros, os quais:

- Polímeros de poliestireno (PS, ABS, HIPS): a presença das seguintes bandas de absorção específicas pode ser um indicativo de polímeros de poliestireno:  $3.200\text{-}2.800\text{ cm}^{-1}$  (grupo aromático e alifático C-H);  $1.602$  e  $1.494\text{ cm}^{-1}$  (anel aromático);  $1.452\text{ cm}^{-1}$  (cisão  $\text{CH}_2$ );  $900\text{-}966\text{ cm}^{-1}$  (grupos insaturados da fase polibutadieno) e  $700\text{-}770\text{ cm}^{-1}$  (anel aromático ou anel fenilo) (ADAM et al., 2017);

- Policarbonato: o polibicarbonato pode ser identificado pela presença da banda de  $1.765\text{ cm}^{-1}$ , relacionada ao grupo carbonilo; e dos picos de  $1.225$ ,  $1.190$  e  $1.159\text{ cm}^{-1}$ , associados ao grupo arilóxi (grupo alquil ligado a um oxigênio) (TAURINO; POZZI; ZANASI, 2010);

- Politereftalato de etileno (PET): a atribuição da banda de absorção para PET inclui:  $1.706\text{ cm}^{-1}$  (referente à ligação dupla C=O);  $1.502\text{ cm}^{-1}$  (relacionada à ligação -C=C);  $1.452$  e  $1.386\text{ cm}^{-1}$  (ligação -C-O);  $1.242\text{ cm}^{-1}$  (grupo tereftalato);  $1.197$  e  $1.014\text{ cm}^{-1}$  (grupo etileno); e  $719\text{ cm}^{-1}$  (interação do grupo éster com o anel aromático) (DOS SANTOS PEREIRA et al., 2017);

- Poliamida (PA): as bandas associadas à poliamida são a de  $3.298\text{ cm}^{-1}$ , característica de ligações N-H a partir da amida;  $1.632\text{ cm}^{-1}$ , relacionada ao grupo carbonilo;  $1.531\text{ cm}^{-1}$ , para C-N e CO-N-H;  $1.466$  e  $1.140\text{ cm}^{-1}$ , associadas aos grupos  $-\text{CH}_2$ ; e  $933$  e  $683\text{ cm}^{-1}$  características de ligações N-H (OLMO et al., 2018).

#### 4.1.2. Análise Termogravimétrica

Os resultados da análise termogravimétrica fornecem informações relevantes sobre o potencial de utilização do material analisado em processos termoquímicos. A identificação de diferentes estágios de degradação térmica e a faixa de temperatura associada a cada estágio são fatores de suma importância na avaliação da viabilidade e eficiência da gaseificação desses materiais.

A interpretação da curva obtida através da análise termogravimétrica permitiu identificar dois estágios de degradação. Observou-se um primeiro estágio de perda de massa entre  $50\text{ }^\circ\text{C}$  e  $150\text{ }^\circ\text{C}$ , referente à perda de umidade. Uma vez que os polímeros

idealmente não apresentam este parâmetro em sua constituição, a umidade encontrada provavelmente está associada à umidade do ar. O segundo estágio de degradação, entre 250 °C e 470 °C, foi marcado por uma decomposição significativa dos plásticos. Essa faixa de temperatura é particularmente relevante para a gaseificação, pois pode indicar a liberação de gases voláteis, como hidrocarbonetos leves, que são desejáveis para a produção de gases combustíveis. A presença de polímeros como polietileno de baixa densidade (PEBD), elastômero de etileno-propileno-dieno, etileno vinil acetato ou acrilonitrilo butadieno estireno na amostra analisada pode ter contribuído para o resultado encontrado, uma vez que tendem a degradar-se em temperaturas menos elevadas (GRIGORESCU et al., 2019). Por fim, a transição de perda de massa observada entre os 470 e 530 °C pode estar relacionada à degradação de um componente emborrachado, como o butadieno ou policarbonato (JANA; NANDO, 2003; SICHINA; MANAGER, 2017).

#### **4.1.3. Análise Inorgânica**

A análise inorgânica realizada evidenciou a predominância do elemento cloro na amostra analisada. Uma possível justificativa é a presença do polímero policloreto de vinila (PVC) na amostra, que apresenta um elevado percentual de cloro em sua composição. É importante ressaltar que o cloro pode ser prejudicial ao funcionamento dos equipamentos a medida em que pode desencadear corrosão (NIELSEN et al., 2000). Ainda, sua presença pode propiciar a liberação de compostos clorados como ácido clorídrico, dioxinas e furanos (USHIMA; FRANÇA, 2018). Assim sendo, de forma a reduzir o teor de cloro é aconselhável que os resíduos plásticos sejam previamente submetidos a um processo de pré-tratamento anteriormente a sua empregabilidade em processos termoquímicos, como por exemplo o tratamento hidrotérmico (SHEN, 2020). Em seguida ao cloro, se destacaram os elementos titânio e cálcio. O titânio, mais especificamente o dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ), é o pigmento mais empregado na indústria de plásticos por apresentar alto poder de cobertura (KEMP; MCINTYRE, 2001). Conseqüentemente, a presença deste elemento na amostra pode estar associada à sua utilização como aditivo. Por outro lado, a presença do cálcio na amostra analisada pode ser atribuída à utilização de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) na formulação do plástico, de forma a melhorar as características superficiais do produto e suas propriedades mecânicas, como elasticidade e dureza (JIMOH et al., 2018).

Na análise destinada à verificação de elementos metálicos, para além do titânio, também se destacaram o ferro e o cobre. O ferro pode ser tanto resultante de impurezas na matriz polimérica quanto ser advindo de sua utilização como aditivo na produção de polímeros, uma vez que ajuda a melhorar determinadas propriedades do material, como por exemplo a resistência à radiação ultravioleta (UV), inibindo o fotoenvelhecimento (CHENG et al., 2022). Da mesma forma, o cobre também pode ser usado como aditivo na indústria polimérica, sendo usualmente aplicado como um pigmento (TURNER; FILELLA, 2021). Por fim, ressalta-se que a significativa presença de metais na amostra analisada pode estar associada à uma contaminação prévia, uma vez que os plásticos analisados são advindos do Alentejo e, nessa região, a coleta seletiva dos plásticos é realizada em conjunto com a dos metais (VALNOR, 2021).

Dado que a presença dos elementos mencionados pode resultar em prejuízos para a gaseificação, torna-se de suma importância implementar, sempre que possível, medidas adequadas de controle e mitigação antes de utilizar os plásticos neste processo termoquímico. Apesar de, geralmente, implicarem custos elevados, tais medidas podem evitar a ocorrência de problemas técnicos e a formação de compostos indesejados. Entre as ações que podem ser empregadas, destaca-se a utilização de materiais resistentes à corrosão, ajustes nas condições operacionais e a remoção prévia dos elementos por meio de um pré-tratamento adequado. A implementação dessas medidas permite otimizar o potencial energético dos plásticos residuais, minimizando eventuais problemas técnicos relacionados ao processo.

#### **4.1.4. Poder Calorífico Superior**

O valor de 38,93 MJ/kg obtido como poder calorífico superior dos plásticos é ligeiramente inferior àquele apresentado pelo polietileno de baixa densidade (PEBD), polietileno de alta densidade (PEAD) e polipropileno (PP), que apresentam os valores de 44,22, 44,50 e 44,63 MJ/kg, respectivamente (CONSTANTINESCU et al., 2019). Uma possível justificativa para o menor valor encontrado em nosso estudo seria a presença de impurezas na amostra analisada, já que não se refere a um plástico virgem, mas sim, residual. Ainda, a presença de vários plásticos na amostra pode ter conduzido a um resultado um pouco menor em relação àquele apresentado por plásticos puros, uma vez que plásticos residuais municipais apresentam o PCS por volta de 40,42 MJ/kg, enquanto uma mistura de plásticos virgens apresenta este parâmetro um pouco mais elevado (42,04 MJ/kg) (GHODKE, 2021).

Ao comparar o PCS obtido com aquele apresentado pela gasolina e o diesel, é possível observar que o valor encontrado é um pouco inferior, uma vez que o PCS do diesel e da gasolina estão compreendidos entre 44 e 48 MJ/kg (THERMAL-FLUIDSCENTRAL, 2011). Essa menor quantidade de energia está relacionada, entre outros fatores, à complexidade estrutural dos materiais poliméricos e à menor quantidade de átomos de carbono e hidrogênio, que são as principais fontes de energia nos combustíveis fósseis. No entanto, é importante ressaltar que o PCS obtido é superior ao de biomassas usualmente empregadas na confecção de *pellets* destinados ao aquecimento doméstico e industrial, como por exemplo *pellets* de *Miscanthus* e pinho, que apresentam PCS de 18,1 e 18,4, respectivamente (CALADO, 2020), fato que reforça o potencial de utilização de plásticos residuais na gaseificação e em outros processos termoquímicos.

## **4.2. Análises químicas da casca de castanha-de-caju**

### **4.2.1. Análise Elementar**

A análise elementar da CCC revelou uma composição majoritária dos elementos carbono e oxigênio. A presença de carbono em proporção significativa sugere um potencial interessante para a utilização desta biomassa como combustível. No entanto, é importante ressaltar que a quantidade substancial de oxigênio pode afetar negativamente o PCS. A relação carbono-oxigênio desfavorável pode ser explicada pela presença de grupos funcionais oxidados, como hidroxilas, éteres e carbonilas, que são comumente encontrados em biomassa. Esses grupos funcionais podem comprometer a eficiência da combustão, uma vez que o oxigênio presente nessas estruturas tende a reagir preferencialmente com o carbono durante a queima, diminuindo a liberação de energia.

Outro ponto relevante observado na análise elementar foi a baixa quantidade de hidrogênio presente na amostra. Da mesma forma como o oxigênio em proporções elevadas em uma biomassa pode ser desfavorável à sua utilização como combustível, a presença limitada de hidrogênio também pode não ser adequada do ponto de vista energético, uma vez que a presença deste elemento aumentaria o poder calorífico.

Por fim, o teor pouco expressivo de nitrogênio e a ausência de enxofre na amostra, embora não tenham impacto direto no poder calorífico, podem ser considerados benéficos do ponto de vista ambiental. Caso o percentual de nitrogênio e enxofre na amostra fosse expressivo, poderia haver a formação de compostos como óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), que estão associados à ocorrência de chuva ácida e podem ser prejudiciais à saúde humana. Os resultados obtidos em termos de análise elementar são

coerentes com outros estudos que também caracterizaram a casca de castanha-de-caju (DIEDHIOU et al., 2019; MUTHU DINESHKUMAR; MEERA SHERIFFA BEGUM; RAMANATHAN, 2019).

#### **4.2.2. Análise Inorgânica**

A presença majoritária dos elementos potássio, cálcio e cloro na composição da CCC pode estar associada às características do solo da região em que o cajueiro se encontra localizado. No entanto, durante o processo de gaseificação, a presença desses elementos pode desencadear problemas técnicos. A corrosão dos equipamentos é um dos principais desafios, uma vez que o cloro e outros compostos presentes podem reagir com o metal, causando danos e reduzindo a vida útil dos dispositivos utilizados na gaseificação. Além disso, a aglomeração de cinzas, incrustações e formação de escórias são consequências indesejadas que podem ocorrer. Portanto, assim como previamente mencionado para os polímeros, é necessário considerar todos esses aspectos anteriormente à utilização da CCC na gaseificação, adotando medidas adequadas de controle e mitigação. Isso pode envolver o uso de materiais resistentes à corrosão, ajustes nas condições operacionais e remoção prévia de tais substâncias indesejadas através de tecnologias de pré-tratamento. Dessa forma, é possível maximizar o aproveitamento energético da CCC e minimizar os problemas técnicos associados ao processo de gaseificação.

#### **4.2.3. Poder Calorífico Superior**

O valor de 21,6 MJ/kg referente ao poder calorífico superior da CCC é condizente com outros estudos, nos quais foram encontrados os resultados de 23,62 MJ/kg (ABE et al., 2007), 20,16 MJ/kg (NAM et al., 2020), 20,2 MJ/kg (NGUYEN et al., 2021) e 20,7 MJ/kg (MOREIRA et al., 2017). Tais valores se tornam ainda mais expressivos quando comparados ao PCS de resíduos agrícolas como as cascas de amendoim, cascas de coco, resíduos advindos do processamento do milho e cascas de arroz, que apresentaram os valores de 18,92, 18,56, 17,72 e 15,38 MJ/kg, respectivamente (ABE et al., 2007). Ainda, o PCS obtido através da análise da CCC também foi superior àquele apresentado por algumas biomassas lignocelulósicas como *Eucalyptus camaldulensis* (Eucalipto), *Acacia auriculiformis* (Acácia), *Leucaena leucocephala* (Leucema) e *Hevea brasiliensis* (Seringueira), que apresentam os valores de 20,10, 20, 19,53 e 18,89, respectivamente (ABE et al., 2007). Portanto, a utilização da CCC como matéria-prima visando a produção

energética torna-se vantajosa sobretudo nas fábricas que realizam o processamento do caju (NGUYEN et al., 2021), embora também possa ser eficientemente empregada em outras indústrias nas quais o calor e eletricidade também são necessários.

### 4.3. Gaseificação

As análises químicas realizadas mostraram o potencial promissor da utilização de resíduos plásticos e biomassa advinda do processamento do caju em processos termoquímicos. Embora estudos envolvendo a gaseificação de plástico e da CCC separadamente tenham apresentado resultados positivos no que concerne a composição do gás de síntese, não foram encontrados estudos que abordassem a gaseificação de ambos os resíduos em conjunto. Portanto, não foi possível realizar uma comparação direta entre a composição do gás de síntese gerado em nosso estudo e aquela apresentada na literatura.

O *syngas* obtido através de nosso estudo apresentou composição majoritária de N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> e CO. Esses resultados se assemelham em partes àqueles encontrados em estudos que envolveram a gaseificação da CCC. Em um teste realizado em uma unidade piloto de leito fluidizado, o gás de síntese obtido apresentou composição majoritária de CO<sub>2</sub> (25,2%), seguido por CH<sub>4</sub> (14,5%), N<sub>2</sub> (13,5%) e O<sub>2</sub> (11,9%) (ALCÓCER et al., 2015). Um estudo realizado em um reator *downdraft* de núcleo aberto encontrou a predominância de N<sub>2</sub> (53,7%), seguido por CO<sub>2</sub>+O<sub>2</sub> (17,96%), CO (14,54%), H<sub>2</sub> (11,99%) e CH<sub>4</sub> (1,82%) no gás de síntese gerado (SINGH et al., 2006).

Ao comparar o nosso estudo com outros que envolveram a gaseificação de plásticos, também foi possível observar algumas diferenças e alguns pontos em comum. Em um estudo envolvendo a gaseificação de misturas poliméricas em um gaseificador de leito fluidizado borbulhante em escala piloto com ar como agente oxidante, o gás de síntese obtido teve sua composição majoritariamente centrada no N<sub>2</sub> (63,74%), seguido por CO<sub>2</sub> (9,57%), H<sub>2</sub> (8,38%) e CH<sub>4</sub> (7,13%) (ARENA et al., 2011). Um outro estudo envolvendo a gaseificação de plásticos em um gaseificador de dois estágios (um reator inferior, de leito fluidizado borbulhante, e um superior, compreendido por uma zona de craqueamento do alcatrão) produziu um *syngas* com maior percentual de N<sub>2</sub> (51,84%), seguido por H<sub>2</sub> (19,83%), CH<sub>4</sub> (9,60%) e CO (11,24%) (CHO; MUN; KIM, 2013).

Tanto o resultado obtido através de nosso estudo quanto daqueles realizados com CCC e resíduos poliméricos individualmente divergem um pouco do que é previsto, uma vez que é esperado que a composição majoritária do gás de síntese seja H<sub>2</sub> e CO. Ainda,

ao compararmos os nossos resultados e aqueles previamente mencionados com os associados à gaseificação de biomassa lignocelulósica, os valores obtidos também são ligeiramente diferentes. Um estudo envolvendo a gaseificação de biomassa em um reator de leito fluidizado e empregando-se oxigênio puro como agente oxidante, tipicamente leva à produção de um *syngas* com 25-40% de CO<sub>2</sub>, 20-30% de H<sub>2</sub> e essa mesma porcentagem referente ao CO, 5-10% de CH<sub>4</sub> e apenas 0-1% de N<sub>2</sub> (RAUCH; HRBEK; HOFBAUER, 2014). Uma das diferenças mais significativas em relação à composição do gás de síntese obtida através da gaseificação realizada no reator de leito fluidizado borbulhante empregado em nosso estudo e os dados apresentados está centrada na predominância do gás nitrogênio. Em nosso estudo, embora também tenha sido realizado em um gaseificador de leito fluidizado, não empregamos a biomassa lignocelulósica como combustível, mas sim resíduos plásticos e CCC. Ainda, ao invés de termos utilizado o oxigênio como agente oxidante, utilizamos o ar atmosférico. Uma parcela significativa do nitrogênio encontrado no gás de síntese produzido pode estar relacionada ao N<sub>2</sub> presente no ar atmosférico, cuja composição é 78% de N<sub>2</sub>, 21% de O<sub>2</sub>, 1% de argônio, 0,03% de CO<sub>2</sub> e pequenas parcelas de outros gases como neon, hélio e metano (NOAA, 2023). Porém, as diferenças aqui reladas são esperadas e podem estar associadas a alguns fatores, sobretudo relacionados à matéria-prima empregada na gaseificação, o agente oxidante utilizado, o tipo de reator adotado, a temperatura envolvida no processo e o material de constituição do leito, quando se trata de um gaseificador de leito fluidizado.

#### **4.3.1. Efeito dos principais parâmetros operacionais**

##### **4.3.1.1. Temperatura**

A temperatura de reação afeta de maneira significativa o desempenho dos gaseificadores, tendo em vista que as principais reações envolvidas no processo de gaseificação são endotérmicas.

O experimento realizado teve início em temperaturas relativamente baixas, cerca de 700 °C e ao final do ensaio atingiu-se 970 °C. Outros experimentos de gaseificação em leito fluidizado realizados com biomassa demonstraram que a variação de temperatura no reator afeta tanto a composição do gás de síntese obtido quanto a quantidade de alcatrão que é formada. Em um estudo realizado com lascas de madeira de pinho foi observado que o aumento em 150 °C da temperatura do leito (de 700 °C para 850 °C) possibilitou a produção de 5% (vol.) a mais de gás hidrogênio formado e uma diminuição de aproximadamente 74% no teor de alcatrão gerado (GIL et al., 1999). Em um outro estudo

envolvendo a cogaseificação de carvão, biomassa e polietileno, o efeito benéfico do aumento da temperatura também foi observado, sendo identificado um aumento no teor de  $H_2$  produzido, redução no teor de hidrocarbonetos presentes no gás de síntese e menor produção de  $CH_4$ ,  $C_2H_2$ ,  $C_2H_4$  e  $C_2H_6$  (PINTO et al., 2003). Ainda, o aumento da temperatura no gaseificador também favoreceu a diminuição da produção de alcatrões,  $CH_4$  e  $C_2H_m$  em um outro estudo envolvendo a gaseificação de polietileno reciclado em um gaseificador de leito fluidizado (ARENA; ZACCARIELLO; MASTELLONE, 2009).

#### **4.3.1.2. Meio gaseificante**

O processo de gaseificação permite utilizar diferentes agentes gaseificantes, tais como o ar, vapor e mistura de vapor e oxigênio (SALAUDEEN; ARKU; DUTTA, 2018). O meio gaseificante desempenha um papel fundamental no processo de gaseificação a medida em que auxilia na conversão de carbono sólido e hidrocarbonetos mais pesados em  $CO$  e  $H_2$ . A escolha do meio gaseificante deve ser realizada de forma adequada, uma vez que afeta a seletividade das reações de gaseificação e, conseqüentemente, a composição do gás de síntese gerado e respectivo poder calorífico (JAMRO et al., 2022).

O oxigênio pode ser usado como meio de gaseificação tanto em sua forma pura quanto via ar. Quando o teor de oxigênio é reduzido, ocorre a formação de  $CO$  e, por outro lado, em condições de teor de oxigênio elevado, há a formação de  $CO_2$ . É válido ressaltar que, caso o fornecimento de oxigênio seja acima de um determinado limite previsto, a gaseificação segue para a combustão e, ao invés de ser originado gás de síntese, ocorre a geração de um gás de combustão (RAFEY et al., 2023).

A gaseificação envolvendo uso de oxigênio puro é um método complexo e oneroso, sobretudo devido aos custos associados à obtenção do oxigênio puro (XIAO et al., 2007). Por outro lado, a utilização do ar como agente gaseificante apresenta a vantagem de ser menos complexa, embora o poder calorífico do gás de síntese obtido seja menor devido ao alto teor de nitrogênio associado (ARENA; ZACCARIELLO; MASTELLONE, 2009). Devido ao seu menor custo operativo, o ar é o agente gaseificante mais comumente empregado a nível comercial (JAMRO et al., 2022).

Ao se empregar vapor como meio gaseificante o produto formado contém mais hidrogênio por unidade de carbono, o que aumenta a relação  $H/C$  (RAFEY et al., 2023). Por outro lado, essa utilização requer um design complexo no que diz respeito ao fornecimento de calor ao processo, necessário para abastecer as reações de reforma de vapor dentro do reator (RAFEY et al., 2023). O gás de síntese produzido através desta

técnica apresenta uma relação H<sub>2</sub>/CO mais elevada do que aquela associada à gaseificação por via direta do ar, o que o torna mais adequado para sua utilização em aplicações de síntese química (ERKIAGA et al., 2013).

Embora a utilização de ar como meio gaseificante desencadeie a produção de um gás com menor poder calorífico, em nosso ensaio este foi o meio gaseificante empregado. A escolha deste meio de gaseificação foi baseada na simplicidade envolvida e devido ao fato de não requerer energia externa, o que apresenta uma vantagem ambiental e econômica para o processo. Ainda, essa escolha possibilitou a geração de um gás de saída com menor teor de alcatrão, uma vez que a gaseificação a vapor apresenta a desvantagem de produzir um gás com elevado percentual de alcatrão associado.

#### **4.3.1.3. Material do leito**

Uma vez que o material do leito influencia diretamente o gás de síntese produzido, tanto em termos de composição quanto de poder calorífico, bem como na menor ou maior proporção de alcatrão presente no gás (DEVI; PTASINSKI; JANSSEN, 2003), é necessário que a sua escolha seja realizada de forma adequada. A escolha de um material em detrimento a outro prevê uma série de critérios, entre os quais destacam-se os fatores econômicos, a resistência ao atrito e a eficácia no que diz respeito à capacidade de auxiliar a diminuição da produção de alcatrão (DEVI; PTASINSKI; JANSSEN, 2003).

A dolomite é um catalisador não metálico que apresenta a vantagem de estar plenamente estabelecida, tendo sido empregada como material catalisador em diversos estudos (CABALLERO et al., 2000; CORELLA et al., 1999; NARVÁEZ et al., 1996; OLIVARES et al., 1997).

A olivina é um material de baixo custo e sua empregabilidade como material de composição do leito já foi alvo de diversos estudos (DEVI et al., 2005; PFEIFER; RAUCH; HOFBAUER, 2004; RAPAGNÀ, 2000). Comparativamente à areia de quartzo, a olivina mostrou melhor desempenho em um estudo envolvendo a gaseificação de polietileno reciclado em um gaseificador de leito fluidizado, melhorando tanto a qualidade do gás produzido em termos de volume de hidrogênio quanto a redução do teor de alcatrão (DEVI; PTASINSKI; JANSSEN, 2003).

A areia de quartzo apresenta a vantagem de estar facilmente disponível. Por outro lado, um estudo envolvendo esse material na composição do leito desencadeou elevadas concentrações de alcatrão no gás de saída, na ordem de 100 g/m<sup>3</sup> (ARENA; ZACCARIELLO; MASTELLONE, 2009). Uma vez que a utilização do gás de síntese

em motores e turbinas prevê um limite máximo de alcatrão admissível, a escolha pela utilização deste material em detrimento a outros deve ser cuidadosamente avaliada.

#### 4.3.2. Aplicações do gás de síntese

O processo de gaseificação pode envolver a produção de vários poluentes orgânicos e inorgânicos juntamente com o gás de síntese. Entre os poluentes mais comuns destacam-se os compostos nitrogenados (amônia ( $\text{NH}_3$ ) e cianeto de hidrogênio ( $\text{HCN}$ ), por exemplo), compostos sulfurosos ( $\text{H}_2\text{S}$  e sulfeto de carbonila ( $\text{COS}$ ), por exemplo) e haletos de hidrogênio (ácido clorídrico ( $\text{HCl}$ ), ácido fluorídrico ( $\text{HF}$ ) (ABDOULMOUMINE et al., 2015). Tais poluentes podem causar uma série de problemas em aplicações posteriores do *syngas*, tais como entupimento de dutos, emissão de poluentes e envenenamento de catalisadores (ARAVIND; DE JONG, 2012). Dessa forma, é essencial que o gás seja submetido a uma etapa de tratamento de forma a minimizar o teor de subprodutos, havendo limites pré-estabelecidos para os contaminantes principais em função da aplicação do gás de síntese (ABDOULMOUMINE et al., 2015).

Usualmente, o tratamento pode ser realizado de duas formas, denominadas tratamento primário e secundário. O tratamento primário consiste na otimização das propriedades da matéria-prima a ser empregada na gaseificação e nas condições operacionais da gaseificação. Por outro lado, o tratamento secundário envolve a remoção dos subprodutos em um sistema de limpeza a jusante, tais como lavadores e filtros (TORRES; PANSARE; GOODWIN, 2007). O grau de remoção das impurezas do gás de síntese está vinculado à sua aplicação a jusante, uma vez que certas utilizações requerem um grau de pureza mais elevado e em outras esse fator não é muito relevante.

Entre as aplicações mais comuns do *syngas* destacam-se a sua utilização de forma direta em processos de calor e energia (RAUCH; HRBEK; HOFBAUER, 2014), destacando-se sua empregabilidade como combustível em fornos, caldeiras e geradores de energia como substituto aos combustíveis fósseis convencionais. Outra aplicação promissora é o uso do *syngas*, mais especificamente do hidrogênio gerado através da gaseificação, em células de combustível voltadas ao setor automobilístico (RAUCH; HRBEK; HOFBAUER, 2014). Essas células convertem a energia química do hidrogênio em eletricidade, alimentando motores elétricos e produzindo vapor d'água como único subproduto. Além disso, o gás de síntese também pode ser utilizado na produção de biocombustíveis de valor agregado e produtos químicos através da conversão catalítica

ou fermentação anaeróbica (XIONG et al., 2017). Esses biocombustíveis também podem ser utilizados como substitutos dos combustíveis fósseis em setores como transporte e indústria, contribuindo para a redução da dependência de recursos não renováveis e das emissões de gases poluentes. Entre as aplicações aqui mencionadas, o *syngas* a ser utilizado na síntese de produtos químicos e como combustível em células de combustível requer um nível de pureza mais alto, enquanto a sua aplicação na geração de calor e energia não apresentam essa exigência (MONDAL; DANG; GARG, 2011).

Dessa forma, o gás de síntese gerado por meio da cogaseificação da CCC e dos plásticos residuais poderia ser empregados em todos esses setores. No entanto, é fundamental investir em pré-tratamentos mais eficazes, especialmente para a utilização em células de combustível, a fim de garantir a alta pureza do hidrogênio e maximizar a eficiência dessas tecnologias.

#### **4.3.3. Avaliação econômica**

A geração de energia renovável apresenta diversos entraves técnico-econômicos, sobretudo relacionados ao caráter intermitente e menor eficiência das fontes de energia renovável, bem como os elevados custos associados (IEA, 2023). Do ponto de vista econômico, a gaseificação de biomassa para obtenção de gás hidrogênio é considerada menos atrativa em comparação com a reforma a vapor (VALENTE et al., 2019; VALENTE; IRIBARREN; DUFOUR, 2019). Isso se deve ao fato de que o hidrogênio de origem renovável apresenta um custo de 3,59 euros por quilograma (€/kg), enquanto o hidrogênio de origem fóssil tem um custo de 2,17 €/kg (VALENTE et al., 2019). Por outro lado, ao combinar indicadores ambientais e econômicos sob a perspectiva da ecoeficiência, essa situação se inverte. Entende-se por ecoeficiência a entrega de bens com preços competitivos que atendem às necessidades humanas enquanto reduzem progressivamente os impactos ambientais dos produtos e a intensidade de recursos ao longo de todo o ciclo de vida a um nível pelo menos compatível com a capacidade de carga estimada da Terra (SISINNO; MOREIRA, 2005). Dessa forma, sob essa perspectiva o hidrogênio renovável é considerado mais adequado do que o fóssil (VALENTE et al., 2019).

Por se tratar de plantas de energia, seja elétrica ou térmica, a análise econômica de um sistema de gaseificação de biomassa e resíduos plásticos tem como resultado principal o custo da energia gerada. Para isso, um dos indicadores utilizados nessas análises é o custo nivelado da energia, referenciado em sua sigla em inglês LCOE

(*Levelized Cost of Energy*). O LCOE é uma relação entre todos os custos de capital e de operação e manutenção ao longo da vida útil da planta, e o total de sua energia produzida ao longo deste mesmo período (LI; YANG; DUAN, 2023).

No entanto, além dos custos de capital e operacionais, uma análise econômica mais completa depende de fatores econômicos conjunturais, como taxa de juros, câmbio e depreciação. Assim, pode-se comparar o sistema proposto em relação a outras tecnologias, bem como calcular as receitas e economias decorrentes de sua utilização e o *payback* do investimento. Com relação ao investimento em uma planta de geração de energia elétrica com gaseificação de biomassa, o custo total instalado tem sido reportado como sendo entre 2.000 e 5.760 €/kW<sub>el</sub> (ALFONSO-SOLAR et al., 2020; RIBÓ-PÉREZ et al., 2021). Em termos de geração térmica, o custo fica entre 1.846 e 2.764 €/kW<sub>th</sub> (MALAT'ÁKOVÁ et al., 2021). Em relação ao gaseificador em si, seu custo de aquisição se relaciona com seu porte, sendo reportado valores entre 538 e 1.400 €/kW, para reatores do tipo leito fluidizado entre 10 e 52 kW, respectivamente (ALFONSO-SOLAR et al., 2020). Quanto à tecnologia de conversão de *syngas* para energia elétrica, comumente são utilizados Motores de Combustão Interna (MCI), turbinas ou microturbinas a gás. Os custos de aquisição de MCI variam entre 700 e 1.000 USD/kW, enquanto o de turbinas e microturbinas a gás possuem custo de 456 USD/kW e entre 700 e 1.100 USD/kW, respectivamente (INDRAWAN et al., 2020b). Por fim, tem-se os custos associados à operação e manutenção (O&M), que são relacionados à aquisição de peças sobressalentes, lubrificantes e serviços de manutenção. Estima-se que esses custos variem entre 2 e 6% do custo de investimento da planta de gaseificação de biomassa (ALFONSO-SOLAR et al., 2020), cerca de 0,05 a 0,2 USD/kW (INDRAWAN et al., 2020a).

#### **4.3.4. Avaliação ambiental**

O aumento da geração de plásticos e a má gestão associada tornou-se uma preocupação ambiental emergente (LEBRETON; ANDRADY, 2019). Os riscos ambientais desencadeados pela crescente produção e descarte destes materiais estão primariamente associados às práticas de má gestão, como disposição em locais inapropriados, nos quais não há controle dos gases gerados e lixiviados produzidos (KAZA et al., 2018), desencadeando poluição dos oceanos e emissões de gases de efeito estufa (LIU et al., 2021). As tecnologias de conversão termoquímica, tais como gaseificação e pirólise, possuem o potencial de diminuir a quantidade de plásticos que é

destinada incorretamente e minimizar a pegada de carbono, além de apresentarem alta eficiência e custo-benefício (NANDA; BERRUTI, 2021).

É de suma importância que a execução de um processo termoquímico de gaseificação envolva uma análise aprofundada do desempenho ambiental associado, de forma a aprimorar o projeto do processo. Nesse aspecto, destaca-se a Análise de Ciclo de Vida (ACV), uma abordagem abrangente formalizada pela Organização Internacional de Padronização (ISO, 2006), que considera todas as etapas envolvidas em determinado processo, desde a extração das matérias-primas até a disposição final. A ACV vem sendo amplamente empregada na avaliação de tecnologias de gaseificação, sobretudo em relação às emissões de gases de efeito estufa (GEE), tanto com o propósito de avaliar a matéria-prima (MORENO; DUFOUR, 2013; PA; BI; SOKHANSANJ, 2011; PUCKER; ZWART; JUNGMEIER, 2012) quanto a tecnologia envolvida (CAMBERO; HANS ALEXANDRE; SOWLATI, 2015; KALINCI; HEPBASLI; DINCER, 2012; SUSMOZAS et al., 2016). Porém, a maior parte dos estudos desenvolvidos se detém apenas às emissões de GEE e ao balanço energético, desconsiderando outras categorias que também devem estar envolvidas na abordagem da ACV (FARZAD; MANDEGARI; GÖRGENS, 2016).

Assim como outras tecnologias, o processo de gaseificação também envolve alguns aspectos menos favoráveis, entre os quais destaca-se a produção de subprodutos indesejados, fazendo com que haja a necessidade de um monitoramento contínuo das emissões gasosas (BARAHMAND; EIKELAND, 2022). Ainda, há alguns riscos relacionados à própria operação do gaseificador, sobretudo o risco de incêndio e vazamento do gás monóxido de carbono (ROLLINSON, 2018). Porém, embora a gaseificação possa envolver a emissão de gases, em ACV de sistemas de bioenergia supõe-se que as emissões relacionadas ao CO<sub>2</sub> sejam neutras em carbono, com base no princípio de que o CO<sub>2</sub> liberado durante o processo seja removido da atmosfera pela regeneração da biomassa (GUEST et al., 2011). Essa suposição faz com que o CO<sub>2</sub> biogênico não seja contabilizado como uma emissão de gás de efeito estufa e, conseqüentemente, não contribua para as mudanças climáticas.

Embora possa apresentar alguns aspectos ambientais pouco favoráveis, a cogaseificação de biomassa e resíduos é considerada uma opção positiva do ponto de vista ambiental devido a diversos aspectos. Entre eles destacam-se a redução do consumo de combustíveis fósseis à medida em que promove a empregabilidade de biomassa residual e resíduos diversos e o fato de apresentar uma taxa de conversão de carbono e produção

de gás combustível mais elevada do que a gaseificação convencional (FARZAD; MANDEGARI; GÖRGENS, 2016). Também há benefícios associados ao desenvolvimento econômico, regional, social e agrícola à medida em que possibilita a utilização de subprodutos advindos de atividades agroindustriais (DEMIRBAS; DEMIRBAS, 2007). Além disso, a gaseificação de resíduos é considerada mais ambientalmente adequada do que a incineração, sobretudo no que diz respeito à recuperação de energia e emissões de GEE (DONG et al., 2018). Por fim, também é considerada mais adequada do que a disposição final de resíduos, principalmente em relação à menor contribuição para o agravamento do aquecimento global, acidificação, eutrofização e do ponto de vista ecotoxicológico e de saúde humana (OUEDRAOGO; FRAZIER; KUMAR, 2021).

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS**

Nosso estudo destacou o potencial promissor da utilização de resíduos poliméricos em conjunto com a casca de castanha-de-caju em processos de gaseificação para produção de energia e gás combustível. A análise das propriedades químicas do resíduo polimérico revelou a presença de vários compostos, entre eles poliestireno, policarbonato, polietileno e poliamida, enquanto a casca de castanha-de-caju exibiu uma composição rica em carbono e oxigênio. Os testes de gaseificação geraram um gás de síntese que consiste predominantemente em nitrogênio, monóxido de carbono e hidrogênio. Embora os valores de poder calorífico superior do resíduo plástico e da casca de castanha-de-caju tenham sido inferiores àqueles apresentados pelos combustíveis usualmente empregados, eles superaram várias fontes de biomassa.

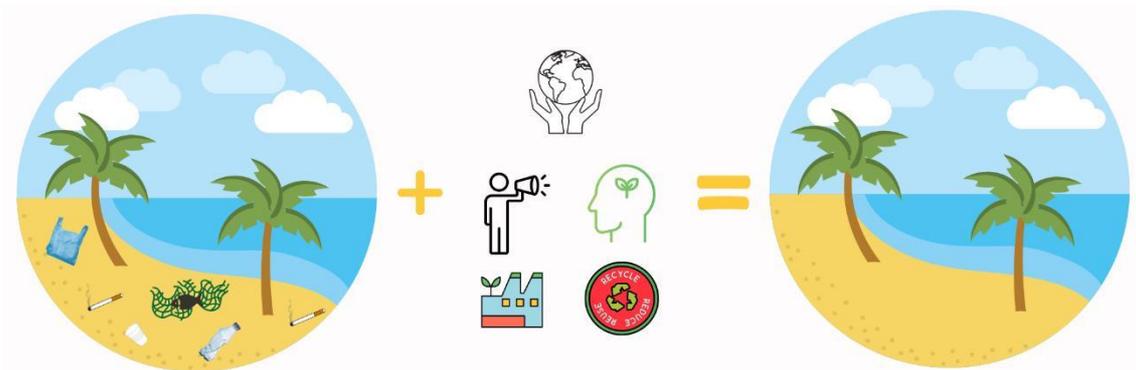
Os resultados obtidos reforçam o potencial de aplicação do gás de síntese produzido em vários processos, como geração de calor e energia, células de combustível, produção de biocombustíveis e produtos químicos de valor agregado. No entanto, desafios relacionados às impurezas presentes nas matérias-primas, como cloro e metais, devem ser superados para mitigar a corrosão dos equipamentos e a formação de compostos indesejados. Ainda, métodos adequados de tratamento e purificação são necessários para atender aos requisitos específicos de algumas aplicações.

Sugere-se que estudos futuros considerem, para além da caracterização dos materiais e do gás de síntese gerado, o balanço de energia e de massa do processo de

gaseificação, o custo-benefício associado ao processo, aspectos ambientais adicionais e otimização das condições operacionais. Além disso, uma avaliação abrangente do ciclo de vida deve ser realizada para otimizar o processo e minimizar os impactos ambientais.

## **CONCLUSÃO GERAL**

Os resíduos plásticos são frequentemente reportados em regiões costeiras ao redor do mundo. Entre os resíduos mais encontrados, destacam-se as bitucas de cigarro e objetos de cor branca, sendo o polietileno a tipologia de plástico mais relatada, especialmente sob a forma fragmentos de microplásticos. A má gestão de resíduos sólidos urbanos foi identificada como uma das principais razões para a elevada presença de plásticos em ambientes costeiros, visto que a maioria desses itens provém do continente. Dessa forma, torna-se imperativo o aprimoramento das técnicas atuais de gestão, tratamento e destinação final de resíduos para que haja uma diminuição na quantidade de plásticos que alcança as regiões costeiras e marinhas. A gaseificação foi considerada como uma tecnologia promissora para os plásticos que não podem ser reciclados de maneira tradicional. Esse processo, além de ter o potencial de reduzir a parcela de plástico que é descartada de forma incorreta, também possibilita a produção de um gás com elevado teor energético que pode ser empregado tanto como combustível na geração de calor e eletricidade, quanto em motores, células de combustível e síntese de produtos químicos. Ao ser empregada de forma complementar a medidas de redução, reciclagem e tratamento responsável desses materiais, a gaseificação permitiria reduzir o acúmulo de plástico em regiões costeiras e marinhas e, conseqüentemente, auxiliaria na mitigação dos impactos ambientais. Portanto, diante dos impactos atrelados à poluição plástica, é fundamental que governos, indústrias e a sociedade em geral trabalhem em conjunto para promover soluções sustentáveis e responsáveis. A adoção de práticas de gestão de resíduos mais eficientes e a implementação de tecnologias como a gaseificação podem contribuir significativamente para a proteção dos ecossistemas costeiros e marinhos, garantindo um ambiente mais saudável para as gerações presentes e futuras. A conscientização pública sobre o impacto do uso e descarte de materiais plásticos também desempenha um papel crucial na mudança de comportamento e na adoção de estilos de vida mais sustentáveis. Somente com uma abordagem abrangente e colaborativa, será possível enfrentar os desafios relacionados à poluição plástica e proteger a biodiversidade dos ecossistemas costeiros e marinhos do nosso planeta.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDOULMOUMINE, N. et al. A review on biomass gasification syngas cleanup. **Applied Energy**, v. 155, p. 294–307, out. 2015.

ABE, H. et al. Potential for rural electrification based on biomass gasification in Cambodia. **Biomass and Bioenergy**, v. 31, n. 9, p. 656–664, set. 2007.

ADAM, A. P. et al. **Recycling and mechanical characterization of polymer blends present in printers**. Materials Research. **Anais...Universidade Federal de Sao Carlos**, 2017.

AHMED EL-NAGAR, R.; GHANEM, A. A. Syngas Production, Properties, and Its Importance. Em: **Sustainable Alternative Syngas Fuel**. [s.l.] IntechOpen, 2019.

AKKAJIT, P. et al. Occurrence and distribution of microplastics in beach sediments along Phuket coastline. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, p. 112496, 1 ago. 2021.

AKOVALI, G. Plastic materials: polyvinyl chloride (PVC). Em: **Toxicity of Building Materials**. [s.l.] Elsevier, 2012. p. 23–53.

ALCÓCER, J. C. A. et al. Mass and Energy Balance of a Cashew Nut Shell Gasification Pilot Unit Utilized in Power Generation. **IEEE Latin America Transactions**, v. 13, n. 10, p. 3333–3337, out. 2015.

ALFONSO-SOLAR, D. et al. Small-scale hybrid photovoltaic-biomass systems feasibility analysis for higher education buildings. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 21, p. 1–15, 1 nov. 2020.

ALVES, V. E. N.; FIGUEIREDO, G. M. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 326–335, 1 set. 2019.

AL-ZAWAIDAH, H.; RAVAZZOLO, D.; FRIEDRICH, H. Macroplastics in rivers: present knowledge, issues and challenges. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 23, n. 4, p. 535–552, 1 abr. 2021.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, ago. 2011.

ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12–22, 15 jun. 2017.

ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 27 jul. 2009.

ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. A critical review of the issue of cigarette butt pollution in coastal environments. **Environmental Research**, v. 172, p. 137–149, 1 maio 2019.

ARAVIND, P. V.; DE JONG, W. **Evaluation of high temperature gas cleaning options for biomass gasification product gas for Solid Oxide Fuel Cells. Progress in Energy and Combustion Science**, dez. 2012.

ARENA, U. et al. A techno-economic comparison of fluidized bed gasification of two mixed plastic wastes. **Waste Management**, v. 31, n. 7, p. 1494–1504, jul. 2011.

ARENA, U.; ZACCARIELLO, L.; MASTELLONE, M. L. Tar removal during the fluidized bed gasification of plastic waste. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 783–791, fev. 2009.

ARETOULAKI, E. et al. A systematic meta-review analysis of review papers in the marine plastic pollution literature. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111690, 1 dez. 2020.

ASTRUP, T.; FRUERGAARD, T.; CHRISTENSEN, T. H. Recycling of plastic: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 27, n. 8, p. 763–772, 11 nov. 2009.

ATICKEM, A. et al. Build science in Africa. **Nature**, v. 570, n. 7761, p. 297–300, 19 jun. 2019.

AVES, A. R. et al. First evidence of microplastics in Antarctic snow. **The Cryosphere**, v. 16, n. 6, p. 2127–2145, 7 jun. 2022.

BAI, M. et al. Estimation and prediction of plastic waste annual input into the sea from China. **Acta Oceanologica Sinica**, v. 37, n. 11, p. 26–39, 21 nov. 2018.

BAILEY, K. et al. Quantification and composition of microplastics in the Raritan Hudson Estuary: Comparison to pathways of entry and implications for fate. **Chemosphere**, v. 272, p. 129886, 1 jun. 2021.

BANCIN, L. J. et al. Two-dimensional distribution and abundance of micro- and mesoplastic pollution in the surface sediment of Xialiao Beach, New Taipei City, Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 140, p. 75–85, 1 mar. 2019.

BARAHMAND, Z.; EIKELAND, M. S. **A Scoping Review on Environmental, Economic, and Social Impacts of the Gasification Processes. Environments - MDPI**, 1 jul. 2022.

BAZTAN, J. et al. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: First diagnosis of three islands in the Canary Current. **Marine Pollution Bulletin**, v. 80, n. 1–2, p. 302–311, mar. 2014.

BENSON, N. U.; BASSEY, D. E.; PALANISAMI, T. COVID pollution: impact of COVID-19 pandemic on global plastic waste footprint. **Heliyon**, v. 7, n. 2, p. e06343, 1 fev. 2021.

BESLEY, A. et al. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 77–83, 15 jan. 2017.

BEVERTE, I. Elastic constants of monotropic plastic foams. 1. Deformation parallel to foam rise direction. A mathematical model. **Mechanics of Composite Materials**, v. 33, n. 6, p. 505–516, nov. 1997.

BISSSEN, R.; CHAWCHAI, S. Microplastics on beaches along the eastern Gulf of Thailand – A preliminary study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 157, p. 111345, 1 ago. 2020.

BLAŠKOVIĆ, A. et al. Plastic levels in sediments closed to Cecina river estuary (Tuscany, Italy). **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 105–109, 1 out. 2018.

BORENSTEIN, M. et al. **Introduction to meta-analysis**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2009.

BOUCHER, J. et al. (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 112, p. 66–74, 1 mar. 2019.

BREMS, A. et al. Gasification of Plastic Waste as Waste-to-Energy or Waste-to-Syngas Recovery Route. Em: **Solid Waste as a Renewable Resource: Methodologies**. [s.l.] Apple Academic Press, 2015. p. 241–264.

BRIGUGLIO, L. Small island developing states and their economic vulnerabilities. **World Development**, v. 23, n. 9, p. 1615–1632, set. 1995.

CABALLERO, M. A. et al. Biomass gasification with air in fluidized bed. Hot gas cleanup with selected commercial and full-size nickel-based catalysts. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 39, n. 5, p. 1143–1154, 2000.

CAGNAZZO, C. et al. Autumnal Beach Litter Identification by Mean of Using Ground-Based IR Thermography. **Environments**, v. 8, n. 5, p. 37, 24 abr. 2021.

CALADO, L. F. DO C. **Gaseificação térmica de biomassa lenhocelulósica – Uma abordagem tecno-económica de diferentes tecnologias de gaseificação**. Dissertação—Portalegre: Instituto Politécnico de Portalegre, 2020.

CALDWELL, J. et al. The micro-, submicron-, and nanoplastic hunt: A review of detection methods for plastic particles. **Chemosphere**, v. 293, p. 133514, abr. 2022.

CAMBERO, C.; HANS ALEXANDRE, M.; SOWLATI, T. Life cycle greenhouse gas analysis of bioenergy generation alternatives using forest and wood residues in remote locations: A case study in British Columbia, Canada. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, p. 59–72, 1 dez. 2015.

CANVA. **Canva**. Disponível em: <<https://www.canva.com/>>. Acesso em: 14 jul. 2023.

CELIS-HERNÁNDEZ, O. et al. Microplastic distribution in urban vs pristine mangroves: Using marine sponges as bioindicators of environmental pollution. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117391, 1 set. 2021.

CHANG, M. Reducing microplastics from facial exfoliating cleansers in wastewater through treatment versus consumer product decisions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 330–333, dez. 2015.

CHEN, L. et al. Typhoon-induced turbulence redistributed microplastics in coastal areas and reformed plastisphere community. **Water Research**, v. 204, p. 117580, 1 out. 2021.

CHENG, F. et al. **Non-negligible effects of uv irradiation on transformation and environmental risks of microplastics in the water environment**. **Journal of Xenobiotics**MDPI, , 1 mar. 2022.

CHO, M. H.; MUN, T. Y.; KIM, J. S. Air gasification of mixed plastic wastes using calcined dolomite and activated carbon in a two-stage gasifier to reduce tar. **Energy**, v. 53, p. 299–305, 1 maio 2013.

CHOUCHENE, K. et al. Microplastics on Barra beach sediments in Aveiro, Portugal. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112264, 1 jun. 2021.

CLARIVATE ANALYTICS. **Endnote Web**. Disponível em: <<https://access.clarivate.com/login?app=endnote>>. Acesso em: 7 abr. 2023.

CONSTANTINESCU, M. et al. Comparative Study on Plastic Materials as a New Source of Energy. **Materiale Plastice**, v. 56, n. 1, p. 41–46, 30 mar. 2019.

COPINET, A. et al. Effects of ultraviolet light (315 nm), temperature and relative humidity on the degradation of polylactic acid plastic films. **Chemosphere**, v. 55, n. 5, p. 763–773, maio 2004.

CORELLA, J. et al. Biomass gasification in fluidized bed: Where to locate the dolomite to improve gasification? **Energy and Fuels**, v. 13, n. 6, p. 1122–1127, 1999.

DA SILVA VIDELA, E.; VIEIRA DE ARAUJO, F. Marine debris on the Brazilian coast: which advances in the last decade? A literature review. **Ocean & Coastal Management**, v. 199, p. 105400, 1 jan. 2021.

DAYTON, D. **A review of the literature on catalytic biomass tar destruction**. [s.l: s.n.].

DEKKER, R. et al. **Reverse Logistics**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2004.

DEMIRBAS, A. H.; DEMIRBAS, I. Importance of rural bioenergy for developing countries. **Energy Conversion and Management**, v. 48, n. 8, p. 2386–2398, ago. 2007.

DEVI, L. et al. Olivine as tar removal catalyst for biomass gasifiers: Catalyst characterization. **Applied Catalysis A: General**, v. 294, n. 1, p. 68–79, 4 out. 2005.

DEVI, L.; PTASINSKI, K. J.; JANSSEN, F. J. J. G. A review of the primary measures for tar elimination in biomass gasification processes. **Biomass and Bioenergy**, v. 24, n. 2, p. 125–140, fev. 2003.

DIEDHIU, A. et al. Thermochemical conversion of cashew nut shells, palm nut shells and peanut shells char with CO<sub>2</sub> and/or steam to aliment a clay brick firing unit. **Renewable Energy**, v. 142, p. 581–590, 1 nov. 2019.

DOGU, O. et al. The chemistry of chemical recycling of solid plastic waste via pyrolysis and gasification: State-of-the-art, challenges, and future directions. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 84, p. 100901, 1 maio 2021.

DONG, J. et al. Comparison of waste-to-energy technologies of gasification and incineration using life cycle assessment: Case studies in Finland, France and China. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 287–300, dez. 2018.

DOS SANTOS PEREIRA, A. P. et al. **Processing and characterization of PET composites reinforced with geopolymer concrete waste**. Materials Research. **Anais...**Universidade Federal de Sao Carlos, 2017.

DÜMICHEN, E. et al. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. **Chemosphere**, v. 174, p. 572–584, maio 2017.

EDO, C. et al. Microplastics in sediments of artificially recharged lagoons: Case study in a Biosphere Reserve. **Science of The Total Environment**, v. 729, p. 138824, 10 ago. 2020.

EGGER, M. et al. Bias in meta-analysis detected by a simple, graphical test. **BMJ**, v. 315, n. 7109, p. 629–634, 13 set. 1997.

EGGER, M. et al. Relative Abundance of Floating Plastic Debris and Neuston in the Eastern North Pacific Ocean. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, 3 jun. 2021.

ERIKSEN, M. et al. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. e111913, 10 dez. 2014.

ERKIAGA, A. et al. Syngas from steam gasification of polyethylene in a conical spouted bed reactor. **Fuel**, v. 109, p. 461–469, 2013.

FAN, C. et al. Microplastic constituent identification from admixtures by Fourier-transform infrared (FTIR) spectroscopy: The use of polyethylene terephthalate (PET), polyethylene (PE), polypropylene (PP), polyvinyl chloride (PVC) and nylon (NY) as the model constituents. **Environmental Technology and Innovation**, v. 23, 1 ago. 2021.

FAO. **Countries by commodity**. Disponível em: <[https://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries\\_by\\_commodity](https://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity)>. Acesso em: 6 jul. 2023.

FARZAD, S.; MANDEGARI, M. A.; GÖRGENS, J. F. **A critical review on biomass gasification, co-gasification, and their environmental assessments**. **Biofuel Research Journal** Green Wave Publishing of Canada, , 2016.

GALLO NETO, H. et al. Mortality of a juvenile Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*, Spheniscidae) associated with the ingestion of a PFF-2 protective mask during the Covid-19 pandemic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, p. 112232, 1 maio 2021.

GESAMP. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment**. [s.l.] IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2015.

GESAMP. **Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean**. [s.l.] (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, 7 jul. 2017.

GHODKE, P. K. High-quality hydrocarbon fuel production from municipal mixed plastic waste using a locally available low-cost catalyst. **Fuel Communications**, v. 8, p. 100022, set. 2021.

GIL, J. et al. Biomass gasification with air in a fluidized bed: Effect of the in-bed use of dolomite under different operation conditions. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 38, n. 11, p. 4226–4235, 1999.

GREEN, D. S.; TONGUE, A. D. W.; BOOTS, B. The ecological impacts of discarded cigarette butts. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 37, n. 2, p. 183–192, 1 fev. 2022.

GREGORY, M. R. Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2013–2025, 27 jul. 2009.

GRIGORESCU, R. M. et al. Waste Electrical and Electronic Equipment Study regarding the plastic composition. **Materiale Plastice**, v. 56, n. 1, p. 77–81, 2019.

GUEST, G. et al. Life cycle assessment of biomass-based combined heat and power plants: Centralized versus decentralized deployment strategies. **Journal of Industrial Ecology**, v. 15, n. 6, p. 908–921, dez. 2011.

HAN, S. W. et al. Gasification characteristics of waste plastics (SRF) in a bubbling fluidized bed: Effects of temperature and equivalence ratio. **Energy**, v. 238, 1 jan. 2022.

HARMS, I. K. et al. Amount, distribution and composition of large microplastics in typical agricultural soils in Northern Germany. **Science of The Total Environment**, v. 758, p. 143615, 1 mar. 2021.

HE, D. et al. Microplastics in Terrestrial Ecosystems: A Scientometric Analysis. **Sustainability**, v. 12, n. 20, p. 8739, 21 out. 2020.

HEBNER, T. S.; MAURER-JONES, M. A. Characterizing microplastic size and morphology of photodegraded polymers placed in simulated moving water conditions. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 22, n. 2, p. 398–407, 1 fev. 2020.

HEDAYATI, A. et al. Chemical Recycling of Consumer-Grade Black Plastic into Electrically Conductive Carbon Nanotubes. **C**, v. 5, n. 2, p. 32, 12 jun. 2019.

HENNICKE, A. et al. Assessment of microplastic accumulation in wild *Paracentrotus lividus*, a commercially important sea urchin species, in the Eastern Aegean Sea, Greece. **Regional Studies in Marine Science**, v. 45, p. 101855, 1 jun. 2021.

HERNANDEZ, E.; NOWACK, B.; MITRANO, D. M. Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand

Microfiber Release During Washing. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 12, p. 7036–7046, 20 jun. 2017.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060–3075, 20 mar. 2012.

HORN, D. et al. Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 231–237, 1 fev. 2019.

HUANG, J. et al. **Chemical recycling of plastic waste for sustainable material management: A prospective review on catalysts and processes**. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** Elsevier Ltd, , 1 fev. 2022.

IBGE. **Produção de Castanha-de-caju (cultivo)**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/castanha-de-caju-cultivo/br>>. Acesso em: 6 jul. 2023.

IBRAHEEM, N. A. et al. Understanding Color Models: A Review. **ARPN Journal of Science and Technology**, v. 2, n. 3, p. 265–275, abr. 2012.

IEA. **Energy Technology Perspectives 2023**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[www.iea.org](http://www.iea.org)>.

INDRAWAN, N. et al. Economics of distributed power generation via gasification of biomass and municipal solid waste. **Energies**, v. 13, n. 14, 1 jul. 2020a.

INDRAWAN, N. et al. **Distributed power generation via gasification of biomass and municipal solid waste: A review**. **Journal of the Energy Institute** Elsevier B.V., , 1 dez. 2020b.

INPE. **Calculadora geográfica**. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/calcula/>>. Acesso em: 2 jan. 2023.

ISO. **ISO 14040:2006 - Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework**. [s.l: s.n.].

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1087–1104, ago. 2007.

JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768–771, 13 fev. 2015.

JAMRO, I. A. et al. Optimization of municipal solid waste air gasification for higher H<sub>2</sub> production along with the validation via kinetics and statistical approaches. **Fuel**, v. 322, 15 ago. 2022.

JANA, R. N.; NANDO, G. B. Thermogravimetric analysis of blends of low-density polyethylene and poly(dimethyl siloxane) rubber: The effects of compatibilizers. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 90, n. 3, p. 635–642, 17 out. 2003.

JENNER, L. C. et al. Detection of microplastics in human lung tissue using  $\mu$ FTIR spectroscopy. **Science of The Total Environment**, v. 831, p. 154907, 20 jul. 2022.

JIMOH, O. A. et al. **Synthesis of precipitated calcium carbonate: a review. Carbonates and Evaporites** Springer Verlag, , 1 jun. 2018.

JOURNAL CITATION REPORTS. **Impact Factor**. Disponível em: <<https://jcr.clarivate.com/jcr/home>>. Acesso em: 26 jan. 2023.

KALINCI, Y.; HEPBASLI, A.; DINCER, I. Life cycle assessment of hydrogen production from biomass gasification systems. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, n. 19, p. 14026–14039, out. 2012.

KARLSSON, T. M. et al. The unaccountability case of plastic pellet pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, n. 1, p. 52–60, 1 abr. 2018.

KASAVAN, S. et al. Plastic pollution in water ecosystems: A bibliometric analysis from 2000 to 2020. **Journal of Cleaner Production**, v. 313, p. 127946, 1 set. 2021.

KAZA, S. et al. **What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050**. Washington, DC: [s.n.].

KEMP, T. J.; MCINTYRE, R. A. Mechanism of Action of Titanium Dioxide Pigment in the Photodegradation of Poly(Vinyl Chloride) and Other Polymers. **Progress in Reaction Kinetics and Mechanism**, v. 26, n. 4, p. 337–374, 27 dez. 2001.

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. P. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 10, p. 6070–6076, 19 maio 2015.

KORICHEVA, J.; GUREVITCH, J.; MENGERSEN, K. **Handbook of Meta-Analysis in Ecology and Evolution**. [s.l.] Princeton University Press, 2013.

KOUADIO MICHEL, K. et al. Sustainable Thermochemical Valorization of Cashew Nut Waste in West Africa: Experimental Study and Evaluation of the Energy Potential in CÔte d'Ivoire. **International Journal of Renewable Energy Research**, v. 10, n. v10i3, 2020.

KRUSE, C. et al. Satellite monitoring of terrestrial plastic waste. **PLOS ONE**, v. 18, n. 1, p. e0278997, 18 jan. 2023.

LACERDA, A. L. D. F. et al. Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 3977, 8 mar. 2019.

LAW, K. L. et al. The United States' contribution of plastic waste to land and ocean. **Science Advances**, v. 6, n. 44, 30 out. 2020.

LEBRETON et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 15611, 7 jun. 2017.

LEBRETON, L. et al. Industrialised fishing nations largely contribute to floating plastic pollution in the North Pacific subtropical gyre. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 12666, 1 set. 2022.

LEBRETON, L.; ANDRADY, A. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. **Palgrave Communications**, v. 5, n. 1, p. 6, 29 jan. 2019.

LEE, R. F.; SANDERS, D. P. The amount and accumulation rate of plastic debris on marshes and beaches on the Georgia coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, n. 1, p. 113–119, 15 fev. 2015.

LI, R.; YANG, Z.; DUAN, Y. Energy, economic and environmental performance evaluation of co-gasification of coal and biomass negative-carbon emission system. **Applied Thermal Engineering**, v. 231, 1 ago. 2023.

LIU et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 855–862, 1 nov. 2018.

LIU, Z. et al. How does the global plastic waste trade contribute to environmental benefits: Implication for reductions of greenhouse gas emissions? **Journal of Environmental Management**, v. 287, 1 jun. 2021.

LOIZIDOU, X. I.; LOIZIDES, M. I.; ORTHODOXOU, D. L. Persistent marine litter: small plastics and cigarette butts remain on beaches after organized beach cleanups. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 7, p. 414, 20 jul. 2018.

LOPEZ, G. et al. **Recent advances in the gasification of waste plastics. A critical overview. Renewable and Sustainable Energy Reviews** Elsevier Ltd, , 2018.

MAI, L. et al. Global Riverine Plastic Outflows. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 16, p. 10049–10056, 18 ago. 2020.

MALAT'ÁKOVÁ, J. et al. Evaluation of small-scale gasification for chp for wood from salvage logging in the czech republic. **Forests**, v. 12, n. 11, 1 nov. 2021.

MARTÍ, E. et al. The Colors of the Ocean Plastics. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 11, p. 6594–6601, 2 jun. 2020.

MARTIN, C.; ALMAHASHEER, H.; DUARTE, C. M. Mangrove forests as traps for marine litter. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 499–508, 1 abr. 2019.

MARTÍNEZ-LERA, S. et al. Design and first experimental results of a bubbling fluidized bed for air gasification of plastic waste. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, n. 3, p. 370–380, 1 set. 2013.

MATERIAL ECONOMICS. **The Circular Economy - A Powerful Force for Climate Mitigation**. [s.l: s.n.].

MIKULA, K. et al. 3D printing filament as a second life of waste plastics—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 10, p. 12321–12333, 4 mar. 2021.

MOHER, D. et al. Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-P) 2015 statement. **Systematic Reviews**, v. 4, n. 1, p. 1, 1 dez. 2015.

MONDAL, P.; DANG, G. S.; GARG, M. O. Syngas production through gasification and cleanup for downstream applications — Recent developments. **Fuel Processing Technology**, v. 92, n. 8, p. 1395–1410, ago. 2011.

MOREIRA, R. et al. Production of Biochar, Bio-Oil and Synthesis Gas from Cashew Nut Shell by Slow Pyrolysis. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, n. 1, p. 217–224, 1 jan. 2017.

MORENO, J.; DUFOUR, J. Life cycle assessment of hydrogen production from biomass gasification. Evaluation of different Spanish feedstocks. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, n. 18, p. 7616–7622, 18 jun. 2013.

MUBOFU, E. B.; MGAYA, J. E. **Chemical Valorization of Cashew Nut Shell Waste. Topics in Current Chemistry** Springer International Publishing, , 1 abr. 2018.

MUTHU DINESHKUMAR, R.; MEERA SHERIFFA BEGUM, K. M.; RAMANATHAN, A. **Comprehensive characterization of cashew nutshell for biomass gasification**. Materials Today: Proceedings. **Anais...Elsevier Ltd**, 2019.

NAKAGAWA, S.; SANTOS, E. S. A. Methodological issues and advances in biological meta-analysis. **Evolutionary Ecology**, v. 26, n. 5, p. 1253–1274, 17 set. 2012.

NAM, N. H. et al. Pyrolysis of cashew nut shell: A parametric study. **Vietnam Journal of Chemistry**, v. 58, n. 4, p. 506–511, 1 ago. 2020.

NANDA, S.; BERRUTI, F. **Thermochemical conversion of plastic waste to fuels: a review.** *Environmental Chemistry Letters* Springer Science and Business Media Deutschland GmbH, , 1 fev. 2021.

NAPPER, I. E. et al. Reaching New Heights in Plastic Pollution—Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest. *One Earth*, v. 3, n. 5, p. 621–630, 20 nov. 2020.

NAPPER, I. E. et al. Potential microplastic release from the maritime industry: Abrasion of rope. *Science of The Total Environment*, v. 804, p. 150155, 15 jan. 2022.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, v. 112, n. 1–2, p. 39–45, 15 nov. 2016.

NARVÁEZ, I. et al. Biomass Gasification with Air in an Atmospheric Bubbling Fluidized Bed. Effect of Six Operational Variables on the Quality of the Produced Raw Gas. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 35, n. 7, p. 2110–2120, 1 jan. 1996.

NGUYEN, H. N. et al. **Rice Husk Gasification: From Industry to Laboratory.** IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. *Anais...Institute of Physics Publishing*, 14 jun. 2018.

NGUYEN, H. N. et al. Kinetic and structural changes during gasification of cashew nut shell char particles. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, v. 40, n. 3, 1 maio 2021.

NIELSEN, H. P. et al. The implications of chlorine-associated corrosion on the operation of biomass-fired boilers. *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 26, n. 3, p. 283–298, jun. 2000.

NOAA. **Atmosphere.** Disponível em: <<https://www.noaa.gov/jetstream/atmosphere>>. Acesso em: 8 jul. 2023.

NUNES, T. Y.; BROADHURST, M. K.; DOMIT, C. Selectivity of marine-debris ingestion by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) at a South American World Heritage Listed area. *Marine Pollution Bulletin*, v. 169, p. 112574, 1 ago. 2021.

NYIRENDA, J. et al. Exhaustive valorization of cashew nut shell waste as a potential bioresource material. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, 1 dez. 2021.

OLIVARES, A. et al. Biomass Gasification: Produced Gas Upgrading by In-Bed Use of Dolomite. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 36, n. 12, p. 5220–5226, 1 dez. 1997.

OLMO, C. et al. Thermally induced structural transitions of nylon 4 9 as a new example of even-odd polyamides. **Polymers**, v. 10, n. 2, 16 fev. 2018.

OUEDRAOGO, A. S.; FRAZIER, R. S.; KUMAR, A. Comparative life cycle assessment of gasification and landfilling for disposal of municipal solid wastes. **Energies**, v. 14, n. 21, 1 nov. 2021.

PA, A.; BI, X. T.; SOKHANSANJ, S. A life cycle evaluation of wood pellet gasification for district heating in British Columbia. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 10, p. 6167–6177, maio 2011.

PENG, X. et al. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. **Geochemical Perspectives Letters**, v. 9, p. 1–5, nov. 2018.

PFEIFER, C.; RAUCH, R.; HOFBAUER, H. In-Bed Catalytic Tar Reduction in a Dual Fluidized Bed Biomass Steam Gasifier. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 43, n. 7, p. 1634–1640, 31 mar. 2004.

PINHEIRO, L. M. et al. The fate of plastic litter within estuarine compartments: An overview of current knowledge for the transboundary issue to guide future assessments. **Environmental Pollution**, v. 279, p. 116908, 15 jun. 2021.

PINTO, F. et al. **Effect of experimental conditions on co-gasification of coal, biomass and plastics wastes with air/steam mixtures in a fluidized bed system**. Fuel. **Anais...out**. 2003.

PLASTICS EUROPE. **Plastics - the Facts 2022**. Disponível em: <<https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>>. Acesso em: 8 abr. 2023.

PODOLSKY, R. H. Entrapment of sea-deposited plastic on the shore of a Gulf of Maine Island. **Marine Environmental Research**, v. 27, n. 1, p. 67–72, jan. 1989.

POETA, G. et al. Beach litter occurrence in sandy littorals: The potential role of urban areas, rivers and beach users in central Italy. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 181, p. 231–237, 5 nov. 2016.

POETA, G.; BATTISTI, C.; ACOSTA, A. T. R. Marine litter in Mediterranean sandy littorals: Spatial distribution patterns along central Italy coastal dunes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 89, n. 1–2, p. 168–173, 15 dez. 2014.

PUCKER, J.; ZWART, R.; JUNGMEIER, G. Greenhouse gas and energy analysis of substitute natural gas from biomass for space heat. **Biomass and Bioenergy**, v. 38, p. 95–101, mar. 2012.

QIN, L. et al. Thermal degradation of medical plastic waste by in-situ FTIR, TG-MS and TG-GC/MS coupled analyses. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, p. 132–145, 1 nov. 2018.

R CORE TEAM. **R Core Team**. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 8 abr. 2023.

RAFEY, A. et al. **A State-of-the-Art Review on the Technological Advancements for the Sustainable Management of Plastic Waste in Consort with the Generation of Energy and Value-Added Chemicals**. **CatalystsMDPI**, , 1 fev. 2023.

RAGUSA, A. et al. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, p. 106274, 1 jan. 2021.

RAGUSA, A. et al. Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. **Polymers**, v. 14, n. 13, p. 2700, 30 jun. 2022.

RAMOS, A. et al. **Co-gasification and recent developments on waste-to-energy conversion: A review**. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** Elsevier Ltd, , 2018.

RAPAGNÀ, S. Steam-gasification of biomass in a fluidised-bed of olivine particles. **Biomass and Bioenergy**, v. 19, n. 3, p. 187–197, set. 2000.

RAUCH, R.; HRBEK, J.; HOFBAUER, H. Biomass gasification for synthesis gas production and applications of the syngas. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment**, v. 3, n. 4, p. 343–362, 2014.

RIBÓ-PÉREZ, D. et al. Modelling biomass gasifiers in hybrid renewable energy microgrids; a complete procedure for enabling gasifiers simulation in HOMER. **Renewable Energy**, v. 174, p. 501–512, 1 ago. 2021.

RITCHIE, H.; MATHIEU, E. **Share of plastic waste that is recycled, landfilled, incinerated and mismanaged, World, 2000 to 2019**. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/waste-management>>. Acesso em: 29 nov. 2023.

ROLLINSON, A. N. Fire, explosion and chemical toxicity hazards of gasification energy from waste. **Journal of Loss Prevention in the Process Industries**, v. 54, p. 273–280, 1 jul. 2018.

ROMAN, L. et al. Comparing marine anthropogenic debris on inhabited mainland beaches, coastal islands, and uninhabited offshore islands: A case study from Queensland and the Coral Sea, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, p. 112919, 1 nov. 2021.

RYAN, P. G. et al. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1999–2012, 27 jul. 2009.

RYBERG, M. W. et al. Global environmental losses of plastics across their value chains. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 151, p. 104459, 1 dez. 2019.

SALAUDEEN, S. A.; ARKU, P.; DUTTA, A. Gasification of plastic solid waste and competitive technologies. Em: **Plastics to Energy: Fuel, Chemicals, and Sustainability Implications**. [s.l.] Elsevier, 2018. p. 269–293.

SANTOS, F. A. et al. Plastic debris forms: Rock analogues emerging from marine pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 182, p. 114031, 1 set. 2022.

SAUNDERS, K. J. Polystyrene and Styrene Copolymers. Em: **Organic Polymer Chemistry**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1988. p. 76–89.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 21, p. 12246–12253, 7 nov. 2017.

SERRA-GONÇALVES, C.; LAVERS, J. L.; BOND, A. L. Global Review of Beach Debris Monitoring and Future Recommendations. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 21, p. 12158–12167, 5 nov. 2019.

SHELDON, R. A.; NORTON, M. Green chemistry and the plastic pollution challenge: towards a circular economy. **Green Chemistry**, v. 22, n. 19, p. 6310–6322, 7 out. 2020.

SHEN, Y. **A review on hydrothermal carbonization of biomass and plastic wastes to energy products**. **Biomass and Bioenergy** Elsevier Ltd, , 1 mar. 2020.

SICHINA, W. J.; MANAGER, M. **Characterization of Polymers Using TGA**. [s.l: s.n.].

SIGMA ALDRICH. **IR Spectrum Table & Chart**.

SINGH et al. Feasibility study of cashew nut shells as an open core gasifier feedstock. **Renewable Energy**, v. 31, n. 4, p. 481–487, abr. 2006.

SINGH, R. K.; RUJ, B. Plastic waste management and disposal techniques - Indian scenario. **International Journal of Plastics Technology**, v. 19, n. 2, p. 211–226, 6 dez. 2015.

SINGH, V.; CHAKRABORTY, S.; CHAUDHURI, P. Quantification and polymer characterization of sediment microplastics along the Golden beach, Puri, India. **Indian Journal of Geo-Marine Sciences**, v. 50, n. 07, p. 574–584, jul. 2021.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Ecoeficiência: um instrumento para a redução da geração de resíduos e desperdícios em estabelecimentos de saúde. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 21, n. 6, p. 1893–1900, dez. 2005.

SPINACÉ, M. A. DA S.; DE PAOLI, M. A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. **Química Nova**, v. 28, n. 1, p. 65–72, fev. 2005.

SUSMOZAS, A. et al. Life-cycle performance of hydrogen production via indirect biomass gasification with CO<sub>2</sub> capture. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 41, n. 42, p. 19484–19491, 9 nov. 2016.

TAIWO, E. A. Cashew Nut Shell Oil — A Renewable and Reliable Petrochemical Feedstock. Em: **Advances in Petrochemicals**. [s.l.] InTech, 2015.

TAURINO, R.; POZZI, P.; ZANASI, T. Facile characterization of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) for mechanical recycling. **Waste Management**, v. 30, n. 12, p. 2601–2607, dez. 2010.

TESFAYE, W.; KITAW, D. **Conceptualizing reverse logistics to plastics recycling system**. **Social Responsibility Journal** Emerald Group Holdings Ltd., , 2020.

THE MARINEBIO CONSERVATION SOCIETY. **Marine Zones**. Disponível em: <<https://www.marinebio.org/oceans/marine-zones/>>. Acesso em: 23 mar. 2023.

THE OCEAN CLEANUP. **The Ocean Cleanup**. Disponível em: <<https://theoceancleanup.com/>>. Acesso em: 15 jul. 2023.

THERMAL-FLUIDSCENTRAL. **Heat of Combustion**. Disponível em: <[https://www.thermalfluidscentral.org/encyclopedia/index.php/Heat\\_of\\_Combustion](https://www.thermalfluidscentral.org/encyclopedia/index.php/Heat_of_Combustion)>. Acesso em: 8 jul. 2023.

TIPPAYAWONG, N. et al. Gasification of cashew nut shells for thermal application in local food processing factory. **Energy for Sustainable Development**, v. 15, n. 1, p. 69–72, 2011.

TORRES, W.; PANSARE, S. S.; GOODWIN, J. G. **Hot gas removal of tars, ammonia, and hydrogen sulfide from biomass gasification gas**. **Catalysis Reviews - Science and Engineering**, out. 2007.

TURNER, A.; FILELLA, M. **Hazardous metal additives in plastics and their environmental impacts**. **Environment International** Elsevier Ltd, , 1 nov. 2021.

UNITED NATIONS. **Progress in the implementation of the Programme of Action for the Sustainable Development of Small Island Developing States**. **Report of the Secretary-General**, 25 mar. 1998.

UNITED NATIONS. **World Population Prospects 2022: Summary of Results**. New York: [s.n.]. Disponível em: <<https://shre.ink/kZRRr>>. Acesso em: 8 abr. 2023.

USHIMA, A. H.; FRANÇA, G. P. Emissão de compostos clorados na combustão, gaseificação e pirólise de palha de cana-de-açúcar. **Revista IPT | Tecnologia e Inovação**, v. 2, n. 8, p. 37–47, 2018.

VALENTE, A. et al. Robust eco-efficiency assessment of hydrogen from biomass gasification as an alternative to conventional hydrogen: A life-cycle study with and without external costs. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 1465–1475, fev. 2019.

VALENTE, A.; IRIBARREN, D.; DUFOUR, J. Life cycle sustainability assessment of hydrogen from biomass gasification: A comparison with conventional hydrogen. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 38, p. 21193–21203, ago. 2019.

VALNOR. **Relatório e Contas**. [s.l.: s.n.].

VANAPALLI, K. R. et al. Emissions and Environmental Burdens Associated With Plastic Solid Waste Management. Em: **Plastics to Energy**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 313–342.

VEGA-HERRERA, A. et al. Screening and Quantification of Micro(Nano)Plastics and Plastic Additives in the Seawater of Mar Menor Lagoon. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, 10 set. 2021.

VELEZ, N. et al. Small scale habitat effects on anthropogenic litter material and sources in a coastal lagoon system. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111689, 1 nov. 2020.

VIECHTBAUER, W. Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. **Journal of Statistical Software**, v. 36, n. 3, p. 1–48, 2010.

WAGNER, S. et al. Relationship between Discharge and River Plastic Concentrations in a Rural and an Urban Catchment. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 17, p. 10082–10091, 3 set. 2019.

WEBPLOTDIGITIZER. **WebPlotDigitizer**. Disponível em: <<https://apps.automeris.io/wpd/>>. Acesso em: 12 dez. 2022.

WENSING, M.; UHDE, E.; SALTHAMMER, T. Plastics additives in the indoor environment—flame retardants and plasticizers. **Science of The Total Environment**, v. 339, n. 1–3, p. 19–40, mar. 2005.

WESSEL, C. et al. Accumulation and distribution of marine debris on barrier islands across the northern Gulf of Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 14–22, 1 fev. 2019.

WILCOX, C.; HARDESTY, B. D.; LAW, K. L. Abundance of Floating Plastic Particles Is Increasing in the Western North Atlantic Ocean. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 2, p. 790–796, 21 jan. 2020.

WINTERSTETTER, A. et al. A Review of Technological Solutions to Prevent or Reduce Marine Plastic Litter in Developing Countries. **Sustainability**, v. 13, n. 9, p. 4894, 27 abr. 2021.

WORLD BANK. **The World Bank Indicators**. Disponível em: <<https://data.worldbank.org/indicator/>>. Acesso em: 22 mar. 2023.

WORLD POPULATION REVIEW. **Countries by coastline**. Disponível em: <<https://worldpopulationreview.com/country-rankings/countries-by-coastline>>. Acesso em: 24 mar. 2023.

WORLDDATLAS. **Countries with the longest coastline**. Disponível em: <<https://www.worldatlas.com/articles/countries-with-the-most-coastline.html>>. Acesso em: 21 mar. 2023.

XANTHOS, D.; WALKER, T. R. International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 118, n. 1–2, p. 17–26, 15 maio 2017.

XIAO, R. et al. Air gasification of polypropylene plastic waste in fluidized bed gasifier. **Energy Conversion and Management**, v. 48, n. 3, p. 778–786, mar. 2007.

XIONG, X. et al. **A review of biochar-based catalysts for chemical synthesis, biofuel production, and pollution control**. **Bioresource Technology** Elsevier Ltd, , 1 dez. 2017.

YANG, R. X. et al. **Thermochemical Conversion of Plastic Waste into Fuels, Chemicals, and Value-Added Materials: A Critical Review and Outlooks**. **ChemSusChem** John Wiley and Sons Inc, , 8 jun. 2022.

ZHANG, W. et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 541–548, 1 dez. 2017.

ZHAO, X. et al. Color: An Important but Overlooked Factor for Plastic Photoaging and Microplastic Formation. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 13, p. 9161–9163, 5 jul. 2022.

ZHOU, C. et al. A cost-benefit analysis of landfill mining and material recycling in China. **Waste Management**, v. 35, p. 191–198, 1 jan. 2015.

**APÊNDICE A. MATERIAL SUPLEMENTAR**

## MATERIAL SUPLEMENTAR I (MSI)

### Informações adicionais sobre metodologia

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.3. Análise qualitativa

#### Considerações sobre o local de ocorrência dos plásticos

Embora o ecossistema costeiro ‘fiorde’ não tenha sido contemplado no código de busca, a presença de plástico neste ambiente foi reportada em alguns dos artigos compilados. Portanto, esses estudos também foram incluídos na análise.

Nos casos em que o local foi apresentado como estando no limite entre dois ambientes diferentes, denotou-se da seguinte forma: ambiente 1/ambiente 2 (*e.g.* praia/estuário).

Nos casos em que um mesmo estudo tenha sido realizado em uma região de fronteira geográfica entre dois países, atribuiu-se como país de coleta aquele que possui a maior porção territorial do ambiente onde foi realizada a amostragem.

Foi utilizada a calculadora geográfica do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (INPE, 2023) para converter as coordenadas geográficas de cada artigo em graus decimais. No entanto, em alguns casos não foi possível obter as coordenadas exatas do local onde a coleta do plástico ocorreu, seja devido à ausência do nome específico da localidade no artigo ou por conta da dificuldade em localizá-lo nas plataformas de georreferenciamento que utilizamos. Nessas circunstâncias, utilizou-se como ponto de referência as coordenadas da cidade onde o ambiente estava localizado. Por se tratar de um estudo global e a análise ter sido realizada por país, essa abordagem não comprometeu os resultados encontrados.

#### Considerações sobre a origem do plástico

Para simplificar a apresentação dos resultados quanto à origem do plástico, agrupamos as seguintes categorias: bitucas de cigarro; sacolas; boias; embalagens; tampas de garrafa; têxtil; *nurdles*; garrafas/embalagens de bebidas (recipientes destinados ao acondicionamento de bebidas, como *pure water sachets*); recipientes (recipientes em geral, como os destinados a detergente e combustível); embalagens de alimentos (*e.g.* envoltórios e filmes plásticos); artigos relacionados com a pesca (materiais de pesca,

incluindo caixas, redes (redes em geral, redes de arrasto e usadas para coletar mexilhões), linhas, cordas, *octopus pot*, copos de recolha de ostras e espaçadores de ostras); itens à base de espuma (esponjas, espumas de isolamento, embalagens de espuma, caixas de poliestireno e produtos de isopor); pequenas hastes (hastes flexíveis e palitos de pirulito); itens descartáveis (itens de uso único, incluindo copos, fraldas, máscaras, colheres e canudos); artigos de construção; e materiais industriais.

As bitucas de cigarro são alvo de controvérsia quanto à sua classificação, pois alguns estudos as classificam como plásticos e alguns autores as consideram como papel, seguindo a classificação estabelecida pelo GESAMP (GESAMP, 2019). No entanto, uma revisão realizada em ambientes costeiros mostrou que esses itens são em sua maioria categorizados como materiais plásticos (ARAÚJO; COSTA, 2019). Dado que este estudo se concentra em ambientes costeiros, as bitucas também foram classificadas como plásticos. Foram extraídas informações sobre sua ocorrência apenas de artigos que as classificaram como plásticos ou apresentaram seus valores separadamente. Não foi possível extrair a densidade correspondente em estudos que as apresentaram junto com o total de papel encontrado no ambiente.

Considerou-se três possíveis origens para os itens plásticos reportados: terrestres, oceânicas e locais. A macrocategoria ‘origem terrestre’ inclui a gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos (*e.g.* disposição inadequada em vias públicas, aterros sanitários e lixões); águas residuais (*e.g.* efluentes sanitários e industriais); drenagem e escoamento de cursos d'água (*e.g.* descargas municipais, sistemas de drenagem, descargas de estuário e escoamento de águas pluviais); atividades antrópicas; resíduos plásticos de bares e restaurantes; resíduos domésticos, urbanos, industriais, agrícolas, rurais e de construção; produção têxtil; e aqueles resíduos classificados como de origem terrestre pelos autores. A macrocategoria ‘origem oceânica’ engloba resíduos plásticos advindos de derramamentos acidentais durante o transporte marítimo; resíduos gerados em atividades portuárias; resíduos *offshore*; resíduos de pesca, aquicultura e criação de animais (*e.g.* peixes, moluscos e maricultura); resíduos relacionados ao transporte pelas correntes oceânicas e furacões; e os classificados como de origem marinha pelos próprios autores.

Por fim, a macrocategoria ‘origem local’ compreende os resíduos que estão diretamente associados ao turismo e às atividades recreativas. Inclui também os resíduos classificados como de origem local/*in situ* pelos autores dos artigos compilados.

### **Considerações sobre a tipologia do plástico**

Seguiu-se a classificação proposta pelo GESAMP com algumas modificações (GESAMP, 2015). A classificação original não subdividia o polietileno em suas frações de baixa e alta densidade e não mencionava derivados de poliestireno (PS) (estireno, poliestireno expandido/espuma de poliestireno (EPS), poliestireno extrudado (XPS)) e poliuretano (PU) (espuma de poliuretano (PUR)). Neste estudo, o polietileno de baixa densidade (PEBD) e de alta densidade (PEAD) foram considerados separadamente e foram incluídos também os derivados de PS e PU.

### **Considerações sobre o tamanho do plástico**

A faixa de tamanho dos microplásticos é um tema controverso entre a comunidade científica (BANCIN et al., 2019). O GESAMP propõe um sistema de classificação baseado no tamanho que inclui nanoplásticos (< 0,001 mm), microplásticos (0,001 – 1 mm), mesoplásticos (1 – 25 mm) e macropelásticos (> 25 mm) (GESAMP, 2015). De acordo com essa classificação, os microplásticos se enquadram na faixa de 0,001 a 1 mm. No entanto, neste estudo foi utilizada uma classificação mais ampla que inclui microplásticos entre 0,001 e 5 mm, mesoplásticos entre 5 e 25 mm e também considera os megaplásticos. Ressalta-se que esta classificação é amplamente utilizada em artigos que examinam a poluição plástica em matrizes ambientais (BESLEY et al., 2017; HIDALGO-RUZ et al., 2012). Ainda, detritos maiores que 25 mm e objetos visíveis a olho nu/oho humano foram classificados como macropelásticos.

### **Convenções adotadas para permitir uma melhor comparabilidade entre os estudos**

Para possibilitar uma melhor comparabilidade entre os estudos, foram implementadas convenções específicas. Essas convenções visaram melhorar a comparação qualitativa dos dados compilados, uma vez que não existe uma forma padronizada para se apresentar essas informações.

Uma dessas convenções foi a generalização, que envolveu assumir que a prevalência geral de características plásticas (*e.g.* cor e morfologia) permaneceu consistente em todos os locais individuais estudados dentro de um mesmo artigo. Essa convenção foi adotada quando não foram fornecidas as informações específicas de cada localidade.

Adicionalmente, foi adotada a característica predominante como a principal. Durante o processo de compilação dos artigos, considerou-se apenas a característica mais prevalente para cada localidade. Por exemplo, se em um estudo os plásticos de cor azul foram mais abundantes do que os vermelhos, apenas a informação referente aos plásticos azuis foi registrada. Essa abordagem foi aplicada a todas as características descritas nos artigos, incluindo tipologia, cor, tamanho, entre outras.

## **2.4. Análise quantitativa**

### **Padronização da densidade**

Quando a densidade de plástico não foi especificada para cada um dos ambientes reportados dentro de um mesmo artigo, calculou-se a densidade dividindo o valor total apresentado pelo número de ambientes. Essa abordagem resultou em um valor de densidade uniforme para todos os ambientes, correspondente à média aritmética. Nos casos em que apenas um único valor de densidade estava disponível no texto, sem menção de densidade para cada local individualmente, também foi atribuído o valor médio para cada um dos diferentes ambientes de coleta.

### **Uniformização do período de coleta**

Com o intuito de evitar cenários em que períodos de coleta mais longos influenciassem desproporcionalmente os resultados em comparação com os mais curtos, foi empregado um método de cálculo que envolveu a determinação da densidade média das amostras. Ao invés de somar valores de cada ponto de amostragem, calculou-se a densidade média para manter a imparcialidade em diferentes períodos de coleta. Da mesma forma, quando vários pontos de amostragem estavam presentes no mesmo ambiente, foi realizada a soma das densidades de cada ponto e posterior divisão pelo número total de pontos. Essa abordagem garantiu uniformidade nos valores de densidade em todos os ambientes de estudo.

### **Dados apresentados em porcentagem**

Nos casos em que a quantidade de plástico encontrada não foi informada explicitamente no texto, foram realizados cálculos para obter essa informação. Essa abordagem foi particularmente importante para estudos que visavam fornecer uma visão abrangente da poluição, levando em consideração não apenas a presença de plásticos, mas

também a ocorrência de outros materiais, como metal e vidro. Por meio desses cálculos, foi possível obter a quantidade de plástico presente e incluí-la na análise.

### **Considerações gerais**

Na metanálise foram utilizadas duas métricas: itens por metro quadrado (itens/m<sup>2</sup>) e itens por quilograma (itens/kg). A conversão para itens/m<sup>2</sup> só foi possível quando os dados foram apresentados como itens por quilômetro quadrado (itens/km<sup>2</sup>), como número de itens ou itens por unidade linear (*e.g.* itens/m), juntamente com informações sobre as dimensões da área de estudo. A conversão para itens/kg só foi viável quando a unidade empregada também estava em itens por peso (por exemplo, itens/g).

Quando os dados foram apresentados em uma faixa de valores ou apenas como uma porcentagem sem referência ao valor total, houve algumas dificuldades em obter a quantidade de plástico encontrada. Para resolver essa questão, foi consultado, quando disponível, o material suplementar dos artigos na tentativa de estimar a quantidade de plástico encontrada.

A tipologia do plástico foi considerada como moderadora devido à tendência à predominância de polímeros de baixa densidade, que são mais leves e tem maior potencial de escaparem de suas fontes originais, levando à propagação da poluição para além dos locais onde foram gerados.

Em termos de tamanho, plásticos menores são comumente encontrados no meio ambiente devido às diversas formas de degradação aos quais estão submetidos, incluindo processos fototérmicos, mecânicos e biológicos. Como resultado, espera-se a predominância de nano e microplásticos.

Em relação à morfologia, espera-se observar uma alta ocorrência de linhas e fragmentos plásticos nas amostras coletadas, pois estas estão entre as morfologias mais comumente observadas de acordo com a análise qualitativa.

Em termos de cor, é importante observar que o plástico tende a perder sua intensidade original ao longo do tempo devido ao processo de degradação. Como resultado, os plásticos podem parecer brancos, transparentes ou opacos.

Em relação à hipótese de localização, espera-se que países com extensas regiões costeiras, como Canadá, Rússia, Indonésia, China, Austrália, Estados Unidos e Brasil possam apresentar maior quantidade de plástico em seus ambientes costeiros. É previsto que as praias tenham uma maior concentração de detritos plásticos em comparação com outros ambientes, principalmente por causa de sua acessibilidade. Também espera-se a

prevalência de plástico de origem local e terrestre, resultante de fatores como turismo e má gestão de resíduos urbanos.

Por fim, é esperado que estudos mais recentes tenham maior destaque, refletindo o aumento do interesse da comunidade científica pela poluição plástica nos últimos anos.

Com relação à análise estatística, a métrica "MNLN" foi empregada para transformar dados de tamanho de efeito em forma logarítmica, permitindo comparações mais precisas nos casos em que há variabilidade significativa nas grandezas medidas. O cálculo do tamanho do efeito utilizou um banco de dados que consiste em médias ( $\mu$ ), desvio padrão ( $\sigma$ ) e número de observações ( $n$ ) para cada um dos estudos primários.

### 3. RESULTADOS

**Figura 3:** Número de publicações sobre a presença de plásticos em ambientes costeiros ao redor do mundo, categorizadas pelas revistas com maior índice de publicação, incluindo aqueles com menos de quatro artigos publicados e não representados na Figura 3: Marine Pollution Bulletin ( $n = 281$ ); Science of the Total Environment ( $n = 65$ ); Environmental Pollution ( $n = 41$ ); Regional Studies in Marine Science ( $n = 14$ ); Environmental Science and Pollution Research ( $n = 12$ ); Chemosphere ( $n = 10$ ); Marine Environmental Research ( $n = 9$ ); Journal of Hazardous Materials ( $n = 9$ ); Ocean and Coastal Management ( $n = 8$ ); Journal of Coastal Research ( $n = 8$ ); Frontiers in Marine Science ( $n = 8$ ); Estuarine, Coastal and Shelf Science ( $n = 8$ ); Water, Air, and Soil Pollution ( $n = 7$ ); Waste Management ( $n = 7$ ); Frontiers in Environmental Science ( $n = 7$ ); Environmental Monitoring and Assessment ( $n = 6$ ); PLoS ONE ( $n = 6$ ); Data in Brief ( $n = 5$ ); Environmental Science and Technology ( $n = 5$ ); Journal of Coastal Conservation ( $n = 5$ ); Scientific Reports ( $n = 5$ ); Water Research ( $n = 5$ ); Archives of Environmental Contamination and Toxicology ( $n = 4$ ); Waste Management and Research ( $n = 4$ ); Water ( $n = 4$ ); AACL Bioflux ( $n = 3$ ); Aquatic Ecosystem Health and Management ( $n = 3$ ); Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology ( $n = 3$ ); Journal of Marine Science and Engineering ( $n = 3$ ); Sustainability ( $n = 3$ ); Analytical Letters ( $n = 2$ ); Coastal Management ( $n = 2$ ); Ecotoxicology and Environmental Safety ( $n = 2$ ); Environment International ( $n = 2$ ); Environmental Forensics ( $n = 2$ ); Environmental Research ( $n = 2$ ); Environmental Research Letters ( $n = 2$ ); Environmental Science: Processes and Impacts ( $n = 2$ ); Environmental Sciences Europe ( $n = 2$ ); Fresenius Environmental Bulletin ( $n = 2$ ); Indian Journal of Geo-Marine Sciences; Indian Journal of Geo-Marine Sciences ( $n =$

2); Journal of Engineering and Technological Sciences (n = 2); Journal of Integrated Coastal Zone Management (n = 2); Journal of Sustainability Science and Management (n = 2); Marine Chemistry (n = 2); Ocean Science Journal (n = 2); Remote Sensing (n = 2); Rendiconti Lincei (n = 2); Scientia Marina (n = 2); Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences (n = 2); African Journal of Marine Science (n = 1); Air Soil and Water Research (n = 1); Applied Ecology and Environmental Research (n = 1); Applied Environmental Research (n = 1); Arab Gulf Journal of Scientific Research (n = 1); Australasian Journal of Environmental Management (n = 1); Baltica (n = 1); Biointerface Research in Applied Chemistry (n = 1); Biological Journal of the Linnean Society (n = 1); Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras (n = 1); Case Studies in Chemical and Environmental Engineering (n = 1); Chelonian Conservation and Biology (n = 1); Chemical Engineering and Technology (n = 1); Continental Shelf Research (n = 1); Desalination and Water Treatment (n = 1); Earth System Science Data (n = 1); Ecologia Balkanica (n = 1); Ecotoxicology (n = 1); Ecotoxicology and Environmental Safety (n = 1); Environmental Geochemistry and Health (n = 1); Environmental Microbiology (n = 1); Environmental Practice (n = 1); Environmental Technology and Innovation (n = 1); EnvironmentAsia (n = 1); Environments (n = 1); Eos, Transactions American Geophysical Union (n = 1); European Chemical Bulletin (n = 1); Geo-Eco-Marina (n = 1); Global Challenges (n = 1); Global NEST Journal (n = 1); Indonesian Journal of Geography (n = 1); International Journal of Ecology (n = 1); International Journal of Environment and Pollution (n = 1); International Journal of Environmental Studies (n = 1); Journal of Biological Education (n = 1); Journal of Engineering and Applied Sciences (n = 1); Journal of Environmental Protection and Ecology (n = 1); Journal of Fish Biology (n = 1); Journal of Green Engineering (n = 1); Journal of Marine and Island Cultures (n = 1); Management of Environmental Quality: An International Journal (n = 1); Marine and Freshwater Research (n = 1); Materiale Plastice (n = 1); MethodsX (n = 1); NanoImpact (n = 1); New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research (n = 1); Ocean and Coastal Research (n = 1); Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research (n = 1); Philippine Journal of Science (n = 1); Polar Research (n = 1); Pollution (n = 1); Pollution Research (n = 1); Quaestiones Geographicae (n = 1); Russian Journal of General Chemistry (n = 1); Sarcia (n = 1); ScienceAsia (n = 1); Senckenbergiana Maritima (n = 1); Soil and Sediment Contamination (n = 1); Theoretical and Applied Ecology (n = 1); Toxics (n = 1); Water and Environment Journal (n = 1); Water Quality Research Journal

of Canada (n = 1); Water Resources (n = 1); Water Science and Technology (n = 1); West African Journal of Applied Ecology (n = 1).

**Figura 4.** Número de artigos publicados por país entre 1971 e 2021 sobre poluição plástica costeira: China: 74; Brasil: 58; Índia: 44; Estados Unidos: 37; Itália: 34; Indonésia: 22; Espanha: 21; Austrália: 20; Reino Unido: 20; Turquia: 19; Portugal: 18; Grécia: 14; África do Sul: 14; Malásia: 13; Alemanha: 12; Tailândia: 1; Caribe: 11; Irã: 11; Argentina: 10; Canadá: 10; Chile: 10; França: 10; Havaí: 9; México: 8; Israel: 7; Filipinas: 7; Taiwan: 7; Vietnã: 7; Japão: 6; Marrocos: 6; Nova Zelândia: 6; Coreia do Sul: 6; Colômbia: 5; Croácia: 5; Chipre: 5; Quênia: 5; Lituânia: 5; Noruega: 5; Rússia: 5; Tunísia: 5; Bangladesh: 4; Bulgária: 4; Gana: 4; Coreia: 4; Omã: 4; Polônia: 4; Arábia Saudita: 4; Antártida: 3; Dinamarca: 3; Equador: 3; Nigéria: 3; Peru: 3; Catar: 3; Romênia: 3; Sri Lanka: 3; Emirados Árabes Unidos: 3; Uruguai: 3; Argélia: 2; Belize: 2; Fiji: 2; Polinésia Francesa: 2; Kuwait: 2; Líbano: 2; Paquistão: 2; Panamá: 2; Singapura: 2; Eslovênia: 2; Tanzânia: 2; Holanda: 2; Albânia: 1; Ártico: 1; Açores: 1; Bélgica: 1; Bermudas: 1; Brunei: 1; Ilhas Canárias: 1; Estônia: 1; Finlândia: 1; Galápagos: 1; Groenlândia: 1; Guadalupe: 1; Guatemala: 1; Hong Kong: 1; Ibiza: 1; Islândia: 1; Irlanda: 1; Ilha Jeju: 1; Jordânia: 1; Ilhas Kermadec: 1; Letônia: 1; Ilha da Madeira: 1; Maldivas: 1; Ilha de Maiorca: 1; Malta: 1; Ilhas Maurício: 1; Montenegro: 1; Moçambique: 1; Nova Escócia: 1; Papua Nova Guiné: 1; Golfo Pérsico: 1; Ilhas Pitcairn: 1; Porto Rico: 1; Senegal: 1; Seicheles: 1; Ilhas Salomão: 1; Sudão: 1; Suécia: 1; Ilhas Vanuatu: 1; Iêmen: 1.

**Figura 5.** Número de áreas costeiras avaliadas por país entre 1971 e 2021 em relação à poluição plástica costeira: Brasil: 321 localidades; China: 305; Índia: 239; Estados Unidos: 175; Itália: 145; Reino Unido: 134; Nova Zelândia: 129; Caribe: 127; Espanha: 117; Turquia: 116; África do Sul: 96; Escócia: 87; Austrália: 79; Indonésia: 67; Arábia Saudita: 66; México: 65; Tailândia: 65; Coreia do Sul: 61; Kuwait: 56; Alemanha: 54; Colômbia: 50; Grécia: 48; Marrocos: 46; Chile: 45; Emirados Árabes Unidos: 44; Equador: 43; Quênia: 43; Rússia: 41; Canadá: 37; Portugal: 35; Havaí: 34; Taiwan: 34; Malásia: 33; Polônia: 33; Coreia: 29; Irã: 29; Bulgária: 27; Noruega: 27; Japão: 26; Omã: 26; Filipinas: 26; Israel: 25; Panamá: 23; Antártica: 22; Peru: 22; Catar: 22; Argentina: 21; Vietnã: 21; Bangladesh: 21; França: 19; Lituânia: 19; Polinésia Francesa: 18; Tanzânia: 18; Chipre: 15; Eslovênia: 15; Gana: 14; Ilha de Maiorca: 14; Cingapura: 14;

Sri Lanka: 14; Nigéria: 13; Argélia: 12; Dinamarca: 12; Ilhas Maurícias: 12; Tunísia: 12; Belize: 11; Croácia: 10; Ibiza: 10; Romênia: 10; Ilha de Menorca: 10; Uruguai: 8; Ártico: 7; Ilha da Madeira: 8; Suécia: 7; Brunei: 6; Groenlândia: 6; Ilhas Maldivas: 6; Montenegro: 6; Porto Rico: 6; Ilhas Salomão: 6; Sudão: 6; Ilhas Vanuatu: 5; Albânia: 5; Estônia: 5; Finlândia: 5; Líbano: 5; Paquistão: 5; Iêmen: 5; Bermudas: 4; Letônia: 4; Bélgica: 3; Ilhas Canárias: 3; Fiji: 3; Jordânia: 3; Nova Escócia: 3; Papua Nova Guiné: 2; Ilhas Pitcairn: 2; Senegal: 2; Holanda: 2; Açores: 1; Galápagos: 1; Guadalupe: 1; Guatemala: 1; Hong Kong: 1; Islândia: 1; Irlanda: 1; Ilha de Jeju: 1; Ilhas Kermadec: 1; Malta: 1; Golfo Pérsico: 1; Moçambique: 1; Seicheles: 1.

**MATERIAL SUPLEMENTAR II (MSII)**  
**Artigos usados na análise qualitativa e quantitativa**

**Artigos usados na análise qualitativa**

Abidli, S., Toumi, H., Lahbib, Y., El Menif, N. T., 201. The First Evaluation of Microplastics in Sediments from the Complex Lagoon-Channel of Bizerte (Northern Tunisia). *Water, Air, and Soil Pollution*. doi: 10.1007/s11270-017-3439-9.

Abreo, N. A. S., Siblos, S. K. V., Macusi, E. D., 2021. Anthropogenic Marine Debris (AMD) in Mangrove Forests of Pujada Bay, Davao Oriental, Philippines. *Journal of Marine and Island Cultures*. doi:10.21463/jmic.2020.09.1.03.

Abu-Hilal, A. H., Al-Najjar, T., 2004 Litter pollution on the Jordanian shores of the Gulf of Aqaba (Red Sea). *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/j.marenvres.2003.12.003.

Acha, E. M., Mianzan, H. W., Iribarne, O., Gagliardini, D. A., Lasta, C., Daleo, P., 2003. The role of the Rio de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(02)00356-9.

Acosta-Coley, I., Duran-Izquierdo, M., Rodriguez-Cavallo, E., Mercado-Camargo, J., Mendez-Cuadro, D., Olivero-Verbel, J., 2019 Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.084.

Acosta-Coley, I., Olivero-Verbel, J., 2015. Microplastic resin pellets on an urban tropical beach in Colombia. *Environmental Monitoring and Assessment*. doi: 10.1007/s10661-015-4602-7.

Aguilera, M. A., Broitman, B. R., Thiel, M., 2016. Artificial breakwaters as garbage bins: Structural complexity enhances anthropogenic litter accumulation in marine intertidal habitats. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2016.04.058.

Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Nabipour, I., Tangestani, M., Abedi, D., Javanfekr, F., Jeddi, F., Zendehtoodi, A., 2021. Abandoned Covid-19 personal protective equipment along the Bushehr shores, the Persian Gulf: An emerging source of secondary microplastics in coastlines. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112386.

Akkajit, P., Thongnonghin, S., Sriraksa, S., Pumsri, S., 2019. Preliminary study of distribution and quantity of plastic-debris on beaches along the coast at Phuket Province. *Applied Environmental Research*. doi: 10.35762/aer.2019.41.2.5.

Akkajit, P., Tipmanee, D., Cherdsukjai, P., Suteerasak, T., Thongnonghin, S., 2021. Occurrence and distribution of microplastics in beach sediments along Phuket coastline. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 12496. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112496.

Al-Khayat, J. A., Veerasingam, S., Aboobacker, V. M., Vethamony, P., 2021. Hitchhiking of encrusting organisms on floating marine debris along the west coast of Qatar, Arabian/Persian Gulf. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145985.

Al-Shwafi, N. A. A., Ahmed, A. M., 2011. Litter on the beaches of the Red Sea of Yemen. *Russian Journal of General Chemistry*. doi: 10.1134/S107036321113013.

Ali, R., Shams, Z. I., 2015. Quantities and composition of shore debris along Clifton Beach, Karachi, Pakistan. *Journal of Coastal Conservation*. doi: 10.1007/s11852-015-0404-x.

Aliabad, M. K., Nassiri, M., Kor, K., 2019. Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran Coasts). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.037.

Alshawafi, A., Analla, M., Alwashali, E., Aksissou, M., 2017. Assessment of marine debris on the coastal wetland of Martil in the North-East of Morocco. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.079.

Álvarez, S., Gestoso, I., Herrera, A., Riera, L., Canning-Clode, J., 2020. A Comprehensive First Baseline for Marine Litter Characterization in the Madeira Archipelago (NE Atlantic). *Water, Air, and Soil Pollution*. doi: 10.1007/s11270-020-04517-x.

Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., Vázquez Morillas, A., 2020. Dataset of quantification and classification of microplastics in Mexican sandy beaches. *Data in Brief*. doi: 10.1016/j.dib.2020.106473.

Alves, V. E. N., Figueiredo, G. M., 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.042.

Andrades, R., Martins, A. S., Fardim, L. M., Ferreira, J. S., Santos, R. G., 2016, Origin of marine debris is related to disposable packs of ultra-processed food, *Marine Pollution Bulletin*. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.05.083.

Andrades, R., Pegado, T., Godoy, B. S., Reis-Filho, J. A., Nunes, J. L. S., Grillo, A. C., Machado, R. C., Santos, R. G., Dalcin, R. H., Freitas, M. O., Kuhnen, V. V., Barbosa, N. D., Adedir-Alves, J., Albuquerque, T., Bentes, B., Giarrizzo, T., 2020. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110842.

Andriolo, U., Gonçalves, G., Bessa, F., Sobral, P., 2020. Mapping marine litter on coastal dunes with unmanned aerial systems: A showcase on the Atlantic Coast, *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139632.

Andriolo, U., Gonçalves, G., Rangel-Buitrago, N., Paterni, M., Bessa, F., Gonçalves, L. M. S., Sobral, P., Bini, M., Duarte, D., Fontán-Bouzas, Á., Gonçalves, D., Kataoka, T., Luppichini, M., Pinto, L., Topouzelis, K., Vélez-Mendoza, A., Merlino, S., 2021. Drones for litter mapping: An inter-operator concordance test in marking beached items on aerial images, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.11254.

Andriolo, U., Gonçalves, G., Sobral, P., Fontán-Bouzas, Á., Bessa, F., 2020. Beach-dune morphodynamics and marine macro-litter abundance: An integrated approach with Unmanned Aerial System, *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141474.

Anfuso, G., Bolívar-Anillo, H. J., Asensio-Montesinos, F., Portantiolo Manzolli, R., Portz, L., Villate Daza, D. A., 2020. Beach litter distribution in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111657.

Araujo, M. C. B., Costa, M. F. D., 2021. Cigarette butts in beach litter: Snapshot of a summer holiday, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112858.

Artuz, M. L., Artuz, O. B., Artuz, S. D., 2021. First report of quantification and classification of buried litter on the public beaches around the Sea of Marmara, Turkey, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112117.

Asensio-Montesinos, F., Oliva Ramírez, M., González-Leal, J. M., Carrizo, D., Anfuso, G., 2020. Characterization of plastic beach litter by Raman spectroscopy in South-western Spain, *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.14089.

Ashwini, S.K., Varghese, G. K., 2020. Environmental forensic analysis of the microplastic pollution at Nattika Beach, Kerala Coast, India. *Environmental Forensics*. doi: 10.1080/15275922.2019.1693442.

Aslam, H., Ali, T., Mortula, M. M., Attaelmanan, A. G., 2020. Evaluation of microplastics in beach sediments along the coast of Dubai, UAE, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110739.

Aydin, C., Guven, O., Salihoglu, B., Kideys, A. E., 2016. The Influence of Land Use on Coastal Litter: An Approach to Identify Abundance and Sources in the Coastal Area of Cilician Basin, Turkey, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. doi: 10.4194/1303-2712-v16\_1\_04.

Aytan, U., Esensoy, F. B., Senturk, Y., 2021. Microplastic ingestion and egestion by copepods in the Black Sea. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150921.

Aytan, U., Sahin, F. B. E., Karacan, F., 2020. Beach litter on Sarayköy beach (Se black sea): Density, composition, possible sources and associated organisms, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. doi: 10.4194/1303-2712-v20\_2\_06.

Azman, M. A., Ramli, M. Z., Che Othman, S. F., Shafiee, S. A., 2021. The distribution of marine debris along the Pahang coastline, Malaysia during the Southwest and Northeast Monsoons, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112630.

Badylak, S., Philips, E., Batich, C., Jackson, M., Wachnicka, A., 2021. Polystyrene microplastic contamination versus microplankton abundances in two lagoons of the Florida Keys, *Scientific Reports*. doi: 10.1038/s41598-021-85388-y.

Bailey, K., Sipps, K., Saba, G. K., Arbuckle-Keil, G., Chant, R. J., Fahrenfeld, N. L., 2021. Quantification and composition of microplastics in the Raritan Hudson Estuary: Comparison to pathways of entry and implications for fate, *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.Chemosphere.2021.129886.

Balciunas, A., Blazauskas, N., 2014. Scale, origin and spatial distribution of marine litter pollution in the Lithuanian coastal zone of the Baltic Sea, *Baltica*. doi: 10.5200/Baltica.2014.27.14.

Balsi, M., Moroni, M., Chiarabini, V., Tanda, G., 2021. High-Resolution Aerial Detection of Marine Plastic Litter by Hyperspectral Sensing, *Remote Sensing*. doi: 10.3390/rs13081557.

Bancin, L. J., Walther, B. A., Lee, Y. C., Kunz, A., 2019. Two-dimensional distribution and abundance of micro- and mesoplastic pollution in the surface sediment of Xialiao Beach, New Taipei City, Taiwan, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.028.

Baptista Neto, J. A., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, A. C., da Silva Quaresma, V., de Carvalho, D. G., 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil, *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030.

Barletta, M., Costa, M. F., Dantas, D. V., 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems, *MethodsX*. doi: 10.1016/j.mex.2020.100861.

Barnardo, T., van Niekerk, T. M., Pichegru, L., Marlin, D., 2021. The first baseline estimation of marine litter in Port Elizabeth, South Africa, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112903.

Barrella, W., Farraboti, E., Carminatto, A. A., Chofard Adami, F. A., Rotundo, M. M., Ramires, M., Petrere, M., 2021. The Debris Distribution Model for Removal Planning of an Urbanized Estuarine Complex, *Quaestiones Geographicae*. doi: 10.2478/quageo-2021-0008.

Barría-Herrera, J., Vergara-Cortés, H., Contreras-López, M., Rangel-Buitrago, N., 2021. A seasonal comparison of litter impacts along the Viña del Mar - Concón coastal strip, Valparaiso region of Chile, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112854.

Bashir, S. M., Kimiko, S., Mak, C. W., Fang, J. K. H., Gonçalves, D., 2021. Personal Care and Cosmetic Products as a Potential Source of Environmental Contamination by Microplastics in a Densely Populated Asian City, *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2021.683482.

Basili, M., Quero, G. M., Giovannelli, D., Manini, E., Vignaroli, C., Avio, C. G., De Marco, R., Luna, G. M., 2020. Major Role of Surrounding Environment in Shaping Biofilm Community Composition on Marine Plastic Debris, *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2020.00262.

Bastesen, E., Haave, M., Andersen, G. L., Velle, G., Bodtker, G., Krafft, C. G., 2021. Rapid Landscape Changes in Plastic Bays Along the Norwegian Coastline. *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2021.579913.

Battisti, C., Poeta, G., Pietrelli, L., Acosta, A. T. R., 2016. An Unexpected Consequence of Plastic Litter Clean-Up on Beaches: Too Much Sand Might Be Removed. *Environmental Practice*. doi: 10.1017/S1466046616000417.

Baztan, J., Carrasco, A., Chouinard, O., Cleaud, M., Gabaldon, J. E., Huck, T., Jaffrès, L., Jorgensen, B., Miguelez, A., Paillard, C., Vanderlinden, J. P., 2014. Protected

areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: First diagnosis of three islands in the Canary Current. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.12.052.

Behera, D. P., Kolandhasamy, P., Sigamani, S., Devi, L. P., Ibrahim, Y. S., 2021. A preliminary investigation of marine litter pollution along Mandvi beach, Kachchh, Gujarat. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112100.

Bennett-Martin, P., Visaggi, C. C., Hawthorne, T. L., 2015. Mapping marine debris across coastal communities in Belize: developing a baseline for understanding the distribution of litter on beaches using geographic information systems. *Environmental Monitoring and Assessment*. doi: 10.1007/s10661-016-5544-4.

Benson, N. U., Fred-Ahmadu, O. H., 2020. Occurrence and distribution of microplastics-sorbed phthalic acid esters (PAEs) in coastal psammitic sediments of tropical Atlantic Ocean, Gulf of Guinea. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139013.

Benton, T. G., 1995. From castaways to throwaways - marine litter in the Pitcairn Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*. doi: 10.1006/bijl.1995.0077.

Bermúdez, M., Vilas, C., Quintana, R., González-Fernández, D., Cózar, A., Díez-Minguito, M., 2021. Unravelling spatio-temporal patterns of suspended microplastic concentration in the Natura 2000 Guadalquivir estuary (SW Spain): Observations and model simulations. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112622.

Bikker, J., Lawson, J., Wilson, S., Rochman, C. M., 2020. Microplastics and other anthropogenic particles in the surface waters of the Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111257.

Bilgili, M. S., Adar, E., Yildiz, S., Sezer, K., 2019. Characterisation of wastes collected from beaches, coastlines, marine surface cleaning processes and ships: A case study of Istanbul. *Waste Management and Research*. doi: 10.1177/0734242X19838619.

Binetti, U., Silburn, B., Russell, J., van Hoytema, N., Meakins, B., Kohler, P., Desender, M., Preston-Whyte, F., Fa'abasu, E., Maniel, M., Maes, T., 2020. First marine litter survey on beaches in Solomon Islands and Vanuatu, South Pacific: Using OSPAR protocol to inform the development of national action plans to tackle land-based solid waste pollution. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111827.

Bissen, R., Chawchai, S., 2020. Microplastics on beaches along the eastern Gulf of Thailand - A preliminary study. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111345.

Blanke, J. M., Steinberg, M. K., Donlevy, J. P., 2021. A baseline analysis of marine debris on southern islands of Belize. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112916.

Blaskovic, A., Guerranti, C., Fastelli, P., Anselmi, S., Renzi, M., 2018. Plastic levels in sediments closed to Cecina river estuary (Tuscany, Italy). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.07.021.

Blumenroder, J., Sechet, P., Kakkonen, J. E., Hartl, M. G. J., 2017. Microplastic contamination of intertidal sediments of Scapa Flow, Orkney: A first assessment. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.009.

Boateng, I., Mitchell, S., Couceiro, F., Failer, P., 2020. An Investigation into the Impacts of Climate Change on Anthropogenic Polluted Coastal Lagoons in Ghana. *Coastal Management*. doi: 10.1080/08920753.2020.1803565.

Boskovic, N., Joksimovic, D., Pekovic, M., Perosevic-Bajceta, A., Bajt, O., 2021. Microplastics in surface sediments along the Montenegrin coast, Adriatic Sea: Types, occurrence, and distribution. *Journal of Marine Science and Engineering*. doi: 10.3390/jmse9080841.

Bowman, D., Manor-Samsonov, N., Golik, A., 1998. Dynamics of litter pollution on Israeli Mediterranean beaches: a budgetary, litter flux approach. *Journal of Coastal Research*. NA.

Bozzeda, F., Zangaro, F., Colangelo, M. A., Pinna, M., 2021. Relationships between size and abundance in beach plastics: A power-law approach. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.113005.

Bridson, J. H., Patel, M., Lewis, A., Gaw, S., Parker, K., 2020. Microplastic contamination in Auckland (New Zealand) beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110867.

Brignac, K. C., Jung, M. R., King, C., Royer, S. J., Blickley, L., Lamson, M. R., Potemra, J. T., Lynch, J. M., 2019. Marine Debris Polymers on Main Hawaiian Island Beaches, Sea Surface, and Seafloor. *Environmental Science and Technology*. doi: 10.1021/acs.est.9b03561.

Bringer, A., Le Floch, S., Kerstan, A., Thomas, H., 2021. Coastal ecosystem inventory with characterization and identification of plastic contamination and additives from aquaculture materials. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112286.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science and Technology*. doi: 10.1021/es201811s.

Buckingham, J., Capper, A., Bell, M., 2020. The missing sink - quantification, categorization and sourcing of beached macro-debris in the Scottish Orkney Islands. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111364.

Bueno, C., Alves, F. L., Pinheiro, L. M., Perez, L., Agostini, V. O., Fernandes, E. H. L., Moller, O. O., Weschenfelder, J., Pinho, G. L. L., Wallner-Kersanach, M., Moura, R. R., Durán, J. M., Etchevers, I., Costa, L. D. F., Werlang, C. C., Bortolin, E., Machado, E., Figueira, R. C. L., Ferreira, P. A. L., Andrade, C., Fornaro, L., García-Rodríguez, F., 2021. The effect of agricultural intensification and water-locking on the world's largest coastal lagoonal system. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149664.

Cagnazzo, C., Potente, E., Regnaud, H., Rosato, S., Mastronuzzi, G., 2021. Autumnal beach litter identification by mean of using ground-based IR thermography. *Environments - MDPI*. doi: 10.3390/environments8050037.

Camedda, A., Coppa, S., Palazzo, L., Marra, S., Massaro, G., Serrentino, F., Vencato, S., Brundu, R., de Lucia, G. A., 2021. Characterization and Assessment of Micro and Macroscopic Litter in Sardinian Beaches (Western Mediterranean Sea). *Water, Air, and Soil Pollution*. doi: 10.1007/s11270-021-04993-9.

Cannas, S., Fastelli, P., Guerranti, C., Renzi, M., 2017. Plastic litter in sediments from the coasts of south Tuscany (Tyrrhenian Sea). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.04.008.

Cao, L., Wu, D., Liu, P., Hu, W., Xu, L., Sun, Y., Wu, Q., Tian, K., Huang, B., Yoon, S. J., Kwon, B. O., Khim, J. S., 2021. Occurrence, distribution and affecting factors of microplastics in agricultural soils along the lower reaches of Yangtze River, China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148694.

Carlsson, P., Singdahl-Larsen, C., Lusher, A. L., 2021. Understanding the occurrence and fate of microplastics in coastal Arctic ecosystems: The case of surface waters, sediments and walrus (*Odobenus rosmarus*). *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148308.

Carretero, O., Gago, J., Vinas, L., 2021. From the coast to the shelf: Microplastics in Rías Baixas and Miño River shelf sediments (NW Spain). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111814.

Carson, H. S., 2013. The incidence of plastic ingestion by fishes: From the prey's perspective. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.07.008.

Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., McDermid, K. J., 2011. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.032.

Carvalho, J. P. S., Silva, T. S., Costa, M. F., 2021. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112212.

Castelvetto, V., Corti, A., Bianchi, S., Ceccarini, A., Manariti, A., Vinciguerra, V., 2020. Quantification of poly(ethylene terephthalate) micro- and nanoparticle contaminants in marine sediments and other environmental matrices. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121517.

Castro, R. O., Silva, M. L. D., Marques, M. R. C., Araújo, F. V. D., 2020. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111537.

Catrouillet, C., Davranche, M., Khatib, I., Fauny, C., Wahl, A., Gigault, J., 2021. Metals in microplastics: Determining which are additive, adsorbed, and bioavailable. *Environmental Science: Processes and Impacts*. doi: 10.1039/d1em00017a.

Cavalcante, R. M., Pinheiro, L. S., Teixeira, C. E. P., Paiva, B. P., Fernandes, G. M., Brandão, D. B., Frota, F. F., Filho, F. J. N. S., Schettini, C. A. F., 2020. Marine debris on a tropical coastline: Abundance, predominant sources and fate in a region with multiple activities (Fortaleza, Ceará, northeastern Brazil). *Waste Management*. doi: 10.1016/j.wasman.2020.04.026.

Celis-Hernández, O., Ávila, E., Ward, R. D., Rodríguez-Santiago, M. A., Aguirre-Téllez, J. A., 2021. Microplastic distribution in urban vs pristine mangroves: Using marine sponges as bioindicators of Environmental Pollution. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117391.

Cesarini, G., Cera, A., Battisti, C., Taurozzi, D., Scalici, M., 2021. Is the weight of plastic litter correlated with vegetal wrack? A case study from a Central Italian beach. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112794.

Chen, C. F., Ju, Y. R., Lim, Y. C., Chen, C. W., Dong, C. D., 2021. Seasonal variation of diversity, weathering, and inventory of microplastics in coast and harbor sediments. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146610.

Chen, H., Wang, S., Guo, H., Lin, H., Zhang, Y., 2020. A nationwide assessment of litter on China's beaches using citizen science data. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113756.

Chen, L., Li, J., Tang, Y., Wang, S., Lu, X., Cheng, Z., Zhang, X., Wu, P., Chang, X., Xia, Y., 2021. Typhoon-induced turbulence redistributed microplastics in coastal areas and reformed plastisphere community. *Water Research*. doi: 10.1016/j.watres.2021.117580.

Chen, M. C., Chen, T. H., 2020. Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110861.

Cheng, M. L. H., Lippmann, T. C., Dijkstra, J. A., Bradt, G., Cook, S., Choi, J. G., Brown, B. L., 2021. A baseline for microplastic particle occurrence and distribution in Great Bay Estuary. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112653.

Cheng, Y., Mai, L., Lu, X., Li, Z., Guo, Y., Chen, D., Wang, F., 2021. Occurrence and abundance of poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) on microplastics (MPs) in Pearl River Estuary (PRE) region: Spatial and temporal variations. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117025.

Chico-Ortiz, N., Mahu, E., Crane, R., Gordon, C., Marchant, R., 2020. Microplastics in Ghanaian coastal lagoon sediments: Their occurrence and spatial distribution. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101509.

Chinfak, N., Sompongchaiyakul, P., Charoenpong, C., Shi, H. H., Yeemin, T., Zhang, J., 2021. Abundance, composition, and fate of microplastics in water, sediment, and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146700.

Choong, W. S., Hadibarata, T., Yuniarto, A., Tang, K. H. D., Abdullah, F., Syafrudin, M., Al Farraj, D. A., Al-Mohaimed, A. M., 2021. Characterization of microplastics in the water and sediment of Baram River estuary, Borneo Island. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112880.

Chouchene, K., Prata, J. C., da Costa, J., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., Ksibi, M., 2021. Microplastics on Barra beach sediments in Aveiro, Portugal. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112264.

Chouchene, K., Rocha-Santos, T., Ksibi, M., 2021. Types, occurrence, and distribution of microplastics and metals contamination in sediments from south-west of

Kerkennah archipelago, Tunisia. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-09938-z.

Christina Araejo, M., Costa, M., 2007. An analysis of the riverine contribution to the solid wastes contamination of an isolated beach at the Brazilian Northeast. *Management of Environmental Quality: An International Journal*. doi: 10.1108/14777830710717677.

Claereboudt, M. R., 2004, Shore litter along sandy beaches of the Gulf of Oman, *Marine Pollution Bulletin*, 10.1016/j.marpolbul.2004.06.004.

Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C. R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.06.030.

Clunies-Ross, P. J., Smith, G. P. S., Gordon, K. C., Gaw, S., 2016. Synthetic shorelines in New Zealand? Quantification and characterisation of microplastic pollution on Canterbury's coastlines, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. doi: 10.1080/00288330.2015.1132747.

Cluzard, M., Kazmiruk, T. N., Kazmiruk, V. D., Bendell, L. I., 2015. Intertidal Concentrations of Microplastics and Their Influence on Ammonium Cycling as Related to the Shellfish Industry, *Arch Environ Contam Toxicol*. doi: 10.1007/s00244-015-0156-5.

Collard, F., Husum, K., Eppe, G., Malherbe, C., Hallanger, I. G., Divine, D. V., Gabrielsen, G. W., 2021. Anthropogenic particles in sediment from an Arctic fjord, *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145575.

Collicutt, B., Juanes, F., Dudas, S. E., 2019. Microplastics in juvenile Chinook salmon and their nearshore environments on the east coast of Vancouver Island, *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.137.

Corami, F., Rosso, B., Morabito, E., Rensi, V., Gambaro, A., Barbante, C., 2021. Small microplastics <100  $\mu\text{m}$ , plasticizers and additives in seawater and sediments: Oleo-extraction, purification, quantification, and polymer characterization using Micro-FTIR, *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148937.

Corbin, C. J., Singh, J. G., 1993. Marine debris contamination of beaches in St. Lucia and Dominica, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(93)90575-5.

Corcoran, P. L., Biesinger, M. C., Grifi, M., 2009. Plastics and beaches: A degrading relationship, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2008.08.022.

Cordeiro, C. A., Costa, T. M., 2010. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the São Vicente Estuary, SP, Brazil, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.010.

Cordova, M. R., Ulumuddin, Y. I., Purbonegoro, T., Shiimoto, A., 2021. Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve, Indonesia, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112012.

Correa-Herrera, T., Barletta, M., Lima, A. R. A., Jiménez-Segura, L. F., Arango-Sánchez, L. B., 2017. Spatial distribution and seasonality of ichthyoplankton and anthropogenic debris in a river delta in the Caribbean Sea. *Journal of Fish Biology*. doi: 10.1111/jfb.13243.

Costa, M. F., do Sul, J. A. I., Silva-Cavalcanti, J. S., Araujo, M. C. B., Spengler, A., Tourinho, P. S., 2010. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach, *Environmental Monitoring and Assessment*. doi: 10.1007/s10661-009-1113-4.

Costa, M. F., Silva-Cavalcanti, J. S., Barbosa, C. C., Portugal, J. L., Barletta, M., 2011. Plastics buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. *Journal of Coastal Research*.

Cullu, A. F., Sonmez, V. Z., Sivri, N., 2021. Microplastic contamination in surface waters of the Kucukcekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey): Sources and areal distribution, *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115801.

Cundell, A. M., 1973. Plastic materials accumulating in Narragansett Bay, *Marine Pollution Bulletin*. doi:10.1016/0025-326X(73)90226-9.

Cutroneo, L., Cincinelli, A., Chelazzi, D., Fortunati, A., Reboa, A., Spadoni, S., Vena, E., Capello, M., 2020. Baseline characterisation of microlitter in the sediment of torrents and the sea bottom in the Gulf of Tigullio (NW Italy), *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101119.

da Silva, M. L., de Araujo, F. V., Castro, R. O., Sales, A. S., 2015. Spatial-temporal analysis of marine debris on beaches of Niteroi, RJ, Brazil: Itaipu and Itacoatiara, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.12.036.

Dabrowska, A., 2021. Marine Microplastics in Polar Region-a Spitsbergen Case Study, *Water Air and Soil Pollution*. doi: 10.1007/s11270-021-05346-2.

Daniel, D. B., Thomas, S. N., Thomson, K. T., 2020. Assessment of fishing-related plastic debris along the beaches in Kerala Coast, India, *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110696.

Davranche, M., Lory, C., Juge, C. L., Blanco, F., Dia, A., Grassl, B., El Hadri, H., Pascal, P. Y., Gigault, J., 2020. Nanoplastics on the coast exposed to the North Atlantic Gyre: Evidence and traceability, *NanoImpact*. doi: 10.1016/j.impact.2020.100262.

de Borrero, D. D., Duque, J. F., Olmos, J., Garces-Ordonez, O., do Amaral, S. S. G., Vezzone, M., Felizardo, J. P. D., dos Anjos, R. M., 2020. Distribution of Plastic Debris in the Pacific and Caribbean Beaches of Panama, *Air, Soil and Water Research*. doi: 10.1177/1178622120920268.

de Carvalho, D. G., Baptista Neto, J. A., 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009.

de Melo Nobre, F. S., Santos, A. A., Nilin, J., 2021. Records of marine litter contamination in tropical beaches, Sergipe, Brazil, with different uses. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112532.

de Ramos, B., Alencar, M. V., Rodrigues, F. L., Lacerda, A. L. D. F., Proietti, M. C., 2021. Spatio-temporal characterization of litter at a touristic sandy beach in South Brazil. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.116927.

De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Castro, J. M., Antay, R., Fernández, N. Y., Espinoza-Morriberón, D., Saldaña-Serrano, M., 2020. Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110877.

De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pérez-Baca, B. L., Millones Cumpa, L. A., Pizarro-Ortega, C. I., Torres, F. G., Gonzales, K. N., Santillán, L., 2021. Marine macroinvertebrates inhabiting plastic litter in Peru. *Marine Pollution Bulletin*, doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112296.

De-la-Torre, G. E., Rakib, M. R. J., Pizarro-Ortega, C. I., Dioses-Salinas, D. C., 2021. Occurrence of personal protective equipment associated with the COVID-19 pandemic along the coast of Lima, Peru. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145774.

Debrot, A. O., Tiel, A. B., Bradshaw, J. E., 1999. Beach debris in Curacao. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(99)00043-0.

Debrot, A. O., van Rijn, J., Bron, P. S., de León, R., 2013. A baseline assessment of beach debris and tar contamination in Bonaire, Southeastern Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.01.027.

Defontaine, S., Sous, D., Tesan, J., Monperrus, M., Lenoble, V., Lanceleur, L., 2020. Microplastics in a salt-wedge estuary: Vertical structure and tidal dynamics. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111688.

Dekiff, J. H., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, E., 2014. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2013.11.019.

De Lucia, G., Vianello, A., Camedda, A., Vani, D., Tomassetti, P., Coppa, S., Matiddi, M., 2018. Sea water contamination in the Vicinity of the Italian minor islands caused by microplastic pollution. *Water (Switzerland)*. doi: 10.3390/w10081108.

Deng, H., Li, R., Yan, B., Li, B., Chen, Q., Hu, H., Xu, Y., Shi, H., 2021. PAEs and PBDEs in plastic fragments and wetland sediments in Yangtze estuary. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124937.

Deng, J., Guo, P., Zhang, X., Su, H., Zhang, Y., Wu, Y., Li, Y., 2020. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments at Jinjiang Estuary, Fujian, China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111482.

Dharmadasa, W., Andrady, A. L., Kumara, P., Maes, T., Gangabadage, C. S., 2021. Microplastic pollution in Marine Protected Areas of Southern Sri Lanka. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112462.

Díaz-Jaramillo, M., Islas, M. S., Gonzalez, M., 2021. Spatial distribution patterns and identification of microplastics on intertidal sediments from urban and semi-natural SW Atlantic estuaries. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.116398.

Díez-Minguito, M., Bermúdez, M., Gago, J., Carretero, O., Viñas, L., 2020. Observations and idealized modelling of microplastic transport in estuaries: The exemplary case of an upwelling system, Ría de Vigo, NW Spain. *Marine Chemistry*. doi: 10.1016/j.marchem.2020.103780.

do Sul, J. A. I., Costa, M. F., 2013. Plastic pollution risks in an estuarine conservation unit. *Journal of Coastal Research*. doi: 10.2112/SI65-009.1

Dodson, G. Z., Shotorban, A. K., Hatcher, P. G., Waggoner, D. C., Ghosal, S., Noffke, N., 2020. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110869.

Doğruyol, P., Şener, M., Balkaya, N., 2019. Determination of microplastics and large plastics in the sediments of the golden horn estuary, Istanbul, Turkey. *Desalination and Water Treatment*. doi: 10.5004/dwt.2019.25067.

Dou, P. C., Mai, L., Bao, L. J., Zeng, E. Y., 2021. Microplastics on beaches and mangrove sediments along the coast of South China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112806.

Duan, J., Han, J., Cheung, S. G., Chong, R. K. Y., Lo, C. M., Lee, F. W. F., Xu, S. J. L., Yang, Y., Tam, N. F. Y., Zhou, H. C., 2021. How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144695.

Duan, Z., Zhao, S., Zhao, L., Duan, X., Xie, S., Zhang, H., Liu, Y., Peng, Y., Liu, C., Wang, L., 2020. Microplastics in Yellow River Delta wetland: Occurrence, characteristics, human influences, and marker. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113232.

Duckett, P. E., Repaci, V., 2015. Marine plastic pollution: Using community science to address a global problem. *Marine and Freshwater Research*. doi: 10.1071/MF14087.

Dufault, S., Whitehead, H., 1994. Floating marine pollution in the gully on the continental-slope, Nova-Scotia, Canada. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(94)90522-3.

Dunlop, S. W., Dunlop, B. J., Brown, M., 2020. Plastic pollution in paradise: Daily accumulation rates of marine litter on Cousine Island, Seychelles. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110803.

Ebbesmeyer, C. C., Ingraham, W. J., Jr., 1994. Pacific toy spill fuels ocean current pathways research. *Eos, Transactions American Geophysical Union*. doi: 10.1029/94EO01056.

Edward, J. K. P., Jayanthi, M., Malleshappa, H., Jeyasanta, K. I., Laju, R. L., Patterson, J., Raj, K. D., Mathews, G., Marimuthu, A. S., Grimsditch, G., 2021. COVID-19 lockdown improved the health of coastal environment and enhanced the population of reef-fish. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112124.

El Hadri, H., Gigault, J., Mounicou, S., Grassl, B., Reynaud, S., 2020. Trace element distribution in marine microplastics using laser ablation-ICP-MS. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111716.

Eo, S., Hong, S. H., Song, Y. K., Lee, J., Shim, W. J., 2018. Abundance, composition, and distribution of microplastics larger than 20 µm in sand beaches of South Korea. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2018.03.096.

Ertas, A., 2021. Assessment of beach litter pollution in Adana Akyatan Lagoon Coast of the East Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111943.

Ertas, A., 2021. Assessment of origin and abundance of beach litter in Homa Lagoon coast, West Mediterranean Sea of Turkey. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2020.107114.

Eruz, C., Ozseker, K., 2017. Land based litter pollution on the shores of south eastern Black Sea coastal cities. *Marine Pollution Bulletin*.

Esiukova, E., 2017. Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.10.001.

Esiukova, E., Khatmullina, L., Lobchuk, O., Grave, A., Kilesa, A., Haseler, M., Zyubin, A., Chubarenko, I., 2020. From macro to micro: dataset on plastic contamination along and across a sandy tide-less coast (the Curonian Spit, the Baltic Sea). *Data Brief*. doi: 10.1016/j.dib.2020.105635.

Esiukova, E., Lobchuk, O., Haseler, M., Chubarenko, I., 2021. Microplastic contamination of sandy beaches of national parks, protected and recreational areas in southern parts of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.113002.

Espiritu, E. Q., Dayrit, S. A. S. N., Coronel, A. S. O., Paz, N. S. C., Ronquillo, P. I. L., Castillo, V. C. G., Enriquez, E. P., 2019. Assessment of quantity and quality of microplastics in the sediments, waters, oysters, and selected fish species in key sites along the Bombong estuary and the coastal waters of Ticalan in San Juan, Batangas. *Philippine Journal of Science*.

Esquinas, G. G. M. S., Mantala, A. P., Atilano, M. G., Apugan, R. P., Galarpe, V. R. K. R., 2020. Physical characterization of litter and microplastic along the urban coast of Cagayan de Oro in Macajalar Bay, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111083.

Expósito, N., Rovira, J., Sierra, J., Folch, J., Schuhmacher, M., 2021. Microplastics levels, size, morphology and composition in marine water, sediments and sand beaches. Case study of Tarragona coast (western Mediterranean). *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147453.

Faizal, A., Werorilangi, S., Samad, W., 2020. Spectral characteristics of plastic debris in the beach: Case study of Makassar coastal area. *Indonesian Journal of Geography*. doi: 10.22146/ijg.40519.

Falahudin, D., Cordova, M. R., Sun, X., Yogaswara, D., Wulandari, I., Hindarti, D., Arifin, Z., 2020. The first occurrence, spatial distribution and characteristics of microplastic particles in sediments from Banten Bay, Indonesia. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135304.

Fan, Y., Zheng, K., Zhu, Z., Chen, G., Peng, X., 2019. Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.05.056.

Fanini, L., Guittard, A., 2021. On single use plastic straws: Pre-ban findings on touristic beaches in Crete. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112790.

Fauziah, S. H., Liyana, I. A., Agamuthu, P., 2015. Plastic debris in the coastal environment: The invincible threat? Abundance of buried plastic debris on Malaysian beaches. *Waste Management and Research*. doi: 10.1177/0734242X15588587.

Fernandes, S., Farzaneh, S., Bendell, L. I., 2020. Abundance and distribution of beach litter with acutely toxic metal concentrations. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111479.

Fernández Severini, M. D., Villagran, D. M., Buzzi, N. S., Sartor, G. C., 2019. Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2019.100829.

Fernandino, G., Elliff, C. I., Frutuoso, G. A., Silva, E. V. N. M. D., Gama, G. S., Sousa, J. H. D. O., Silva, I. R., 2016. Considerations on the effects of tidal regimes in the movement of floating litter in an estuarine environment: Case study of the estuarine system of Santos-São Vicente, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.080.

Fernandino, G., Elliff, C. I., Silva, I. R., Bittencourt, A. C. S. P., 2015. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador, Bahia, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*. doi: 10.5894/rgci566.

Fernandino, G., Elliff, C. I., Silva, I. R., Brito, T. D. S., Bittencourt, A. C. D. S. P., 2016. Plastic fragments as a major component of marine litter: A case study in

Salvador, Bahia, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*. doi: 10.5894/rgci649.

Ferreira, A. T. D., Siegle, E., Ribeiro, M. C. H., Santos, M. S. T., Grohmann, C. H., 2021. The dynamics of plastic pellets on sandy beaches: A new methodological approach. *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/j.marenvres.2020.105219.

Ferreira, M., Thompson, J., Paris, A., Rohindra, D., Rico, C. (2020). Presence of microplastics in water, sediments and fish species in an urban coastal environment of Fiji, a Pacific small island developing state. *Marine Pollution Bulletin*, 10.1016/j.marpolbul.2020.110991.

Finger, J. V. G., Corá, D. H., Convey, P., Cruz, F. S., Petry, M. V., Krüger, L., 2021. Anthropogenic debris in an Antarctic Specially Protected Area in the maritime Antarctic. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112921.

Firdaus, M., Trihadiningrum, Y., Lestari, P., 2020. Microplastic pollution in the sediment of Jagir Estuary, Surabaya City, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110790.

Fisner, M., Majer, A. P., Balthazar-Silva, D., Gorman, D., Turra, A., 2017. Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample variability and spatial heterogeneity. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-017-8883-y.

Fok, L., Cheung, P. K., 2015. Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.050.

Forero López, A. D., Truchet, D. M., Rimondino, G. N., Maisano, L., Spetter, C. V., Buzzi, N. S., Nazzarro, M. S., Malanca, F. E., Furlong, O., Fernández Severini, M. D., 2021. Microplastics and suspended particles in a strongly impacted coastal environment: Composition, abundance, surface texture, and interaction with metal ions. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142413.

Forero-López, A. D., Rimondino, G. N., Truchet, D. M., Colombo, C. V., Buzzi, N. S., Malanca, F. E., Spetter, C. V., Fernández-Severini, M. D., 2021. Occurrence, distribution, and characterization of suspended microplastics in a highly impacted estuarine wetland in Argentina. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147141.

Fortibuoni, T., Amadesi, B., Vlachogianni, T., 2021. Composition and abundance of macrolitter along the Italian coastline: The first baseline assessment within the

European Marine Strategy Framework Directive. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115886.

Foshtomi, M. Y., Oryan, S., Taheri, M., Bastami, K. D., Zahed, M. A., 2019. Composition and abundance of microplastics in surface sediments and their interaction with sedimentary heavy metals, PAHs and TPH (total petroleum hydrocarbons). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110655.

Fotopoulou, K. N., Karapanagioti, H. K., 2015. Surface properties of beached plastics. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-015-4332-y.

Fraser, M. A., Chen, L., Ashar, M., Huang, W., Zeng, J. N., Zhang, C. F., Zhang, D. D., 2020. Occurrence and distribution of microplastics and polychlorinated biphenyls in sediments from the Qiantang River and Hangzhou Bay, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.110536.

Fred-Ahmadu, O. H., Ayejuyo, O. O., Benson, N. U., 2020. Data Article - Dataset on microplastics and associated trace metals and phthalate esters in sandy beaches of tropical Atlantic.

Frias, J., Sobral, P., Ferreira, A. M., 2010. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.07.030.

Frigione, M., Marini, G., Pinna, M., 2021. A thermal analysis-based approach to identify different waste macroplastics in beach litter: The case study of aquatina di frigole natura 2000 site (it9150003, Italy). *Sustainability (Switzerland)*. doi: 10.3390/su13063186.

Gabrielides, G. P., Golik, A., Loizides, L., Marino, M. G., Bingel, F., Torregrossa, M. V., 1991. Man-made garbage pollution on the Mediterranean coastline. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(91)90713-3.

Gago, J., Lahuerta, F., Antelo, P., 2014. Characteristics (abundance, type and origin) of beach litter on the Galician coast (NW Spain) from 2001 to 2010. *Scientia Marina*. doi: 10.3989/scimar.03883.31B.

Gaibor, N., Condo-Espinel, V., Cornejo-Rodríguez, M. H., Darquea, J. J., Pernia, B., Domínguez, G. A., Briz, M. E., Márquez, L., Laaz, E., Alemán-Dyer, C., Avendaño, U., Guerrero, J., Preciado, M., Honorato-Zimmer, D., Thiel, M., 2020. Composition, abundance and sources of anthropogenic marine debris on the beaches from Ecuador - A

volunteer-supported study. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111068.

Galgani, F., Burgeot, T., Bocquene, G., Vincent, F., Leaute, J. P., Labastie, J., Forest, A., Guichet, R., 1995. Distribution and abundance of debris on the continental-shelf of the Bay of Biscay and in Seine Bay. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(94)00101-E.

Gallagher, A., Rees, A., Rowe, R., Stevens, J., Wright, P., 2016. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.002.

Gallo Neto, H., Bantel, C. G. G., Browning, J., Della Fina, N., Albuquerque Ballabio, T., Teles de Santana, F., de Karam e Britto, M., Beatriz Barbosa, C., 2021. Mortality of a juvenile Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*, Spheniscidae) associated with the ingestion of a PFF-2 protective mask during the Covid-19 pandemic. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112232.

Gandhi, K. S., Pradhap, D., Prabakaran, G., Singh, S. H., Krishnakumar, S., 2021. Distribution of plastic litter in beach sediments of Silver beach, Cuddalore, during Nivar Cyclone - A first report. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112904.

Gao, F., Li, J., Hu, J., Sui, B., Wang, C., Sun, C., Li, X., Ju, P., 2021. The seasonal distribution characteristics of microplastics on bathing beaches along the coast of Qingdao, China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146969.

Garaba, S. P., Acuña-Ruz, T., Mattar, C. B., 2020. Hyperspectral longwave infrared reflectance spectra of naturally dried algae, anthropogenic plastics, sands and shells. *Earth System Science Data*. doi: 10.5194/essd-12-2665-2020.

Garcés-Ordóñez, O., Espinosa Díaz, L. F., Pereira Cardoso, R., Costa Muniz, M., 2020. The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111558.

Garcés-Ordóñez, O., Espinosa, L. F., Cardoso, R. P., Issa Cardozo, B. B., Meigikos dos Anjos, R., 2020. Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115495.

Garcés-Ordóñez, O., Saldarriaga-Vélez, J. F., Espinosa-Díaz, L. F., 2021. Marine litter pollution in mangrove forests from Providencia and Santa Catalina islands, after

Hurricane IOTA path in the Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112471.

Garcia, T. M., Campos, C. C., Mota, E. M. T., Santos, N. M. O., Campelo, R. P. D., Prado, L. C. G., Melo, M., Soares, M. D., 2020. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110705.

Garrity, S. D., Levings, S. C., 1993. Marine debris along the Caribbean coast of Panama. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(93)90574-4.

Gbogbo, F., Takyi, J. B., Billah, M. K., Ewool, J., 2020. Analysis of microplastics in wetland samples from coastal Ghana using the Rose Bengal stain. *Environmental Monitoring and Assessment*. doi: 10.1007/s10661-020-8175-8.

Giles, R. K., Nguyen, C. A. T., Hồ, T. T. Y., Nguyễn, C. V., Ngô, N. T., Rochman, C. M., 2021. Source-Specific Patterns of Marine Debris and Associated Ecological Impacts in the Red River Estuary of Xuan Thuy National Park, Vietnam. *Frontiers in Environmental Science*. doi: 10.3389/fenvs.2021.679530.

Gilligan, M. R., Pitts, R. S., Richardson, J. P., Kozel, T. R., 1992. Rates of accumulation of marine debris in Chatham County, Georgia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(92)90342-4.

Gimiliani, G. T., Fornari, M., Redígolo, M. M., Vega Bustillos, J. O. W., de Souza Abessa, D. M., Faustino Pires, M. A., 2020. Simple and cost-effective method for microplastic quantification in estuarine sediment: A case study of the Santos and São Vicente Estuarine System. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. doi: 10.1016/j.cscee.2020.100020.

Giovacchini, A., Merlino, S., Locritani, M., Stroobant, M., 2018. Spatial distribution of marine litter along Italian coastal areas in the Pelagos sanctuary (Ligurian Sea - NW Mediterranean Sea): A focus on natural and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.02.042.

Gjyli, L., Vlachogianni, T., Kolutari, J., Matta, G., Metalla, O., Gjyli, S., 2020. Marine litter on the Albanian coastline: Baseline information for improved management. *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2020.105108.

Godoy, V., Prata, J. C., Blázquez, G., Almendros, A. I., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., Calero, M., Martín-Lara, M. Á., 2020. Effects of distance to the sea and geomorphological characteristics on the quantity and distribution of microplastics in

beach sediments of Granada (Spain). *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142023.

Goktug, T. H., 2021. Visitor-Sourced Pollution and Esthetic Quality in the Coastal National Parks: Sample of Dilek Peninsula Büyük Menderes Delta National Park/Turkey. *Coastal Management*. doi: 10.1080/08920753.2021.1875391.

Golik, A., Gertner, Y., 1992. Litter on the Israeli coastline. *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/0141-1136(92)90002-4.

Gómez, V., Pozo, K., Nuñez, D., Příbylová, P., Audy, O., Bains, M., Fossi, M. C., Klánová, J., 2020. Marine plastic debris in Central Chile: Characterization and abundance of macroplastics and burden of persistent organic pollutants (POPs). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110881.

Gonçalves, G., Andriolo, U., Pinto, L., Bessa, F., 2020. Mapping marine litter using UAS on a beach-dune system: a multidisciplinary approach. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135742.

Gonçalves, M., Schmid, K., Andrade, M. C., Andrades, R., Pegado, T., Giarrizzo, T., 2020. Are the tidal flooded forests sinks for litter in the Amazonian estuary? *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111732.

Gönülal, O., Öz, İ., Güreşen, S. O., Öztürk, B., 2016. Abundance and composition of marine litter around Gökçeada Island (Northern Aegean Sea). *Aquatic Ecosystem Health and Management*. doi: 10.1080/14634988.2016.1257898.

González-Hernández, M., Hernández-Sánchez, C., González-Sálamo, J., López-Darias, J., Hernández-Borges, J., 2020. Monitoring of meso and microplastic debris in Playa Grande beach (Tenerife, Canary Islands, Spain) during a moon cycle. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110757.

Govender, J., Naidoo, T., Rajkaran, A., Cebekhulu, S., Bhugeloo, A., Naidoo, S., 2020. Towards characterising microplastic abundance, typology and retention in mangrove-dominated estuaries. *Water (Switzerland)*. doi: 10.3390/w12102802.

Gray, A. D., Wertz, H., Leads, R. R., Weinstein, J. E., 2018. Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.01.030.

Green, B. C., Johnson, C. L. E., 2020. Characterisation of microplastic contamination in sediment of England's inshore waters. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110788.

Gregory, M. R., 1977. Plastic pellets on New Zealand beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(77)90193-X.

Gregory, M. R., 1983. Virgin plastic granules on some beaches of Eastern Canada and Bermuda. *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/0141-1136(83)90011-9.

Grelaud, M., Ziveri, P., 2020. The generation of marine litter in Mediterranean island beaches as an effect of tourism and its mitigation. *Scientific Reports*. doi: 10.1038/s41598-020-77225-5.

Grillo, A. C., Mello, T. J., 2021. Marine debris in the Fernando de Noronha Archipelago, a remote oceanic marine protected area in tropical SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112021.

Guerrero-Meseguer, L., Veiga, P., Rubal, M., 2020. Spatio-temporal variability of anthropogenic and natural wrack accumulations along the driftline: Marine litter overcomes wrack in the northern sandy beaches of Portugal. *Journal of Marine Science and Engineering*. doi: 10.3390/jmse8120966.

Guffogg, J. A., Soto-Berelev, M., Jones, S. D., Bellman, C. J., Lavers, J. L., Skidmore, A. K., 2021. Towards the spectral mapping of plastic debris on beaches. *Remote Sensing*. doi:10.3390/rs13091850.

Gündogdu, S., Çevik, C., 2019. High level of meso and macroplastics pollution on the Turkish coast. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113351.

Grillo, A. C., Mello, T. J., 2021. Marine debris in the Fernando de Noronha Archipelago, a remote oceanic marine protected area in tropical SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112021.

Guerrero-Meseguer, L., Veiga, P., Rubal, M., 2020. Spatio-temporal variability of anthropogenic and natural wrack accumulations along the driftline: Marine litter overcomes wrack in the northern sandy beaches of Portugal. *Journal of Marine Science and Engineering*. doi: 10.3390/jmse8120966.

Guffogg, J. A., Soto-Berelev, M., Jones, S. D., Bellman, C. J., Lavers, J. L., Skidmore, A. K., 2021. Towards the spectral mapping of plastic debris on beaches. *Remote Sensing*. doi: 10.3390/rs13091850.

Gündogdu, S., Çevik, C., 2019. High level of meso and macroplastics pollution on the Turkish coast. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113351.

Guo, X. P., Sun, X. L., Chen, Y. R., Hou, L., Liu, M., Yang, Y., 2020. Antibiotic resistance genes in biofilms on plastic wastes in an estuarine environment. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140916.

Gupta, P., Saha, M., Rathore, C., Suneel, V., Ray, D., Naik, A., Daga, K., 2021. Spatial and seasonal variation of microplastics and possible sources in the estuarine system from central west coast of India. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117665.

Haarr, M. L., Pantalos, M., Hartviksen, M. K., Gressetvold, M., 2020. Citizen science data indicate a reduction in beach litter in the Lofoten archipelago in the Norwegian Sea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111000.

Haddad, M. B., De-la-Torre, G. E., Abelouah, M. R., Hajji, S., Alla, A. A., 2021. Personal protective equipment (PPE) pollution associated with the COVID-19 pandemic along the coastline of Agadir, Morocco. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149282.

Haddout, S., Gimiliani, G. T., Priya, K. L., Hoguane, A. M., Casila, J. C. C., Ljubenkov, I., 2021. Microplastics in Surface Waters and Sediments in the Sebou Estuary and Atlantic Coast, Morocco. *Analytical Letters*. doi: 10.1080/00032719.2021.1924767.

Hajbane, S., Pattiaratchi, C. B., 2017. Plastic pollution patterns in offshore, nearshore and estuarine waters: A case study from Perth, Western Australia. *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2017.00063.

Hamid, F. S., Jia, W., Zakaria, R. M., 2020. Microplastics abundance and uptake by meretrix lyrata (Hard clam) in mangrove forest. *Journal of Engineering and Technological Sciences*. doi: 10.5614/j.eng.technol.sci.2020.52.3.10.

Hamza, A., Khir, M. A. M., Rusli, M. U., Ibrahim, Y. S., 2020. Microplastic occurrence in seaturtle nesting beach sediments from Terengganu, Malaysia. *Journal of Green Engineering*.

Han, M., Niu, X., Tang, M., Zhang, B. T., Wang, G., Yue, W., Kong, X., Zhu, J., 2020. Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135601

Hansen, R. A., Gross, A., 2019. Determination of microplastics in coastal beach sediments along Kattegat Sea, Denmark. *Theoretical and Applied Ecology*. doi: 10.25750/1995-4301-2019-2-075-082.

Hardesty, B. D., Roman, L., Duke, N. C., Mackenzie, J. R., Wilcox, C., 2021. Abandoned, lost and discarded fishing gear 'ghost nets' are increasing through time in Northern Australia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112959.

Haseler, M., Balciunas, A., Hauk, R., Sabaliauskaite, V., Chubarenko, I., Ershova, A., Schernwski, G., 2020. Marine Litter Pollution in Baltic Sea Beaches - Application of

the Sand Rake Method. *Frontiers in Environmental Science*. doi: 10.3389/fenvs.2020.599978.

Hayati, Y., Adrianto, L., Krisanti, M., Pranowo, W. S., Kurniawan, F., 2020. Magnitudes and tourist perception of marine debris on small tourism island: Assessment of Tidung Island, Jakarta, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111393.

Hayes, A., Kirkbride, P., Leterme, S. C., 2021. Variation in polymer types and abundance of microplastics from two rivers and beaches in Adelaide, South Australia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112842.

He, D., Chen, X., Zhao, W., Zhu, Z., Qi, X., Zhou, L., Chen, W., Wan, C., Li, D., Zou, X., Wu, N., 2021. Microplastics contamination in the surface water of the Yangtze River from upstream to estuary based on different sampling methods. *Environmental Research*. doi: 10.1016/j.envres.2021.110908.

Hengstmann, E., Gräwe, D., Tamminga, M., Fischer, E. K., 2017. Marine litter abundance and distribution on beaches on the Isle of Rugen considering the influence of exposition, morphology and recreational activities. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.026.

Hennicke, A., Macrina, L., Malcolm-Mckay, A., Miliou, A., 2021. Assessment of microplastic accumulation in wild *Paracentrotus lividus*, a commercially important sea urchin species, in the Eastern Aegean Sea, Greece. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2021.101855.

Heo, N. W., Hong, S. H., Han, G. M., Hong, S., Lee, J., Song, Y. K., Jang, M., Shim, W. J., 2013. Distribution of small plastic debris in cross-section and high strandline on Heungnam beach, South Korea. *Ocean Science Journal*. doi: 10.1007/s12601-013-0019-9.

Hernández-Sánchez, C., González-Sálamo, J., Díaz-Peña, F. J., Fraile-Nuez, E., Hernández-Borges, J., 2021. Arenas Blancas (El Hierro island), a new hotspot of plastic debris in the Canary Islands (Spain). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112548.

Hien, T. T., Nhon, N. T. T., Thu, V. T. M., Quyen, D. T. T., Nguyen, N. T., 2020. The distribution of microplastics in beach sand in Tien Giang Province and Vung Tau City, Vietnam. *Journal of Engineering and Technological Sciences*. doi: 10.5614/j.eng.technol.sci.2020.52.2.6.

Hinojosa, I. A., Rivadeneira, M. M., Thiel, M., 2011. Temporal and spatial distribution of floating objects in coastal waters of central-southern Chile and Patagonian fjords. *Continental Shelf Research*. doi: 10.1016/j.csr.2010.04.013.

Hitchcock, J. N., 2020. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139436.

Hitchcock, J. N., Mitrovic, S. M., 2019. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.01.069.

Ho, N. H. E., Not, C., 2019. Selective accumulation of plastic debris at the breaking wave area of coastal waters. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2018.11.041.

Hong, S., Lee, J., Kang, D., Choi, H. W., Ko, S. H., 2014. Quantities, composition, and sources of beach debris in Korea from the results of nationwide monitoring. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.05.051.

Hope, J. A., Coco, G., Ladewig, S. M., Thrush, S. F., 2021. The distribution and ecological effects of microplastics in an estuarine ecosystem. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117731.

Horn, D., Miller, M., Anderson, S., Steele, C., 2019. Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.039.

Hossain, M. B., Banik, P., Nur, A. A. U., Rahman, T., 2021. Abundance and characteristics of microplastics in sediments from the world's longest natural beach, Cox's Bazar, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111956.

Huang, Y., Xiao, X., Effiong, K., Xu, C., Su, Z., Hu, J., Jiao, S., Holmer, M., 2021. New Insights into the Microplastic Enrichment in the Blue Carbon Ecosystem: Evidence from Seagrass Meadows and Mangrove Forests in Coastal South China Sea. *Environmental Science and Technology*. doi: 10.1021/acs.est.0c07289.

Ibabe, A., Rayón, F., Martínez, J. L., García-Vázquez, E., 2020. Environmental DNA from plastic and textile marine litter detects exotic and nuisance species nearby ports. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0228811.

Ibrahim, E. A. A., Rahim Osman, N. A., Eisa, O. A. M., 2020. Status of the Beach Litter in the UNESCO World Heritage Site of Dungonab and Mukkawar Island Marine

National Park in Sudan, Red Sea. *International Journal of Ecology*. doi: 10.1155/2020/6904745.

Ibrahim, Y. S., Hamzah, S. R., Khalik, W., Yusof, K., Anuar, S. T., 2021. Spatiotemporal microplastic occurrence study of Setiu Wetland, South China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147809.

Ilechukwu, I., Ndukwe, G. I., Mgbemena, N. M., Akandu, A. U., 2019. Occurrence of microplastics in surface sediments of beaches in Lagos, Nigeria. *European Chemical Bulletin*. doi: 10.17628/ecb.2019.8.371-375.

Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Kako, S., Nakashima, E., Fujii, N., 2014. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.041.

Izar, G. M., Morais, L. G., Pereira, C. D. S., Cesar, A., Abessa, D. M. S., Christofolletti, R. A., 2019. Quantitative analysis of pellets on beaches of the São Paulo coast and associated non-ingested ecotoxicological effects on marine organisms. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2019.100705.

Jang, Y. C., Lee, J., Hong, S., Lee, J. S., Shim, W. J., Song, Y. K., 2014. Sources of plastic marine debris on beaches of Korea: More from the ocean than the land. *Ocean Science Journal*. doi: 10.1007/s12601-014-0015-8.

Jang, Y. C., Ranatunga, R. R. M. K. P., Mok, J. Y., Kim, K. S., Hong, S. Y., Choi, Y. R., Gunasekara, A. J. M., 2018. Composition and abundance of marine debris stranded on the beaches of Sri Lanka: Result from the first island-wide survey. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.01.018.

Jaubet, M. L., Hines, E., Elías, R., Garaffo, G. V., 2021. Factors driving the abundance and distribution of microplastics on sandy beaches in a Southwest Atlantic seaside resort. *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/j.marenvres.2021.105472.

Jayasiri, H. B., Purushothaman, C. S., Vennila, A., 2013. Plastic litter accumulation on high-water strandline of urban beaches in Mumbai, India. *Environmental Monitoring and Assessment*. doi: 10.1007/s10661-013-3129-z.

Jayasiri, H. B., Purushothaman, C. S., Vennila, A., 2013. Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.024.

Jeyasanta, K. I., Patterson, J., Grimsditch, G., Edward, J. K. P., 2020. Occurrence and characteristics of microplastics in the coral reef, sea grass and near shore habitats of

Rameswaram Island, India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111674.

Jeyasanta, K. I., Sathish, N., Patterson, J., Edward, J. K. P., 2020. Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111055.

Jiang, X., Lu, K., Tunnell, J. W., Liu, Z., 2021. The impacts of weathering on concentration and bioaccessibility of organic pollutants associated with plastic pellets (nurdles) in coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112592.

Jiwarungrueangkul, T., Phaksopa, J., Sompongchaiyakul, P., Tipmanee, D., 2021. Seasonal microplastic variations in estuarine sediments from urban canal on the west coast of Thailand: A case study in Phuket province. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112452.

Johnson, S. W., 1989. Deposition, fate, and characteristics of derelict trawl web on an Alaskan beach. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(89)90486-4.

Jones, J. S., Porter, A., Muñoz-Pérez, J. P., Alarcón-Ruales, D., Galloway, T. S., Godley, B. J., Santillo, D., Vagg, J., Lewis, C., 2021. Plastic contamination of a Galapagos Island (Ecuador) and the relative risks to native marine species. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147704.

Kadir, A. A., Hasni, A. F., Sarani, N. A., 2015. Marine debris composition in Batupahat, Johor: A comparison between Sungai Lurus and MinyakBeku beaches. *ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences*.

Kaladharan, P., Singh, V. V., Asha, P. S., Edward, L., Sukhadane, K. S., 2020. Marine plastic litter in certain trawl grounds along the peninsular coasts of India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111299.

Kang, J. H., Kwon, O. Y., Lee, K. W., Song, Y. K., Shim, W. J., 2015. Marine neustonic microplastics around the southeastern coast of Korea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.054.

Kar, C., Purkayastha, A., Tiwary, R. D., 2021. A statistical assessment of plastic associated marine organisms found on intertidal plastic debris off the coasts of South Andaman Island of the Indian Archipelago. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2021.101925.

Karapanagioti, H. K., Klontza, I., 2007. Investigating the properties of plastic resin pellets found in the coastal areas of Lesvos Island. *Global Nest Journal*. doi: 10.30955/gnj.000411

Karkanorachaki, K., Kiparissis, S., Kalogerakis, G. C., Yiantzi, E., Psillakis, E., Kalogerakis, N., 2018. Plastic pellets, meso- and microplastics on the coastline of Northern Crete: Distribution and organic pollution. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.011.

Karthik, R., Robin, R. S., Purvaja, R., Ganguly, D., Anandavelu, I., Raghuraman, R., Hariharan, G., Ramakrishna, A., Ramesh, R., 2018. Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.242.

Kataržytė, M., Balčiūnas, A., Haseler, M., Sabaliauskaitė, V., Lauciūtė, L., Stepanova, K., Nazzari, C., Schernewski, G., 2020. Cigarette butts on Baltic Sea beaches: Monitoring, pollution and mitigation measures. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.11124.

Kaviarasan, T., Naik, S., Sivadas, S. K., Dhineka, K., Sambandam, M., Sivyer, D., Mishra, P., Ramana Murthy, M. V., 2020. Assessment of litter in the remote beaches of Lakshadweep Islands, Arabian Sea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111760.

Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G., Amara, R., 2019. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133933.

Kerubo, J. O., Muthumbi, A. W. N., Onyari, J. M., Robertson-Andersson, D., Kimani, E., 2021. Microplastics pollution in the sediments of creeks and estuaries of Kenya, western Indian Ocean. *African Journal of Marine Science*. doi: 10.2989/1814232X.2021.1966505.

Kesavan, S., Xavier, K. A. M., Deshmukhe, G., Jaiswar, A. K., Bhusan, S., Sukla, S. P., 2021. Anthropogenic pressure on mangrove ecosystems: Quantification and source identification of surficial and trapped debris. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148677.

Khairunnisa, A. K., Fauziah, S. H., Agamuthu, P., 2012. Marine debris composition and abundance: A case study of selected beaches in Port Dickson, Malaysia. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. doi: 10.1080/14634988.2012.703096.

Khoironi, A., Hadiyanto, H., Anggoro, S., Sudarno, S., 2020. Evaluation of polypropylene plastic degradation and microplastic identification in sediments at Tambak Lorok coastal area, Semarang, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110868

Khordagui, H. K., Abu-Hilal, A. H., 1994. Industrial plastic on the southern beaches of the Arabian Gulf and the western beaches of the Gulf of Oman. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/0269-7491(94)90143-0.

Khordagui, H. K., Abu-Hilal, A. H., 1994. Man-made litter on the shores of the united arab emirates on the Arabian Gulf and the Gulf of Oman. *Water, Air, and Soil Pollution*. doi: 10.1007/bf00482711.

Khuyen, V. T. K., Le, D. V., Fischer, A. R., Dornack, C., 2021. Comparison of Microplastic Pollution in Beach Sediment and Seawater at UNESCO Can Gio Mangrove Biosphere Reserve. *Global Challenges*. doi: 10.1002/gch2.202100044.

Kim, I. S., Chae, D. H., Kim, S. K., Choi, S., Woo, S. B., 2015. Factors Influencing the Spatial Variation of Microplastics on High-Tidal Coastal Beaches in Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. doi: 10.1007/s00244-015-0155-6.

Kitto, M. R., Sambhu, C., 2012. Litter Pollution on the Coastline of Obhur, Kingdom of Saudi Arabia. *Arab Gulf Journal of Scientific Research*. doi: 10.51758/AGJSR-2/3-2012-0016

Konechnaya, O., Schwanen, C., Schwarzbauer, J., 2021. Application of multi-step approach for comprehensive identification of microplastic particles in diverse sediment samples. *Water Science and Technology*. doi: 10.2166/wst.2020.600.

Koongolla, J. B., Andraday, A. L., Kumara, P. B. T., Gangabadage, C. S., 2018. Evidence of microplastics pollution in coastal beaches and waters in southern Sri Lanka. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.10.031.

Kor, K., Ghazilou, A., Ershadifar, H., 2020. Microplastic pollution in the littoral sediments of the northern part of the Oman Sea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111166.

Kor, K., Mehdinia, A., 2020. Neustonic microplastic pollution in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110665.

Kordella, S., Geraga, M., Papatheodorou, G., Fakiris, E., Mitropoulou, I. M., 2013. Litter composition and source contribution for 80 beaches in Greece, Eastern Mediterranean: A nationwide voluntary clean-up campaign. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. doi: 10.1080/14634988.2012.759503.

Korez, Š., Gutow, L., Saborowski, R., 2019. Microplastics at the strandlines of Slovenian beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.054.

Koutsodendris, A., Papatheodorou, G., Kougiourouki, O., Georgiadis, M., 2008. Benthic marine litter in four Gulfs in Greece, Eastern Mediterranean, abundance, composition and source identification. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2007.10.011.

Krishnakumar, S., Anbalagan, S., Kasilingam, K., Smrithi, P., Anbazhagi, S., Srinivasalu, S., 2020. Assessment of plastic debris in remote islands of the Andaman and Nicobar Archipelago, India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110841.

Krishnakumar, S., Srinivasalu, S., Saravanan, P., Vidyasakar, A., Magesh, N. S., 2018. A preliminary study on coastal debris in Nallathanni Island, Gulf of Mannar Biosphere Reserve, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.04.026.

Kumar, A. A., Sivakumar, R., Reddy, Y. S. R., Bhagya Raja, M. V., Nishanth, T., Revanth, V., 2016. Preliminary study on marine debris pollution along Marina beach, Chennai, India. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2016.01.002.

Kumar, A. S., Varghese, G. K., 2021. Microplastic pollution of Calicut beach - Contributing factors and possible impacts. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112492.

Kumar, A. S., Varghese, G. K., 2021. Source Apportionment of Marine Microplastics: First Step Towards Managing Microplastic Pollution. *Chemical Engineering and Technology*. doi: 10.1002/ceat.202000482.

Kumkar, P., Gosavi, S. M., Verma, C. R., Pise, M., Kalous, L., 2021. Big eyes can't see microplastics: Feeding selectivity and eco-morphological adaptations in oral cavity affect microplastic uptake in mud-dwelling amphibious mudskipper fish. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147445.

Kunz, A., Walther, B. A., Löwemark, L., Lee, Y. C., 2016. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.022.

Kuo, F. J., Huang, H. W., 2014. Strategy for mitigation of marine debris: Analysis of sources and composition of marine debris in northern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.04.019.

Kurniawan, S. B., Imron, M. F., 2019. Seasonal variation of plastic debris accumulation in the estuary of Wonorejo River, Surabaya, Indonesia. *Environmental Technology and Innovation*. doi: 10.1016/j.eti.2019.100490.

Kusui, T., Noda, M., 2003. International survey on the distribution of stranded and buried litter on beaches along the Sea of Japan. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/s0025-326x(02)00478-2.

Kylin, H., 2020. Marine debris on two arctic beaches in the Russian far east. *Polar Research*. doi: 10.33265/polar.v39.3381.

La Nasa, J., Biale, G., Mattonai, M., Modugno, F., 2021. Microwave-assisted solvent extraction and double-shot analytical pyrolysis for the qualitative-quantitative of plasticizers and microplastics in beach sand samples. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.123287.

Laglbauer, B. J. L., Franco-Santos, R. M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T., 2014. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.036.

Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., Tassin, B., 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2018.02.005.

Lam, T. W. L., Fok, L., Lin, L., Xie, Q., Li, H. X., Xu, X. R., Yeung, L. C., 2020. Spatial variation of floatable plastic debris and microplastics in the Pearl River Estuary, South China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111383.

Lavers, J. L., Rivers-Auty, J., Bond, A. L., 2021. Plastic debris increases circadian temperature extremes in beach sediments. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126140.

Lavers, J. L., Sharp, P. B., Stuckenbrock, S., Bond, A. L., 2020. Entrapment in plastic debris endangers hermit crabs. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121703.

Laverty, A. L., Primpke, S., Lorenz, C., Gerdt, G., Dobbs, F. C., 2020. Bacterial biofilms colonizing plastics in estuarine waters, with an emphasis on *Vibrio* spp. and their antibacterial resistance. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0237704.

Lee, A., Mondon, J., Merenda, A., Dumée, L. F., Callahan, D. L., 2021. Surface adsorption of metallic species onto microplastics with long-term exposure to the natural

marine environment. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146613.

Lee, J., Hong, S., Hong, S. H., Shim, W. J., Eo, S., 2017. Characteristics of meso-sized plastic marine debris on 20 beaches in Korea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.09.020

Lee, J., Hong, S., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, Y. C., Jang, M., Heo, N. W., Han, G. M., Lee, M. J., Kang, D., Shim, W. J., 2013. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.08.013.

Lee, J., Lee, J. S., Jang, Y. C., Hong, S. Y., Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Kang, D., Hong, S., 2015. Distribution and Size Relationships of Plastic Marine Debris on Beaches in South Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. doi: 10.1007/s00244-015-0208-x.

Lee, R. F., Sanders, D. P., 2015. The amount and accumulation rate of plastic debris on marshes and beaches on the Georgia coast. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.12.019.

Lefebvre, C., Rojas, I. J., Lasserre, J., Villette, S., Lecomte, S., Cachot, J., Morin, B., 2021. Stranded in the high tide line: Spatial and temporal variability of beached microplastics in a semi-enclosed embayment (Arcachon, France). *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149144.

Leite, A. S., Santos, L. L., Costa, Y., Hatje, V., 2014. Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.01.032.

Lenaker, P. L., Baldwin, A. K., Corsi, S. R., Mason, S. A., Reneau, P. C., Scott, J. W., 2019. Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science and Technology*. doi: 10.1021/acs.est.9b03850.

Leslie, H. A., Brandsma, S. H., van Velzen, M. J. M., Vethaak, A. D., 2017. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*. doi: 10.1016/j.envint.2017.01.018.

Li, J., Huang, W., Xu, Y., Jin, A., Zhang, D., Zhang, C., 2020. Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt

marsh, Hangzhou Bay, China. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101149.

Li, J., Zhang, H., Zhang, K., Yang, R., Li, R., Li, Y., 2018. Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.09.025.

Li, R., Yu, L., Chai, M., Wu, H., Zhu, X., 2020. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135025.

Li, R., Zhang, S., Zhang, L., Yu, K., Wang, S., Wang, Y., 2020. Field study of the microplastic pollution in sea snails (*Ellobium chinense*) from mangrove forest and their relationships with microplastics in water/sediment located on the north of Beibu Gulf. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114368.

Li, S., Wang, Y., Liu, L., Lai, H., Zeng, X., Chen, J., Liu, C., Luo, Q., 2021. Temporal and spatial distribution of microplastics in a coastal region of the Pearl River Estuary, China. *Water (Switzerland)*. doi: 10.3390/w13121618.

Li, Y., Liu, S., Liu, M., Huang, W., Chen, K., Ding, Y., Wu, F., Ke, H., Lou, L., Lin, Y., Zhang, M., Liu, F., Wang, C., Cai, M., 2021. Mid-Level Riverine Outflow Matters: A Case of Microplastic Transport in the Jiulong River, China. *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2021.712727.

Li, Y., Lu, Z., Zheng, H., Wang, J., Chen, C., 2020. Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. *Environmental Sciences Europe*. doi: 10.1186/s12302-020-0297-7.

Li, Y., Zhang, Y., Chen, G., Xu, K., Gong, H., Huang, K., Yan, M., Wang, J., 2021. Microplastics in surface waters and sediments from Guangdong coastal areas, South China. *Sustainability (Switzerland)*. doi: 10.3390/su13052691.

Liebezeit, G., 2008. Marine litter on the Kachelotplate, Lower Saxonian Wadden Sea. *Senckenbergiana Maritima*. doi: 10.1007/BF03055291.

Lima, A. R. A., Costa, M. F., Barletta, M., 2014. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research*. doi: 10.1016/j.envres.2014.03.031.

Lins-Silva, N., Marcolin, C. R., Kessler, F., Schwamborn, R., 2021. A fresh look at microplastics and other particles in the tropical coastal ecosystems of Tamandaré, Brazil. *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/j.marenvres.2021.105327.

Liong, R. M. Y., Hadibarata, T., Yuniarto, A., Tang, K. H. D., Khamidun, M. H., 2021. Microplastic Occurrence in the Water and Sediment of Miri River Estuary, Borneo Island. *Water, Air, and Soil Pollution*. doi: 10.1007/s11270-021-05297-8.

Liu, K., Zhang, Z., Wu, H., Wang, J., Wang, R., Zhang, T., Feng, Z., Li, D., 2021. Accumulation of microplastics in a downstream area of a semi-enclosed bay: Implications of input from coastal currents. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148280.

Liu, X., Liu, H., Chen, L., Wang, X., 2022. Ecological interception effect of mangroves on microplastics. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127231.

Lo, H. S., Lee, Y. K., Po, B. H. K., Wong, L. C., Xu, X., Wong, C. F., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y., Cheung, S. G., 2020. Impacts of Typhoon Mangkhut in 2018 on the deposition of marine debris and microplastics on beaches in Hong Kong. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137172.

Lorenzi, L., Reginato, B. C., Mayer, D. G., Dantas, D. V., 2020. Plastic floating debris along a summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic debris arrive in a conservation unit? *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-07708-5.

Lorenzi, L., Reginato, B. C., Mayer, D. G., Gentil, E., Pezzin, A. P. T., Silveira, V. F., Dantas, D. V., 2021. Spatio-seasonal microplastics distribution along a shallow coastal lagoon ecocline within a marine conservation unit. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112644.

Lots, F. A. E., Behrens, P., Vijver, M. G., Horton, A. A., Bosker, T., 2017. A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.057.

Lozoya, J. P., Teixeira de Mello, F., Carrizo, D., Weinstein, F., Olivera, Y., Cedrés, F., Pereira, M., Fossati, M., 2016. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.041.

Lucas, Z., 1992. Monitoring persistent litter in the marine-environment on Sable-Island, Nova-Scotia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(92)90529-F.

Luo, W., Su, L., Craig, N. J., Du, F., Wu, C., Shi, H., 2019. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2018.11.081.

Ma, J., Niu, X., Zhang, D., Lu, L., Ye, X., Deng, W., Li, Y., Lin, Z., 2020. High levels of microplastic pollution in aquaculture water of fish ponds in the Pearl River Estuary of Guangzhou, China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140679.

Madzena, A., Lasiak, T., 1997. Spatial and temporal variations in beach litter on the Transkei Coast of South Africa. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(97)00052-0.

Maghsodian, Z., Sanati, A. M., Ramavandi, B., Ghasemi, A., Sorial, G. A., 2021. Microplastics accumulation in sediments and *Periophthalmus waltoni* fish, mangrove forests in southern Iran. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128543.

Maharana, D., Saha, M., Dar, J. Y., Rathore, C., Sreepada, R. A., Xu, X. R., Koongolla, J. B., Li, H. X., 2020. Assessment of micro and macroplastics along the west coast of India: Abundance, distribution, polymer type and toxicity. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125708.

Mai, Y., Peng, S., Lai, Z., Wang, X., 2021. Measurement, quantification, and potential risk of microplastics in the mainstream of the Pearl River (Xijiang River) and its estuary, Southern China. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-021-14395-3.

Maione, C., 2021. Quantifying plastics waste accumulations on coastal tourism sites in Zanzibar, Tanzania. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112418.

Majer, A. P., Vedolin, M. C., Turra, A., 2012. Plastic pellets as oviposition site and means of dispersal for the ocean-skater insect *Halobates*. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.03.029.

Mallory, M. L., Baak, J., Gjerdrum, C., Mallory, O. E., Manley, B., Swan, C., Provencher, J. F., 2021. Anthropogenic litter in marine waters and coastlines of Arctic Canada and West Greenland. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146971.

Marin, C. B., Niero, H., Zinnke, I., Pellizzetti, M. A., Santos, P. H., Rudolf, A. C., Beltrao, M., Waltrick, D. D., Polette, M., 2019. Marine debris and pollution indexes on

the beaches of Santa Catarina State, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2019.100771.

Martin, C., Almahasheer, H., Duarte, C. M., 2019. Mangrove forests as traps for marine litter. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.01.067.

Martin, C., Zhang, Q., Zhai, D., Zhang, X., Duarte, C. M., 2021. Enabling a large-scale assessment of litter along Saudi Arabian red sea shores by combining drones and machine learning. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.116730.

Martinez-Ribes, L., Basterretxea, G., Palmer, M., Tintore, J., 2007. Origin and abundance of beach debris in the Balearic Islands. *Scientia Marina*. doi: 10.3989/scimar.2007.71n2305.

Martins, J., Sobral, P., 2011. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size? *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.028.

Masiá, P., Ardura, A., Gaitán, M., Gerber, S., Rayon-Viña, F., Garcia-Vazquez, E., 2021. Maritime ports and beach management as sources of coastal macro-, meso-, and microplastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-021-12821-0.

Massos, A., Turner, A., 2017. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2017.04.034.

Mathalon, A., Hill, P., 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.018.

Mattan-Moorgawa, S., Chockalingam, J., Appadoo, C., 2021. A first assessment of marine meso-litter and microplastics on beaches: Where does Mauritius stand? *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112941.

Maynard, I. F. N., Bortoluzzi, P. C., Nascimento, L. M., Madi, R. R., Cavalcanti, E. B., Lima, Á. S., Jeraldo, V. D. L. S., Marques, M. N., 2021. Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144777.

Mayoma, B. S., Sørensen, C., Shashoua, Y., Khan, F. R., 2020. Microplastics in beach sediments and cockles (*Anadara antiquata*) along the Tanzanian coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. doi: 10.1007/s00128-020-02991-x.

Mazariegos-Ortíz, C., Rosales, M. de los Á., Carrillo-Ovalle, L., Cardoso, R. P., Muniz, M. C., dos Anjos, R. M., 2020. First evidence of microplastic pollution in the El

Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111220.

Mazarrasa, I., Puente, A., Núñez, P., García, A., Abascal, A. J., Juanes, J. A., 2019. Assessing the risk of marine litter accumulation in estuarine habitats. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.060.

McDermid, K. J., McMullen, T. L., 2004. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2003.10.017.

McEachern, K., Alegria, H., Kalagher, A. L., Hansen, C., Morrison, S., Hastings, D., 2019. Microplastics in Tampa Bay, Florida: Abundance and variability in estuarine waters and sediments. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.068.

Merlino, S., Locritani, M., Bernardi, G., Como, C., Legnaioli, S., Palleschi, V., Abbate, M., 2020. Spatial and temporal distribution of chemically characterized microplastics within the protected area of pelagos sanctuary (Nw mediterranean sea): Focus on natural and urban beaches. *Water (Switzerland)*. doi: 10.3390/w12123389.

Mghili, B., Analla, M., Aksissou, M., Aissa, C., 2020. Marine debris in Moroccan Mediterranean beaches: An assessment of their abundance, composition and sources. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111692

Misic, C., Covazzi Harriague, A., Ferrari, M., 2019. Hydrodynamic forcing and sand permeability influence the distribution of anthropogenic microparticles in beach sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2019.106429.

Missawi, O., Bousserhine, N., Belbekhouche, S., Zitouni, N., Alphonse, V., Boughattas, I., Banni, M., 2020. Abundance and distribution of small microplastics ( $\leq 3 \mu\text{m}$ ) in sediments and seaworms from the Southern Mediterranean coasts and characterisation of their potential harmful effects. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114634.

Mistri, M., Scoponi, M., Sfriso, A. A., Munari, C., Curiotto, M., Sfriso, A., Orlando-Bonaca, M., Lipej, L., 2021. Microplastic Contamination in Protected Areas of the Gulf of Venice. *Water, Air, and Soil Pollution*. doi: 10.1007/s11270-021-05323-9.

Mo, A., D'Antraccoli, M., Bedini, G., Ciccarelli, D., 2021. The role of plants in the face of marine litter invasion: A case study in an Italian protected area. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112544.

Mobilik, J. M., Ling, T. Y., Husain, M. L., Hassan, R., 2014. Type and abundance of marine debris at selected public beaches in Sarawak, East Malaysia, during the northeast monsoon. *Journal of Sustainability Science and Management*.

Mohamed Nor, N. H., Obbard, J. P., 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.11.025.

Mokos, M., Rokov, T., Zubak Čižmek, I., 2020. Monitoring and analysis of marine litter in Vodenjak cove on IÅ¾ Island, central Croatian Adriatic Sea. *Rendiconti Lincei*. doi: 10.1007/s12210-020-00934-6.

Mokos, M., Zamora Martinez, I., Zubak, I., 2019. Is central Croatian Adriatic Sea under plastic attack? Preliminary results of composition, abundance and sources of marine litter on three beaches. *Rendiconti Lincei*. doi: 10.1007/s12210-019-00851-3.

Monteiro, R. C. P., Do Sul, J. A. I., Costa, M. F., 2020. Small microplastics on beaches of Fernando de Noronha Island, tropical Atlantic Ocean. *Ocean and Coastal Research*. doi: 10.1590/S2675-28242020068235.

Moore, S. L., Gregorio, D., Carreon, M., Weisberg, S. B., Leecaster, M. K., 2001. Composition and distribution of beach Debris in Orange County, California. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(00)00148-X.

Moreira, F. T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., Turra, A., 2016. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2016.07.006.

Morritt, D., Stefanoudis, P. V., Pearce, D., Crimmen, O. A., Clark, P. F., 2014. Plastic in the Thames: A river runs through it. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.035.

Mugilarasan, M., Karthik, R., Purvaja, R., Robin, R. S., Subbareddy, B., Hariharan, G., Rohan, S., Jinoj, T. P. S., Anandavelu, I., Pugalenth, P., Ramesh, R., 2021. Spatiotemporal variations in anthropogenic marine litter pollution along the northeast beaches of India. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.116954.

Munier, B., Bendell, L. I., 2018. Macro and micro plastics sorb and desorb metals and act as a point source of trace metals to coastal ecosystems. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0191759.

MureSan, M., Begun, T., Voicaru, C., Vasile, D., Teaca, A., 2017. Beach litter occurrence in sandy littoral: Case study - the Romanian black sea coast. *Geo-Eco-Marina*.

Nachite, D., Maziane, F., Anfuso, G., Williams, A. T., 2019. Spatial and temporal variations of litter at the Mediterranean beaches of Morocco mainly due to beach users. *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2019.104846.

Naejei, N., Rafeei, M., Azizi, H., Hashemi, M., Eslami, A., 2020. Data on the microplastics contamination in water and sediments along the Haraz River estuary, Iran. *Data Brief*. doi: 10.1016/j.dib.2020.106155.

Naidoo, T., Glassom, D., Smit, A. J., 2015. Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.044.

Naji, A., Esmaili, Z., Khan, F. R., 2017. Plastic debris and microplastics along the beaches of the Strait of Hormuz, Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.11.032.

Naji, A., Esmaili, Z., Mason, S. A., Vethaak, A. D., 2017. The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-017-9587-z.

Naji, A., Nuri, M., Amiri, P., Niyogi, S., 2019. Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.033.

Nakao, S., Ozaki, A., Yamazaki, K., Masumoto, K., Nakatani, T., Sakiyama, T., 2020. Microplastics contamination in tidelands of the Osaka Bay area in western Japan. *Water and Environment Journal*. doi: 10.1111/wej.12541.

Nakashima, E., Isobe, A., Magome, S., Kako, S., Deki, N., 2011. Using aerial photography and in situ measurements to estimate the quantity of macro-litter on beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.01.006.

Narciso-Ortiz, L., Coreño-Alonso, A., Mendoza-Olivares, D., Lucho-Constantino, C. A., Lizardi-Jiménez, M. A., 2020. Baseline for plastic and hydrocarbon pollution of rivers, reefs, and sediment on beaches in Veracruz State, México, and a proposal for bioremediation. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-020-08831-z.

Narmatha Sathish, M., Immaculate Jeyasanta, K., Patterson, J., 2020. Monitoring of microplastics in the clam *Donax cuneatus* and its habitat in Tuticorin coast of Gulf of Mannar (GoM), India. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115219.

Nash, A. D., 1992. Impacts of marine debris on subsistence fishermen: An exploratory study. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(92)90243-Y.

Nel, H. A., Froneman, P. W., 2015. A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.043.

Nel, H. A., Hean, J. W., Noundou, X. S., Froneman, P. W., 2017. Do microplastic loads reflect the population demographics along the southern African coastline? *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.11.056.

Nel, H. A., Sambrook Smith, G. H., Harmer, R., Sykes, R., Schneidewind, U., Lynch, I., Krause, S., 2020. Citizen science reveals microplastic hotspots within tidal estuaries and the remote Scilly Islands, United Kingdom. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111776.

Nematollahi, M. J., Moore, F., Keshavarzi, B., Vogt, R. D., Nasrollahzadeh Saravi, H., Busquets, R., 2020. Microplastic particles in sediments and waters, south of Caspian Sea: Frequency, distribution, characteristics, and chemical composition. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111137.

Neto, J. A. B., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, A. C., Quaresma, V. D., de Carvalho, D. G., 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitoria bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean & Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030.

Ng, K. L., Obbard, J. P., 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.11.017.

Nguyen, Q. A. T., Nguyen, H. N. Y., Strady, E., Nguyen, Q. T., Trinh-Dang, M., Vo, V. M., 2020. Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111768.

Nichols, E. C., Lavers, J. L., Archer-Rand, S., Bond, A. L., 2021. Assessing plastic size distribution and quantity on a remote island in the South Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112366.

Nunes, T. Y., Broadhurst, M. K., Domit, C., 2021. Selectivity of marine-debris ingestion by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) at a South American World Heritage Listed area. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112574.

Oigman-Pszczol, S. S., Creed, J. C., 2007. Quantification and classification of marine litter on beaches along Armacao dos Buzios, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research*. doi: 10.2112/04-0278.1.

Okuku, E. O., Kiteresi, L. I., Owato, G., Mwalugha, C., Omire, J., Otieno, K., Mbuche, M., Nelson, A., Gwada, B., Mulupi, L., 2020. Marine macro-litter composition and distribution along the Kenyan Coast: The first-ever documented study. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111497.

Okuku, E. O., Kiteresi, L., Owato, G., Otieno, K., Omire, J., Kombo, M. M., Mwalugha, C., Mbuche, M., Gwada, B., Wanjeri, V., Nelson, A., Chepkemboi, P., Achieng, Q., Ndwiga, J., 2021. Temporal trends of marine litter in a tropical recreational beach: A case study of Mkomani beach, Kenya. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112273.

Okuku, E., Kiteresi, L., Owato, G., Otieno, K., Mwalugha, C., Mbuche, M., Gwada, B., Nelson, A., Chepkemboi, P., Achieng, Q., Wanjeri, V., Ndwiga, J., Mulupi, L., Omire, J., 2021. The impacts of COVID-19 pandemic on marine litter pollution along the Kenyan Coast: A synthesis after 100 days following the first reported case in Kenya. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111840.

Olivelli, A., Hardesty, B. D., Wilcox, C., 2020. Coastal margins and backshores represent a major sink for marine debris: Insights from a continental-scale analysis. *Environmental Research Letters*. doi: 10.1088/1748-9326/ab7836.

Oo, P. Z., Boontanon, S. K., Boontanon, N., Tanaka, S., Fujii, S., 2021. Horizontal variation of microplastics with tidal fluctuation in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112933.

Osorio, E. D., Tanchuling, M. A., Diola, M. B., 2021. Microplastics Occurrence in Surface Waters and Sediments in Five River Mouths of Manila Bay. *Frontiers in Environmental Science*. doi: 10.3389/fenvs.2021.719274.

Otley, H., Ingham, R., 2003. Marine debris surveys at Volunteer Beach, Falkland Islands, during the summer of 2001/02. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(03)00314-X.

Ouyang, W., Zhang, Y., Wang, L., Barceló, D., Wang, Y., Lin, C., 2020. Seasonal relevance of agricultural diffuse pollutant with microplastic in the bay. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122602.

Özden, Ö., Yildirim, S., Fuller, W. J., Godley, B. J., 2021. Anthropogenic marine litter on the north coast of Cyprus: Insights into marine pollution in the eastern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112167.

Paler, M. K. O., Malenab, M. C. T., Maralit, J. R., Nacorda, H. M., 2019. Plastic waste occurrence on a beach off southwestern Luzon, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.02.006.

Pamungkas, B., Dowarah, K., Kurnia, R., Riani, E., 2021. Potential plastic waste input from Citarum River, Indonesia. *AACL Bioflux*.

Pan, Z., Liu, Q., Jiang, R., Li, W., Sun, X., Lin, H., Jiang, S., Huang, H., 2021. Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.Chemosphere.2020.127876.

Papachristopoulou, I., Filippides, A., Fakiris, E., Papatheodorou, G., 2020. Vessel-based photographic assessment of beach litter in remote coasts. A wide-scale application in Saronikos Gulf, Greece. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110684.

Pasternak, G., Ribic, C. A., Spanier, E., Zviely, D., 2021. Stormwater systems as a source of marine debris: a case study from the Mediterranean coast of Israel. *Journal of Coastal Conservation*. doi: 10.1007/s11852-021-00818-3.

Patchaiyappan, A., Ahmed, S. Z., Dowarah, K., Jayakumar, S., Devipriya, S. P., 2020. Occurrence, distribution, and composition of microplastics in the sediments of South Andaman beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111227.

Patchaiyappan, A., Ahmed, S. Z., Dowarah, K., Khadanga, S. S., Singh, T., Jayakumar, S., Thirunavukkarasu, C., Devipriya, S. P., 2021. Prevalence of microplastics in the sediments of Odisha beaches, southeastern coast of India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112265.

Patti, T. B., Fobert, E. K., Reeves, S. E., Burke da Silva, K., 2020. Spatial distribution of microplastics around an inhabited coral island in the Maldives, Indian Ocean. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141263.

Paulus, C. A., Soewarlan, L. C., Ayubi, A. A., 2020. Distribution of marine debris in mangrove ecotourism area in Kupang, East Nusa Tenggara, Indonesia. *AACL Bioflux*.

Pazos, R. S., Amalvy, J., Cocheró, J., Pecile, A., Gómez, N., 2021. Temporal patterns in the abundance, type, and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112382.

Pazos, R. S., Bauer, D. E., Gómez, N., 2018. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2018.08.064.

Pe, E. O. L., Mashar, A., Taryono, T., Wardiatno, Y., 2020. Microplastic distribution and abundance in Cimandiri watershed flowing to Palabuhanratu Bay, Sukabumi, West Java, Indonesia. *AACL Bioflux*.

Panayotova, M. D., Bekova, R. I., Stefanova, K. B., Todorova, V. R., Gumus, M. R., Slabakova, V. H., Prodanov, B. K., Mihova, S. H., 2020. Seasonal Composition and Density of Marine Litter on Asparuhovo Beach, Varna, Bulgaria. *Ecologia Balkanica*.

Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., Li, D., 2017. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.064.

Perez, L., Soares-Gomes, A., Bernardes, M. C., 2018. A case study on the influence of beach kiosks on marine litter accumulating in Camboinhas beach, Southeast Brazil. *Journal of Coastal Conservation*. doi: 10.1007/s11852-018-0615-z.

Pérez-Alvelo, K. M., Llegus, E. M., Forestier-Babilonia, J. M., Elías-Arroyo, C. V., Pagán-Malavé, K. N., Bird-Rivera, G. J., Rodríguez-Sierra, C. J., 2021. Microplastic pollution on sandy beaches of Puerto Rico. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112010.

Pervez, R., Wang, Y. H., Jattak, Z., Zahir, M., Yan, Z., Dong, Z. X., 2020. Monitoring of micro-plastics: a case study of shilaoren beach, Qingdao, China. *Biointerface research in Applied Chemistry*. doi: 10.33263/BRIAC101.869875.

Pervez, R., Wang, Y., Ali, I., Ali, J., Ahmed, S., 2020. The analysis of the accumulation of solid waste debris in the summer season along the Shilaoren Beach Qingdao, China. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101041.

Pervez, R., Wang, Y., Mahmood, Q., Jattak, Z., Zahir, M., 2021. The distribution and composition of litter on the Aoshan Beach Qingdao, China. *Journal of Coastal Conservation*. doi: 10.1007/s11852-021-00831-6.

Pervez, R., Wang, Y., Mahmood, Q., Jattak, Z., Zahir, M., 2020. Stereomicroscopic and Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopic Characterization of the Abundance, Distribution and Composition of Microplastics in the Beaches of Qingdao, China. *Analytical Letters*. doi: 10.1080/00032719.2020.1763379.

Pervez, R., Wang, Y., Mahmood, Q., Zahir, M., Jattak, Z., 2020. Abundance, type, and origin of litter on No. 1 Bathing Beach of Qingdao, China. *Journal of Coastal Conservation*. doi: 10.1007/s11852-020-00751-x.

Piazzolla, D., Cafaro, V., de Lucia, G. A., Mancini, E., Scanu, S., Bonamano, S., Piermattei, V., Vianello, A., Della Ventura, G., Marcelli, M., 2020. Microlitter pollution

in coastal sediments of the northern Tyrrhenian Sea, Italy: microplastics and fly-ash occurrence and distribution. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2020.106819.

Piehl, S., Atwood, E. C., Bochow, M., Imhof, H. K., Franke, J., Siegert, F., Laforsch, C., 2020. Can Water Constituents Be Used as Proxy to Map Microplastic Dispersal Within Transitional and Coastal Waters? *Frontiers in Environmental Science*. doi: 10.3389/fenvs.2020.00092.

Piehl, S., Mitterwallner, V., Atwood, E. C., Bochow, M., Laforsch, C., 2019. Abundance and distribution of large microplastics (1-5 mm) within beach sediments at the Po River Delta, northeast Italy. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110515.

Pieper, C., Loureiro, C. M., Law, K. L., Amaral-Zettler, L. A., Quintino, V., Rodrigues, A. M., Ventura, M. A., Martins, A., 2021. Marine litter footprint in the Azores Islands: A climatological perspective. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143310.

Pieper, C., Ventura, M. A., Martins, A., Cunha, R. T., 2015. Beach debris in the Azores (NE Atlantic): Faial Island as a first case study. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.10.056.

Pinheiro, L. M., Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., 2019. Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches? *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.010.

Pinto, L., Andriolo, U., Gonçalves, G., 2021. Detecting stranded macro-litter categories on drone orthophoto by a multi-class Neural Network. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112594.

Piperagkas, O., Papageorgiou, N., Karakassis, I., 2019. Qualitative and quantitative assessment of microplastics in three sandy Mediterranean beaches, including different methodological approaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2019.02.016.

Podolsky, R. H., 1989. Entrapment of sea-deposited plastic on the shore of a Gulf of Maine Island. *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/0141-1136(89)90019-6.

Poeta, G., Battisti, C., Acosta, A. T. R., 2014. Marine litter in Mediterranean sandy littorals: Spatial distribution patterns along central Italy coastal dunes. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.10.011.

Poeta, G., Battisti, C., Bazzichetto, M., Acosta, A. T., 2016. The cotton buds beach: Marine litter assessment along the Tyrrhenian coast of central Italy following the marine strategy framework directive criteria. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.035.

Poeta, G., Conti, L., Malavasi, M., Battisti, C., Acosta, A. T. R., 2016. Beach litter occurrence in sandy littorals: The potential role of urban areas, rivers and beach users in central Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2016.08.041.

Pojar, I., Stănică, A., Stock, F., Kochleus, C., Schultz, M., Bradley, C., 2021. Sedimentary microplastic concentrations from the Romanian Danube River to the Black Sea. *Scientific Reports*. doi: 10.1038/s41598-021-81724-4.

Polanco, H., Hayes, S., Roble, C., Krupitsky, M., Branco, B., 2020. The presence and significance of microplastics in surface water in the Lower Hudson River Estuary 2016-2019: A research note. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111702.

Popa, M., Morar, D., Timar, A., Teusdea, A. C., Popa, D., 2014. Study concerning the pollution of the marine habitats with the microplastic fibers. *Journal of Environmental Protection and Ecology*.

Portman, M. E., Brennan, R. E., 2017. Marine litter from beach-based sources: Case study of an Eastern Mediterranean coastal town. *Waste Management*. doi: 10.1016/j.wasman.2017.07.040.

Portz, L., Manzolli, R. P., Herrera, G. V., Garcia, L. L., Villate, D. A., Ivar do Sul, J. A., 2020. Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111323.

Possatto, F. E., Spach, H. L., Cattani, A. P., Lamour, M. R., Santos, L. O., Cordeiro, N. M. A., Broadhurst, M. K., 2015. Marine debris in a World Heritage Listed Brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.032.

Powlik, J. J., 1995. The effects of discarded plastic on the colonization of nearshore substrata. *Sarsia*. doi: 10.1080/00364827.1995.10413595.

Pozdnyakov, S. R., Ivanova, E. V., Guzeva, A. V., Shalunova, E. P., Martinson, K. D., Tikhonova, D. A., 2020. Studying the Concentration of Microplastic Particles in Water, Bottom Sediments and Subsoils in the Coastal Area of the Neva Bay, the Gulf of Finland. *Water Resources*. doi: 10.1134/S0097807820040132.

Pozo, K., Urbina, W., Gómez, V., Torres, M., Nuñez, D., Příbylová, P., Audy, O., Clarke, B., Arias, A., Tombesi, N., Guida, Y., Klánová, J., 2020. Persistent organic pollutants sorbed in plastic resin pellet (nurdles) from coastal areas of Central Chile. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110786.

Pradit, S., Nitiratsuwan, T., Towatana, P., Jualaong, S., Sornplang, K., Noppradit, P., Jirajarus, M., Darakai, Y., Weerawong, C., 2020. Marine debris accumulation on the beach in Libong, a small island in Andaman Sea, Thailand. *Applied Ecology and Environmental Research*. doi: 10.15666/aeer/1804\_54615474.

Pradit, S., Towatana, P., Nitiratsuwan, T., Jualaong, S., Jirajarus, M., Sornplang, K., Noppradit, P., Darakai, Y., Weerawong, C., 2020. Occurrence of microplastics on beach sediment at Libong, a pristine island in Andaman Sea, Thailand. *ScienceAsia*. doi: 10.2306/scienceasia1513-1874.2020.042.

Prata, J. C., Reis, V., Paço, A., Martins, P., Cruz, A., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., 2020. Effects of spatial and seasonal factors on the characteristics and carbonyl index of (micro)plastics in a sandy beach in Aveiro, Portugal. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135892.

Preston-Whyte, F., Silburn, B., Meakins, B., Bakir, A., Pillay, K., Worship, M., Paruk, S., Mdazuka, Y., Mooi, G., Harmer, R., Doran, D., Tooley, F., Maes, T., 2021. Meso- and microplastics monitoring in harbour environments: A case study for the Port of Durban, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111948.

Price, A. R. G., Wrathall, T. J., Bernard, S. M., 1987. Occurrence of tar and other pollution on the Saudi Arabian shores of the Gulf. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(87)90399-7.

Purwiyanto, A. I. S., Suteja, Y., Trisno, Trisno, Ningrum, P. S., Putri, W. A. E., Rozirwan, Rozirwan, Agustriani, F., Cordova, M. R., Koropitan, A. F., 2020. Concentration and adsorption of Pb and Cu in microplastics: Case study in aquatic environment. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111380.

Qaisrani, Z. N., Shams, S., Guo, Z. R., Mamun, A. A., 2020. Qualitative analysis of plastic debris on beaches of Brunei Darussalam. *Pollution*. doi: 10.22059/POLL.2020.297713.751.

Qari, R., Shaffat, M., 2015. Distribution and abundance of marine debris along the coast of Karachi (Arabian Sea), Pakistan. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial*

Research Series B: Biological Sciences. doi:  
10.52763/PJSIR.BIOL.SCI.58.2.2015.98.103

Qiu, Q., Peng, J., Yu, X., Chen, F., Wang, J., Dong, F., 2015. Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: First observation on sediment of China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.028.

Quesadas-Rojas, M., Enriquez, C., Valle-Levinson, A., 2021. Natural and anthropogenic effects on microplastic distribution in a hypersaline lagoon. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145803.

Radhakrishnan, K., Sivapriya, V., Rajkumar, A., Akramkhan, N., Prakasheswar, P., Krishnakumar, S., Hussain, S. M., 2021. Characterization and distribution of microplastics in estuarine surface sediments, Kayamkulam estuary, southwest coast of India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112389.

Rahman, S. M. A., Robin, G. S., Momotaj, M., Uddin, J., Siddique, M. A. M., 2020. Occurrence and spatial distribution of microplastics in beach sediments of Cox's Bazar, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111587.

Rakib, M. R. J., De-la-Torre, G. E., Pizarro-Ortega, C. I., Dioses-Salinas, D. C., Al-Nahian, S., 2021. Personal protective equipment (PPE) pollution driven by the COVID-19 pandemic in Cox's Bazar, the longest natural beach in the world. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112497.

Rangel-Buitrago, N., Arroyo-Olarte, H., Trilleras, J., Arana, V. A., Mantilla-Barbosa, E., Gracia C, A., Mendoza, A. V., Neal, W. J., Williams, A. T., Micallef, A., 2021. Microplastics pollution on Colombian Central Caribbean beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112685.

Rangel-Buitrago, N., Barría-Herrera, J., Vergara-Cortés, H., Contreras-López, M., Agredano, R., 2020. A snapshot of the litter problem along the Viña del Mar - Concón coastal strip, Valparaíso region, Chile. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111524.

Rangel-Buitrago, N., Mendoza, A. V., Gracia C, A., Mantilla-Barbosa, E., Arana, V. A., Trilleras, J., Arroyo-Olarte, H., 2019. Litter impacts on cleanliness and environmental status of Atlantico department beaches, Colombian Caribbean coast. *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2019.104835.

Rangel-Buitrago, N., Mendoza, A. V., Mantilla-Barbosa, E., Arroyo-Olarte, H., Arana, V. A., Trilleras, J., Gracia C, A., Neal, W. J., Williams, A. T., 2021. Plastic

pollution on the Colombian central Caribbean beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111837.

Rangel-Buitrago, N., Velez-Mendoza, A., Gracia C, A., Neal, W. J., 2020. The impact of anthropogenic litter on Colombia's central Caribbean beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.110909.

Rangel-Buitrago, N., Williams, A., Anfuso, G., Arias, M., Gracia, C. A., 2017. Magnitudes, sources, and management of beach litter along the Atlantico department coastline, Caribbean coast of Colombia. *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2017.01.021.

Rani, M., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Al-Odaini, N. A., Song, Y. K., Hong, S. H., 2020. Qualitative analysis of additives in plastic marine debris and its new products. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. doi:10.1007/s00244-015-0224-x.

Rapp, J., Herrera, A., Martinez, I., Raymond, E., Santana, Á., Gómez, M., 2020. Study of plastic pollution and its potential sources on Gran Canaria Island beaches (Canary Islands, Spain). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.110967.

Rasta, M., Sattari, M., Taleshi, M. S., Namin, J. I., 2020. Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface waters of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111541.

Reinold, S., Herrera, A., Hernández-González, C., Gómez, M., 2020. Plastic pollution on eight beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain): An annual study. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110847.

Renzi, M., Blašković, A., 2020. Chemical fingerprint of plastic litter in sediments and holothurians from Croatia: Assessment & relation to different environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.110994.

Retama, I., Jonathan, M. P., Shruti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D., Rodríguez-Espinosa, P. F., 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.053.

Rey, S. F., Franklin, J., Rey, S. J., 2021. Microplastic pollution on island beaches, Oahu, Hawaii. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0247224.

Ribeiro, V. V., Harayashiki, C. A. Y., Ertas, A., Castro, I. B., 2021. Anthropogenic litter composition and distribution along a chemical contamination gradient at Santos Estuarine System-Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2021.101902.

Ribeiro, V. V., Pinto, M. A. S., Mesquita, R. K. B., Moreira, L. B., Costa, M. F., Castro, Í. B., 2021. Marine litter on a highly urbanized beach at Southeast Brazil: A contribution to the development of litter monitoring programs. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.111978.

Ribic, C. A., 1998. Use of indicator items to monitor marine debris on a New Jersey beach from 1991 to 1996. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(98)00064-2.

Ribic, C. A., Sheavly, S. B., Klavitter, J., 2012. Baseline for beached marine debris on Sand Island, Midway Atoll. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.04.001.

Rios-Mendoza, L. M., Ontiveros-Cuadras, J. F., Leon-Vargas, D., Ruiz-Fernández, A. C., Rangel-García, M., Pérez-Bernal, L. H., Sanchez-Cabeza, J. A., 2021. Microplastic contamination and fluxes in a touristic area at the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112638.

Robin, R. S., Karthik, R., Purvaja, R., Ganguly, D., Anandavelu, I., Mugilarasan, M., Ramesh, R., 2020. Holistic assessment of microplastics in various coastal environmental matrices, southwest coast of India. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134947.

Rodrigues, D., Antunes, J., Otero, V., Sobral, P., Costa, M. H., 2020. Distribution Patterns of Microplastics in Seawater Surface at a Portuguese Estuary and Marine Park. *Frontiers in Environmental Science*. doi: 10.3389/fenvs.2020.582217.

Rodrigues, S. M., Almeida, C. M. R., Silva, D., Cunha, J., Antunes, C., Freitas, V., Ramos, S., 2019. Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.273.

Rodríguez, C., Fossatti, M., Carrizo, D., Sánchez-García, L., Teixeira de Mello, F., Weinstein, F., Lozoya, J. P., 2020. Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: Types, sources, fates, and chemical loads. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137734.

Roman, L., Warmbrunn, A., Lawson, T. J., Willis, K., Wilcox, C., Hardesty, B. D., 2021. Comparing marine anthropogenic debris on inhabited mainland beaches, coastal islands, and uninhabited offshore islands: A case study from Queensland and the Coral Sea, Australia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112919.

Roscher, L., Fehres, A., Reisel, L., Halbach, M., Scholz-Böttcher, B., Gerriets, M., Badewien, T. H., Shiravani, G., Wurpts, A., Primpke, S., Gerdts, G., 2021. Microplastic pollution in the Weser estuary and the German North Sea. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117681.

Rumbold, C. E., García, G. O., Seco Pon, J. P., 2020. Fouling assemblage of marine debris collected in a temperate South-western Atlantic coastal lagoon: A first report. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111103.

Ryan, P. G., 2020. Land or sea? What bottles tell us about the origins of beach litter in Kenya. *Waste Management*. doi: 10.1016/j.wasman.2020.07.044.

Ryan, P. G., Lamprecht, A., Swanepoel, D., Moloney, C. L., 2014. The effect of fine-scale sampling frequency on estimates of beach litter accumulation. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.08.036.

Ryan, P. G., Perold, V., 2021. Limited dispersal of riverine litter onto nearby beaches during rainfall events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2021.107186.

Ryan, P. G., Schofield, A., 2020. Low densities of macroplastic debris in the Pitcairn Islands Marine Reserve. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111373.

Ryan, P. G., Weideman, E. A., Perold, V., Hofmeyr, G., Connan, M., 2021. Message in a bottle: Assessing the sources and origins of beach litter to tackle marine pollution. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117729.

Ryan, P. G., Weideman, E. A., Perold, V., Moloney, C. L., 2020. Toward Balancing the Budget: Surface Macro-Plastics Dominate the Mass of Particulate Pollution Stranded on Beaches. *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2020.575395.

Sadri, S. S., Thompson, R. C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.020.

Saeed, T., Al-Jandal, N., Al-Mutairi, A., Taqi, H., 2020. Microplastics in Kuwait marine environment: Results of first survey. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110880.

Sagawa, N., Kawaai, K., Hinata, H., 2018. Abundance and size of microplastics in a coastal sea: Comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.05.036.

Saha, M., Naik, A., Desai, A., Nanajkar, M., Rathore, C., Kumar, M., Gupta, P., 2021. Microplastics in seafood as an emerging threat to marine environment: A case study in Goa, west coast of India. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.Chemosphere.2020.129359.

Sajorne, R. E., Bacosa, H. P., Cayabo, G. D. B., Ardines Jr, L. B., Sumeldan, J. D. C., Omar, J. M., Creencia, L. A., 2021. Plastic litter pollution along sandy beaches in Puerto Princesa, Palawan Island, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112520.

Sánchez-Hernández, L. J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos-Sánchez, V. H., Márquez Montes, R. A., Romero-Paredes Rubio, H., Sujitha, S. B., Jonathan, M. P., 2021. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.Chemosphere.2021.130261.

Santos, A. A., Nobre, F. S. D. M., Ribeiro, F., Nilin, J., 2020. Initial beach litter survey in a conservation unit (Santa Isabel Biological Reserve, Sergipe) from northeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111015.

Santos, I. R., Friedrich, A., do Sul, J. A. I., 2009). Marine debris contamination along undeveloped tropical beaches from northeast Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*. doi: 10.1007/s10661-008-0175-z.

Santos-Echeandía, J., Rivera-Hernández, J. R., Rodrigues, J. P., Moltó, V., 2020. Interaction of mercury with beached plastics with special attention to zonation, degradation status and polymer type. *Marine Chemistry*. doi: 10.1016/j.marchem.2020.103788.

Saravanan, K., Kiruba-Sankar, R., Khan, M. J., Hashmi, A. S., Velmurugan, A., Haridas, H., Prakasan, S., Deepitha, R. P., Laxmi, M. N. V., 2021. Baseline assessment of marine debris with soil, sediment, and water quality characteristics from the fish landing centres of South Andaman, Andaman archipelago, India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112879.

Sathish, N., Jeyasanta, K. I., Patterson, J., 2019. Abundance, characteristics and surface degradation features of microplastics in beach sediments of five coastal areas in Tamil Nadu, India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.037.

Schneider, F., Kunz, A., Hu, C. S., Yen, N., Lin, H. T., 2021. Rapid-Survey Methodology to Assess Litter Volumes along Large River Systems-A Case Study of the Tamsui River in Taiwan. *Sustainability*. doi: 10.3390/su13168765.

Schoneich-Argent, R. I., Dau, K., Freund, H., 2020. Wasting the North Sea? - A field-based assessment of anthropogenic macrolitter loads and emission rates of three German tributaries. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114367.

Schroder, K., Kossel, E., Lenz, M., 2021. Microplastic abundance in beach sediments of the Kiel Fjord, Western Baltic Sea. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-12220-x.

Scopetani, C., Chelazzi, D., Martellini, T., Pellinen, J., Ugolini, A., Sarti, C., Cincinelli, A., 2021. Occurrence and characterization of microplastic and mesoplastic pollution in the Migliarino San Rossore, Massaciuccoli Nature Park (Italy). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112712.

Scott, G., 1972. Plastics packaging and coastal pollution. *International Journal of Environmental Studies*. doi: 10.1080/00207237208709489.

Seyfi, S., Katibeh, H., Heshami, M., 2021. Year-round behavior of micro-plastics in coastline sand. *Materiale Plastice*. doi: 10.37358/MP.21.2.5490.

Shi, J., Sanganyado, E., Wang, L., Li, P., Li, X., Liu, W., 2020. Organic pollutants in sedimentary microplastics from eastern Guangdong: Spatial distribution and source identification. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.110356.

Shiber, J. G., 1979. Plastic pellets on the coast of Lebanon. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(79)90321-7.

Shiber, J. G., 1989. Plastic particle and tar pollution on beaches of Kuwait. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/0269-7491(89)90088-2.

Silva, M. L. D., Sales, A. S., Martins, S., Castro, R. D. O., Araújo, F. V. D., 2016. The influence of the intensity of use, rainfall and location in the amount of marine debris in four beaches in Niteroi, Brazil: Sossego, Camboinhas, Charitas and Flechas. *Marine Pollution Bulletin*. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.10.061.

Silva, M. S. S., Oliveira, M., Lopéz, D., Martins, M., Figueira, E., Pires, A., 2020. Do nanoplastics impact the ability of the polychaeta *Hediste diversicolor* to regenerate? *Ecological Indicators*. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105921.

Silva, M. S. S., Oliveira, M., Valente, P., Figueira, E., Martins, M., Pires, A., 2020. Behavior and biochemical responses of the polychaeta *Hediste diversicolor* to polystyrene nanoplastics. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134434.

Silva-Cavalcanti, J. S., de Araújo, M. C., da Costa, M. F., 2009. Plastic litter on an urban beach -A case study in Brazil. *Waste Management Research*. doi: 10.1177/0734242x08088705.

Simeonova, A., Chuturkova, R., 2019. Marine litter accumulation along the Bulgarian Black Sea coast: Categories and predominance. *Waste Management*. doi: 10.1016/j.wasman.2018.11.001.

Simeonova, A., Chuturkova, R., Yaneva, V., 2017. Seasonal dynamics of marine litter along the Bulgarian Black Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.03.035.

Simeonova, A., Chuturkova, R., 2020. Macroplastic distribution (Single-use plastics and some Fishing gear) from the northern to the southern Bulgarian Black Sea coast. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101329.

Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Garcia-Orellana, J., Ziveri, P., 2019. River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Science of the Total Environment*, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.168.

Singh, V., Chakraborty, S., Chaudhuri, P., 2021. Quantification and polymer characterization of sediment microplastics along the Golden beach, Puri, India. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*.

Singh, Y. T., Das, R. R., Kumar, D. S., Krishnan, P., Ramachandran, P., Ramachandran, R., 2019. Rapid assessment of coastal biodiversity post-2015 Chennai flood, India. *EnvironmentAsia*. doi: 10.14456/ea.2019.49.

Smith, S. D. A., 2012. Marine debris: A proximate threat to marine Sustainability in Bootless Bay, Papua New Guinea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.06.013.

Smith, S. D. A., Bernal, E., 2021. Quantifying mismanaged waste in a small Balinese coastal village: Comparisons of standing stock in different habitats. *Ocean and Coastal Management*. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2020.105433.

Smith, S. D. A., Edgar, R. J., 2014. Documenting the Density of Subtidal Marine Debris across Multiple Marine and Coastal Habitats. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0094593.

Smith, S. D. A., Gillies, C. L., Shortland-Jones, H., 2014. Patterns of marine debris distribution on the beaches of Rottneest Island, Western Australia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.007.

Stead, J. L., Cundy, A. B., Hudson, M. D., Thompson, C. E. L., Williams, I. D., Russell, A. E., Pabortsava, K., 2020. Identification of tidal trapping of microplastics in a temperate salt marsh system using sea surface microlayer sampling. *Scientific Reports*. doi: 10.1038/s41598-020-70306-5.

Stolte, A., Forster, S., Gerdtts, G., Schubert, H., 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.022.

Storrier, K. L., McGlashan, D. J., Bonellie, S., Velandar, K., 2007. Beach litter deposition at a selection of beaches in the Firth of Forth, Scotland. *Journal of Coastal Research*. doi: 10.2112/04-0251.1.

Strady, E., Dang, T. H., Dao, T. D., Dinh, H. N., Do, T. T. D., Duong, T. N., Duong, T. T., Hoang, D. A., Kieu-Le, T. C., Le, T. P. Q., Mai, H., Trinh, D. M., Nguyen, Q. H., Tran-Nguyen, Q. A., Tran, Q. V., Truong, T. N. S., Chu, V. H., Vo, V. C., 2021. Baseline assessment of microplastic concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111870.

Strady, E., Kieu-Le, T. C., Gasperi, J., Tassin, B., 2020. Temporal dynamic of anthropogenic fibers in a tropical river-estuarine system. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113897.

Su, L., Sharp, S. M., Pettigrove, V. J., Craig, N. J., Nan, B., Du, F., Shi, H., 2020. Superimposed microplastic pollution in a coastal metropolis. *Water Research*. doi: 10.1016/j.watres.2019.115140.

Sulochanan, B., Bhat, G. S., Lavanya, S., Dineshbabu, A. P., Kaladharan, P., 2014. A preliminary assessment of ecosystem process and marine litter in the beaches of Mangalore. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*.

Sulochanan, B., Veena, S., Ratheesh, L., Padua, S., Rohit, P., Kaladharan, P., Kripa, V., 2019. Temporal and spatial variability of beach litter in Mangaluru, India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110541.

Suman, T. Y., Li, W. G., Alif, S., Faris, V. R. P., Amarnath, D. J., Ma, J. G., Pei, D. S., 2020. Characterization of petroleum-based plastics and their absorbed trace metals

from the sediments of the Marina Beach in Chennai, India. *Environmental Sciences Europe*. doi: 10.1186/s12302-020-00388-5

Sun, Y. Z., Zhang, M. J., Duan, C. X., Cao, N., Jia, W. Q., Zhao, Z. L., Ding, C. F., Huang, Y., Wang, J., 2021. Contribution of stochastic processes to the microbial community assembly on field-collected microplastics. *Environmental Microbiology*. doi: 10.1111/1462-2920.15713.

Sundar, S., Chokkalingam, L., Roy, P. D., Usha, T., 2021. Estimation of microplastics in sediments at the southernmost coast of India (Kanyakumari). *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-10333-x.

Sunitha, T. G., Monisha, V., Sivanesan, S., Vasanthi, M., Prabhakaran, M., Omine, K., Sivasankar, V., Darchen, A., 2021. Micro-plastic pollution along the Bay of Bengal coastal stretch of Tamil Nadu, South India. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144073.

Suresh, A., Vijayaraghavan, G., Saranya, K. S., Neethu, K. V., Aneesh, B., Bijoy Nandan, S., 2020. Microplastics distribution and contamination from the Cochin coastal zone, India. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101533.

Suteja, Y., Atmadipoera, A. S., Riani, E., Nurjaya, I. W., Nugroho, D., Cordova, M. R., 2021. Spatial and temporal distribution of microplastic in surface water of tropical estuary: Case study in Benoa Bay, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.111979.

Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., Box, C., 2016. Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.077.

Suyadi, S., Manullang, C. Y., 2020. Distribution of plastic debris pollution and its implications on mangrove vegetation. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111642.

Syakti, A. D., Bouhroum, R., Hidayati, N. V., Koenawan, C. J., Boulkamh, A., Sulisty, I., Lebarillier, S., Akhlus, S., Doumenq, P., Wong-Wah-Chung, P., 2017. Beach macro-litter monitoring and floating microplastic in a coastal area of Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.046.

Ta, A. T., Babel, S., 2020. Microplastics pollution with heavy metals in the aquaculture zone of the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111747.

Taffs, K. H., Cullen, M. C., 2005. The distribution and abundance of Beach debris on isolated beaches of northern New South Wales, Australia. *Australasian Journal of Environmental Management*. doi: 10.1080/14486563.2005.10648655.

Taha, Z. D., Md Amin, R., Anuar, S. T., Nasser, A. A. A., Sohaimi, E. S., 2021. Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147466.

Taïbi, N. E., Bentaallah, M. E. A., Alomar, C., Compa, M., Deudero, S., 2021. Micro- and macro-plastics in beach sediment of the Algerian western coast: First data on distribution, characterization, and source. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112168.

Tajwar, M., Gazi, M. Y., Saha, S. K., 2022. Characterization and Spatial Abundance of Microplastics in the Coastal Regions of Cox's Bazar, Bangladesh: An Integration of Field, Laboratory, and GIS Techniques. *Soil & Sediment Contamination*. doi: 10.1080/15320383.2021.1910622.

Talley, T. S., Venuti, N., Whelan, R., 2020. Natural history matters: Plastics in estuarine fish and sediments at the mouth of an urban watershed. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0229777.

Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M., Ishizuka, M., 2020. Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110732.

Tangahu, B. V., Gde Kartika, A. A., Saptarini, D., Pirade, F., Aabidah, T. F., 2019. Marine litter characterization on the eastern coast of Surabaya city, East Java, Indonesia: Case study of Cumpat Beach and Kenjeran Beach. *Pollution Research*.

Tata, T., Belabed, B. E., Bououdina, M., Bellucci, S., 2020. Occurrence and characterization of surface sediment microplastics and litter from North African coasts of Mediterranean Sea: Preliminary research and first evidence. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.136664.

Tavares, D. C., Moura, J. F., Ceesay, A., Merico, A., 2020. Density and composition of surface and buried plastic debris in beaches of Senegal. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139633.

Terzi, Y., Erüz, C., Özseker, K., 2020. Marine litter composition and sources on coasts of south-eastern Black Sea: A long-term case study. *Waste Management*. doi: 10.1016/j.wasman.2020.01.032.

Terzi, Y., Seyhan, K., 2017. Seasonal and spatial variations of marine litter on the south-eastern Black Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.04.041.

Thepwilai, S., Wangritthikraikul, K., Chawchai, S., Bissen, R., 2021. Testing the factors controlling the numbers of microplastics on beaches along the western Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112467.

Thiel, M., Hinojosa, I. A., Miranda, L., Pantoja, J. F., Rivadeneira, M. M., Vasquez, N., 2013. Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.01.005.

Thiel, M., Lorca, B. B., Bravo, L., Hinojosa, I. A., Meneses, H. Z., 2021. Daily accumulation rates of marine litter on the shores of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112535.

Thornton, L., Jackson, N. L., 1998. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood Beach, New Jersey, USA. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(98)00041-1.

Thushari, G. G. N., Chavanich, S., Yakupitiyage, A., 2017. Coastal debris analysis in beaches of Chonburi Province, eastern of Thailand as implications for coastal conservation. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.056.

Tiwari, M., Rathod, T. D., Ajmal, P. Y., Bhangare, R. C., Sahu, S. K., 2019. Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.055.

Topcu, N. E., Tonay, A. M., Dede, A., Ozturk, A. A., Ozturk, B., 2013. Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/j.marenvres.2012.12.006.

Tramoy, R., Colasse, L., Gasperi, J., Tassin, B., 2019. Plastic debris dataset on the Seine river banks: Plastic pellets, unidentified plastic fragments and plastic sticks are the Top 3 items in a historical accumulation of plastics. *Data Brief*. doi: 10.1016/j.dib.2019.01.045.

Triessnig, P., Roetzer, A., Stachowitsch, M., 2012. Beach condition and marine debris: New hurdles for sea turtle hatchling survival. *Chelonian Conservation and Biology*. doi: 10.2744/CCB-0899.1.

Tsagbey, S. A., Mensah, A. M., Nunoo, F. K. E., 2009. Influence of tourist pressure on beach litter and microbial quality - Case study of two beach resorts in Ghana. *West African Journal of Applied Ecology*.

Tsukada, E., Fernandes, E., Vidal, C., Salla, R. F., 2021. Beach morphodynamics and its relationship with the deposition of plastic particles: A preliminary study in southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112809.

Tubagus, W., Sunarto, Ismail, M. R., Yuliadi, L. P. S., 2020. Identification of microplastic composition on clams (*Gafrarium tumidum*) and sediments in Pari Island, Seribu Islands, Jakarta. *Ilmu Kelautan: Indonesian Journal of Marine Sciences*. doi: 10.14710/ik.ijms.25.3.115-120.

Tunnell, J. W., Dunning, K. H., Scheef, L. P., Swanson, K. M., 2020. Measuring plastic pellet (nurdle) abundance on shorelines throughout the Gulf of Mexico using citizen scientists: Establishing a platform for policy-relevant research. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110794.

Turner, A., Filella, M., 2020. The influence of additives on the fate of plastics in the marine environment, exemplified with barium sulphate. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111352.

Turner, A., Holmes, L., Thompson, R. C., Fisher, A. S., 2020. Metals and marine microplastics: Adsorption from the environment versus addition during manufacture, exemplified with lead. *Water Research*. doi: 10.1016/j.watres.2020.115577.

Tziourrou, P., Kordella, S., Ardali, Y., Papatheodorou, G., Karapanagioti, H. K., 2021. Microplastics formation based on degradation characteristics of beached plastic bags. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112470.

Tziourrou, P., Megalovasilis, P., Tsounia, M., Karapanagioti, H. K., 2019. Characteristics of microplastics on two beaches affected by different land uses in Salamina Island in Saronikos Gulf, east Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110531.

Uhrin, A. V., Lippiatt, S., Herring, C. E., Dettloff, K., Bimrose, K., Butler-Minor, C., 2020. Temporal trends and potential drivers of stranded marine debris on beaches within two US National Marine Sanctuaries using citizen science data. *Frontiers in Environmental Science*. doi: 10.3389/fenvs.2020.604927.

Uneputty, P., Evans, S. M., 1997. The impact of plastic debris on the biota of tidal flats in Ambon Bay (Eastern Indonesia). *Marine Environmental Research*. doi: 10.1016/S0141-1136(97)00002-0.

Uneputty, P., Evans, S. M., Suyoso, E., 1998. The effectiveness of a community education programme in reducing litter pollution on shores of Ambon Bay (eastern Indonesia). *Journal of Biological Education*. doi: 10.1080/00219266.1998.9655611.

Urban-Malinga, B., Zalewski, M., Jakubowska, A., Wodzinowski, T., Malinga, M., Pałys, B., Dąbrowska, A., 2020. Microplastics on sandy beaches of the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111170.

Van Emmerik, T., Roebroek, C., De Winter, W., Vriend, P., Boonstra, M., Hougee, M., 2020. Riverbank macrolitter in the Dutch Rhine-Meuse delta. *Environmental Research Letters*. doi: 10.1088/1748-9326/abb2c6.

Van Gool, E., Campbell, M., Wallace, P., Hewitt, C. L., 2021. Marine Debris on New Zealand Beaches - Baseline Data to Evaluate Regional Variances. *Frontiers in Environmental Science*. doi: 10.3389/fenvs.2021.700415.

Van Hoytema, N., Bullimore, R. D., Al Adhoobi, A. S., Al-Khanbashi, M. H., Whomersley, P., Le Quesne, W. J. F., 2020. Fishing gear dominates marine litter in the Wetlands Reserve in Al Wusta Governorate, Oman. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111503.

Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A., Hoh, E., 2012. Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.Chemosphere.2011.09.039.

Vásquez-Molano, D., Molina, A., Duque, G., 2021. Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. doi: 10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1021.

Vauk, G. J. M., Schrey, E., 1987. Litter pollution from ships in the German Bight. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(87)80018-8.

Veerasingam, S., Al-Khayat, J. A., Aboobacker, V. M., Hamza, S., Vethamony, P., 2020. Sources, spatial distribution and characteristics of marine litter along the west coast of Qatar. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111478.

Veerasingam, S., Saha, M., Suneel, V., Vethamony, P., Rodrigues, A. C., Bhattacharyya, S., Naik, B. G., 2016. Characteristics, seasonal distribution and surface

degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.06.056.

Veerasingam, S., Vethamony, P., Aboobacker, V. M., Giraldez, A. E., Dib, S., Al-Khayat, J. A., 2021. Factors influencing the vertical distribution of microplastics in the beach sediments around the Ras Rakan Island, Qatar. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-12100-4.

Vega-Herrera, A., Llorca, M., Savva, K., León, V. M., Abad, E., Farré, M., 2021. Screening and Quantification of Micro(Nano)Plastics and Plastic Additives in the Seawater of Mar Menor Lagoon. *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2021.697424.

Velez, N., Nicastro, K. R., McQuaid, C. D., Zardi, G. I., 2020. Small-scale habitat effects on anthropogenic litter material and sources in a coastal lagoon system. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111689.

Velez, N., Zardi, G. I., Lo Savio, R., McQuaid, C. D., Valbusa, U., Sabour, B., Nicastro, K. R., 2019. A baseline assessment of beach macrolitter and microplastics along northeastern Atlantic shores. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110649.

Verlis, K. M., Wilson, S. P., 2020. Paradise Trashed: Sources and solutions to marine litter in a small island developing state. *Waste Management*. doi: 10.1016/j.wasman.2019.12.020.

Vermeiren, P., Lercari, D., Muñoz, C. C., Ikejima, K., Celentano, E., Jorge-Romero, G., Defeo, O., 2021. Sediment grain size determines microplastic exposure landscapes for sandy beach macroinfauna. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117308.

Vesman, A., Moulin, E., Egorova, A., Zaikov, K., 2020. Marine litter pollution on the Northern Island of the Novaya Zemlya archipelago. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110671.

Vetrimurugan, E., Jonathan, M. P., Sarkar, S. K., Rodríguez-González, F., Roy, P. D., Velumani, S., Sakthi, J. S., 2020. Occurrence, distribution and provenance of microplastics: A large scale quantitative analysis of beach sediments from southeastern coast of South Africa. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141103.

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First

observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2013.03.022.

Vidyasakar, A., Krishnakumar, S., Kasilingam, K., Neelavannan, K., Bharathi, V. A., Godson, P. S., Prabha, K., Magesh, N. S., 2020. Characterization and distribution of microplastics and plastic debris along Silver Beach, Southern India. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111421.

Vidyasakar, A., Neelavannan, K., Krishnakumar, S., Prabaharan, G., Sathiyabama Alias Priyanka, T., Magesh, N. S., Godson, P. S., Srinivasalu, S., 2018. Macrodebris and microplastic distribution in the beaches of Rameswaram Coral Island, Gulf of Mannar, Southeast coast of India: A first report. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.007.

Viehman, S., Pluym, J. L. V., Schellinger, J., 2011. Characterization of marine debris in North Carolina salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.010.

Villagran, D. M., Truchet, D. M., Buzzzi, N. S., Forero Lopez, A. D., Fernández Severini, M. D., 2020. A baseline study of microplastics in the burrowing crab (*Neohelice granulata*) from a temperate southwestern Atlantic estuary. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110686.

Villegas, L., Cabrera, M., Capparelli, M. V., 2021. Assessment of Microplastic and Organophosphate Pesticides Contamination in Fiddler Crabs from a Ramsar Site in the Estuary of Guayas River, Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. doi: 10.1007/s00128-021-03238-z.

Vlachogianni, T., Skocir, M., Constantin, P., Labbe, C., Orthodoxou, D., Pasmatzoglou, I., Scannella, D., Spika, M., Zissimopoulos, V., Scoullou, M., 2020. Plastic pollution on the Mediterranean coastline: Generating fit-for purpose data to support decision-making via a participatory-science initiative. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135058.

Voukkali, I., Loizia, P., Navarro Pedreño, J., Zorpas, A. A., 2021. Urban strategies evaluation for waste management in coastal areas in the framework of area metabolism. *Waste Management and Research*. doi: 10.1177/0734242X20972773.

Waite, H. R., Donnelly, M. J., Walters, L. J., 2018. Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.02.026.

Wakkaf, T., El Zrelli, R., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., Tlig-Zouari, S., Bruzard, S., Rabaoui, L., 2020. Characterization of microplastics in the surface waters of an urban lagoon (Bizerte lagoon, Southern Mediterranean Sea): Composition, density, distribution, and influence of environmental factors. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111625.

Wakkaf, T., El Zrelli, R., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., Tlig-Zouari, S., Bruzard, S., Rabaoui, L., 2020. Microplastics in edible mussels from a southern Mediterranean lagoon: Preliminary results on seawater-mussel transfer and implications for environmental protection and seafood safety. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111355.

Walker, T. R., Grant, J., Archambault, M. C., 2006. Accumulation of marine debris on an intertidal beach in an urban park (Halifax Harbour, Nova Scotia). *Water Quality Research Journal of Canada*. doi: 10.2166/wqrj.2006.029.

Waluda, C. M., Staniland, I. J., Dunn, M. J., Thorpe, S. E., Grilly, E., Whitelaw, M., Hughes, K. A., 2020. Thirty years of marine debris in the Southern Ocean: Annual surveys of two island shores in the Scotia Sea. *Environment International*. doi: 10.1016/j.envint.2020.105460.

Wang, D., Su, L., Ruan, H. D., Chen, J., Lu, J., Lee, C. H., Jiang, S. Y., 2021. Quantitative and qualitative determination of microplastics in oyster, seawater and sediment from the coastal areas in Zhuhai, China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112000.

Wang, L. C., Lin, J. C. T., Dong, C. D., Chen, C. W., Liu, T. K., 2021. The sorption of persistent organic pollutants in microplastics from the coastal environment. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126658.

Wang, T., Li, B., Yu, W., Zou, X., 2021. Microplastic pollution and quantitative source apportionment in the Jiangsu coastal area, China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112237.

Weideman, E. A., Perold, V., Omardien, A., Smyth, L. K., Ryan, P. G., 2020. Quantifying temporal trends in anthropogenic litter in a rocky intertidal habitat. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111543.

Weitzel, S. L., Feura, J. M., Rush, S. A., Iglay, R. B., Woodrey, M. S., 2021. Availability and assessment of microplastic ingestion by marsh birds in Mississippi Gulf Coast tidal marshes. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112187.

Wessel, C. C., Lockridge, G. R., Battiste, D., Cebrian, J., 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.002.

Wessel, C., Swanson, K., Weatherall, T., Cebrian, J., 2019. Accumulation and distribution of marine debris on barrier islands across the northern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.023.

Wetzel, L., Fillmann, G., Niencheski, L. F. H., 2004. Litter contamination processes and management perspectives on the southern Brazilian coast. *International Journal of Environment and Pollution*. doi: 10.1504/IJEP.2004.004182.

Wicaksono, E. A., Werorilangi, S., Galloway, T. S., Tahir, A., 2021. Distribution and seasonal variation of microplastics in tallo river, makassar, eastern indonesia. *Toxics*. doi: 10.3390/toxics9060129.

Widmer, W. M., Hennemann, M. C., 2010. Marine debris in the Island of Santa Catarina, South Brazil: Spatial patterns, composition, and biological aspects. *Journal of Coastal Research*, doi: 10.2112/JCOASTRES-D-09-00072.1.

Wiggin, K. J., Holland, E. B., 2019. Validation and application of cost and time effective methods for the detection of 3-500  $\mu\text{m}$  sized microplastics in the urban marine and estuarine environments surrounding Long Beach, California. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.060.

Williams, A. T., Randerson, P., Di Giacomo, C., Anfuso, G., Macias, A., Perales, J. A., 2016. Distribution of beach litter along the coastline of Cádiz, Spain. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.04.015.

Williams, A. T., Simmons, S. L., 1997. Estuarine litter at the river/beach interface in the Bristol Channel, United Kingdom. *Journal of Coastal Research*.

Williams, A. T., Tudor, D. T., 2001. Temporal trends in litter dynamics at a pebble pocket beach. *Journal of Coastal Research*.

Willis, K. A., Eriksen, R., Wilcox, C., Hardesty, B. D., 2017. Microplastic distribution at different sediment depths in an urban estuary. *Frontiers in Marine Science*. doi: 10.3389/fmars.2017.00419.

Willis, K., Hardesty, B. D., Kriwoken, L., Wilcox, C., 2017. Differentiating littering, urban runoff and marine transport as sources of marine debris in coastal and estuarine environments. *Scientific Reports*. doi: 10.1038/srep44479.

Willoughby, N. G., Sangkoyo, H., Lakaseru, B. O., 1997. Beach litter: An increasing and changing problem for Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/S0025-326X(96)00141-5.

Wilson, D. R., Godley, B. J., Haggard, G. L., Santillo, D., Sheen, K. L., 2021. The influence of depositional environment on the abundance of microplastic pollution on beaches in the Bristol Channel, UK. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.111997.

Winston, J. E., 1982. Drift plastic-An expanding niche for a marine invertebrate? *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/0025-326X(82)90038-8.

Wu, F., Pennings, S. C., Tong, C., Xu, Y., 2020. Variation in microplastics composition at small spatial and temporal scales in a tidal flat of the Yangtze Estuary, China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134252.

Wu, N., Zhang, Y., Li, W., Wang, J., Zhang, X., He, J., Li, J., Ma, Y., Niu, Z., 2020. Co-effects of biofouling and inorganic matters increased the density of environmental microplastics in the sediments of Bohai Bay coast. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134431.

Wu, N., Zhang, Y., Zhang, X., Zhao, Z., He, J., Li, W., Ma, Y., Niu, Z., 2019. Occurrence and distribution of microplastics in the surface water and sediment of two typical estuaries in Bohai Bay, China. *Environmental Science: Processes and Impacts*. doi: 10.1039/c9em00148d.

Wu, N., Zhang, Y., Zhao, Z., He, J., Li, W., Li, J., Xu, W., Ma, Y., Niu, Z., 2020. Colonization characteristics of bacterial communities on microplastics compared with ambient environments (water and sediment) in Haihe Estuary. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134876.

Wu, X. W., Zhong, C. Q., Wang, T., Zou, X. Q., Zang, Z., Li, Q. J., Chen, H., 2021. Occurrence and distribution of microplastics on recreational beaches of Haichow Bay, China. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-10987-7.

Xie, Q., Li, H. X., Lin, L., Li, Z. L., Huang, J. S., Xu, X. R., 2021. Characteristics of expanded polystyrene microplastics on island beaches in the Pearl River Estuary: abundance, size, surface texture and their metals-carrying capacity. *Ecotoxicology*. doi: 10.1007/s10646-020-02329-7.

Xiong, X., Wu, C., Elser, J. J., Mei, Z., Hao, Y., 2019. Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River - From inland to the sea. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.313.

Xu, P., Peng, G., Su, L., Gao, Y., Gao, L., Li, D., 2018. Microplastic risk assessment in surface waters: A case study in the Changjiang Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.020.

Xu, Q., Xing, R., Sun, M., Gao, Y., An, L., 2020. Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139025.

Yan, M., Nie, H., Xu, K., He, Y., Hu, Y., Huang, Y., Wang, J., 2019. Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.Chemosphere.2018.11.093.

Yaranal, N. A., Subbiah, S., Mohanty, K., 2021. Distribution and characterization of microplastics in beach sediments from Karnataka (India) coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112550.

Yin, C. S., Chai, Y. J., Carey, D., Yusri, Y., Barry, G. J., 2020. Anthropogenic marine debris accumulation in mangroves on Penang Island, Malaysia. *Journal of Sustainability Science and Management*. doi: 10.46754/jssm.2020.08.004.

Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., Arthur, C. D., 2014. Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environmental Science & Technology*. doi: 10.1021/es5036317.

Young, A. M., Elliott, J. A., 2016. Characterization of microplastic and mesoplastic debris in sediments from Kamilo Beach and Kahuku Beach, Hawai'i. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.11.009.

Yu, X., Ladewig, S., Bao, S., Toline, C. A., Whitmire, S., Chow, A. T., 2018. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.100.

Zaki, M. R. M., Ying, P. X., Zainuddin, A. H., Razak, M. R., Aris, A. Z., 2021. Occurrence, abundance, and distribution of microplastics pollution: An evidence in surface tropical water of Klang River estuary, Malaysia. *Environmental Geochemistry and Health*. doi: 10.1007/s10653-021-00872-8.

Zalewska, T., Maciak, J., Grajewska, A., 2021. Spatial and seasonal variability of beach litter along the southern coast of the Baltic Sea in 2015-2019-Recommendations

for the environmental status assessment and measures. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145716.

Zamprogno, G. C., Caniçali, F. B., Cozer, C. D. R., Otegui, M. B. P., Graceli, J. B., Costa, M. B. D., 2021. Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146963.

Zhang, B., Wu, D., Yang, X., Teng, J., Liu, Y., Zhang, C., Zhao, J., Yin, X., You, L., Wang, Q., 2019. Microplastic pollution in the surface sediments collected from Sishili Bay, North Yellow Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.02.021.

Zhang, J., Zhang, C., Deng, Y., Wang, R., Ma, E., Wang, J., Bai, J., Wu, J., Zhou, Y., 2019. Microplastics in the surface water of small-scale estuaries in Shanghai. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110569.

Zhang, L., Zhang, S., Guo, J., Yu, K., Wang, Y., Li, R., 2020. Dynamic distribution of microplastics in mangrove sediments in Beibu Gulf, South China: Implications of tidal current velocity and tidal range. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122849.

Zhang, P., Wei, S. S., Zhang, J. B., Ou, Z., Yang, Y. Q., Wang, M. Y., 2020. Occurrence, composition, and relationships in marine plastic debris on the first long beach adjacent to the land-based source, south China sea. *Journal of Marine Science and Engineering*. doi: 10.3390/jmse8090666.

Zhang, X., Xia, X., Dai, M., Cen, J., Zhou, L., Xie, J., 2021. Microplastic pollution and its relationship with the bacterial community in coastal sediments near Guangdong Province, South China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144091.

Zhang, X., Zhang, Y., Wu, N., Li, W., Song, X., Ma, Y., Niu, Z., 2021. Colonization characteristics of bacterial communities on plastic debris: The localization of immigrant bacterial communities. *Water Research*. doi: 10.1016/j.watres.2021.116883.

Zhao, S. Y., Zhu, L. X., Wang, T., Li, D. J., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.032.

Zhao, S., Wang, T., Zhu, L., Xu, P., Wang, X., Gao, L., Li, D., 2019. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Research*. doi: 10.1016/j.watres.2019.06.019.

Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2015. Characterization of small plastic debris on tourism beaches around the South China Sea. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2015.04.001.

Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2015.08.027.

Zhao, S., Zhu, Y., Mao, S., He, M., 2020. Spatial distribution and composition of microplastics along ningbo coast in summer. *Fresenius Environmental Bulletin*.

Zhou, C., Liu, X., Wang, Z., Yang, T., Shi, L., Wang, L., You, S., Li, M., Zhang, C., 2016. Assessment of marine debris in beaches or seawaters around the China Seas and coastal provinces. *Waste Management*. doi: 10.1016/j.wasman.2015.11.010.

Zhou, P., Huang, C. G., Fang, H. D., Cai, W. X., Li, D. M., Li, X. M., Yu, H. S., 2011. The abundance, composition and sources of marine debris in coastal seawaters or beaches around the northern South China Sea (China). *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.06.018.

Zhou, Q., Tu, C., Fu, C., Li, Y., Zhang, H., Xiong, K., Zhao, X., Li, L., Waniek, J. J., Luo, Y., 2020. Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134807.

Zhou, Z., Zhang, P., Zhang, G., Wang, S., Cai, Y., Wang, H., 2021. Vertical microplastic distribution in sediments of Fuhe River estuary to Baiyangdian Wetland in Northern China. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130800.

Zhu, J., Zhang, Q., Huang, Y., Jiang, Y., Li, J., Michal, J. J., Jiang, Z., Xu, Y., Lan, W., 2021. Long-term trends of microplastics in seawater and farmed oysters in the Maowei Sea, China. *Environmental Pollution*. doi: 10.1016/j.envpol.2021.116450.

Zhu, X. P., Ran, W., Teng, J., Zhang, C., Zhang, W. J., Hou, C. W., Zhao, J. M., Qi, X. T., Wang, Q., 2021. Microplastic Pollution in Nearshore Sediment from the Bohai Sea Coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. doi: 10.1007/s00128-020-02866-1.

Zuo, L., Sun, Y., Li, H., Hu, Y., Lin, L., Peng, J., Xu, X., 2020. Microplastics in mangrove sediments of the Pearl River Estuary, South China: Correlation with

halogenated flame retardants' levels. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138344.

### **Artigos usados na análise quantitativa**

Alvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., Vázquez Morillas, A., 2020. Dataset of quantification and classification of microplastics in Mexican sandy beaches. *Data Brief*. doi: 10.1016/j.dib.2020.106473.

Alves, V. E. N., Figueiredo, G. M., 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.042.

Carvalho, J. P. S., Silva, T. S., Costa, M. F., 2021. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112212.

Chinfak, N., Sompongchaiyakul, P., Charoenpong, C., Shi, H. H., Yeemin, T., Zhang, J., 2021. Abundance, composition, and fate of microplastics in water, sediment, and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146700.

Govender, J., Naidoo, T., Rajkaran, A., Cebekhulu, S., Bhugeloo, A., Naidoo, S., 2020. Towards characterising microplastic abundance, typology and retention in mangrove-dominated estuaries. *Water (Switzerland)*. doi: 10.3390/w12102802.

Hamid, F. S., Jia, W., Zakaria, R. M., 2020. Microplastics abundance and uptake by *meretrix lyrata* (Hard clam) in mangrove forest. *Journal of Engineering and Technological Sciences*. doi: 10.5614/j.eng.technol.sci.2020.52.3.10.

Hennicke, A., Macrina, L., Malcolm-Mckay, A., Miliou, A., 2021. Assessment of microplastic accumulation in wild *Paracentrotus lividus*, a commercially important sea urchin species, in the Eastern Aegean Sea, Greece. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2021.101855.

Koongolla, J. B., Andradý, A. L., Kumara, P. B. T. P., Gangabadage, C. S., 2018. Evidence of microplastics pollution in coastal beaches and waters in southern Sri Lanka. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.10.03.

Li, J., Huang, W., Xu, Y., Jin, A., Zhang, D., Zhang, C., 2020. Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt

marsh, Hangzhou Bay, China. *Regional Studies in Marine Science*. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101149.

Li, J., Zhang, H., Zhang, K., Yang, R., Li, R., Li, Y., 2018. Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.09.025.

Lots, F. A. E., Behrens, P., Vijver, M. G., Horton, A. A., Bosker, T., 2017. A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.057.

Naji, A., Esmaili, Z., Mason, S. A., Vethaak, A. D., 2017. The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-017-9587-z.

Naji, A., Nuri, M., Amiri, P., Niyogi, S., 2019. Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.033

Narciso-Ortiz, L., Coreño-Alonso, A., Mendoza-Olivares, D., Lucho-Constantino, C. A., Lizardi-Jiménez, M. A., 2020. Baseline for plastic and hydrocarbon pollution of rivers, reefs, and sediment on beaches in Veracruz State, México, and a proposal for bioremediation. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-08831-z.

Patchaiyappan, A., Ahmed, S. Z., Dowarah, K., Jayakumar, S., Devipriya, S. P., 2020. Occurrence, distribution and composition of microplastics in the sediments of South Andaman beaches. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111227.

Patti, T. B., Fobert, E. K., Reeves, S. E., Burke da Silva, K., 2020. Spatial distribution of microplastics around an inhabited coral island in the Maldives, Indian Ocean. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.14126.

Piazzolla, D., Cafaro, V., de Lucia, G. A., Mancini, E., Scanu, S., Bonamano, S., Piermattei, V., Vianello, A., Della Ventura, G., Marcelli, M., 2020. Microlitter pollution in coastal sediments of the northern Tyrrhenian Sea, Italy: microplastics and fly-ash occurrence and distribution. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2020.106819.

Piehl, S., Mitterwallner, V., Atwood, E. C., Bochow, M., Laforsch, C., 2019. Abundance and distribution of large microplastics (1-5 mm) within beach sediments at

the Po River Delta, northeast Italy. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110515.

Pinheiro, L. M., Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., 2019. Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches? *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.010.

Piperagkas, O., Papageorgiou, N., Karakassis, I., 2019. Qualitative and quantitative assessment of microplastics in three sandy Mediterranean beaches, including different methodological approaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. doi: 10.1016/j.ecss.2019.02.016.

Reinold, S., Herrera, A., Hernández-González, C., Gómez, M., 2020. Plastic pollution on eight beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain): An annual study. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110847.

Singh, V., Chakraborty, S., Chaudhuri, P., 2021. Quantification and polymer characterization of sediment microplastics along the Golden beach, Puri, India. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*.

Taïbi, N. E., Bentaallah, M. E. A., Alomar, C., Compa, M., Deudero, S., 2021. Micro- and macro-plastics in beach sediment of the Algerian western coast: First data on distribution, characterization, and source. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112168.

Thepwilai, S., Wangritthikraikul, K., Chawchai, S., Bissen, R., 2021. Testing the factors controlling the numbers of microplastics on beaches along the western Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112467.

Tiwari, M., Rathod, T. D., Ajmal, P. Y., Bhangare, R. C., Sahu, S. K., 2019. Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.055.

Vásquez-Molano, D., Molina, A., Duque, G., 2021. Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. doi: 10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1021.

Wu, F., Pennings, S. C., Tong, C., Xu, Y., 2020. Variation in microplastics composition at small spatial and temporal scales in a tidal flat of the Yangtze Estuary, China. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134252.

Wu, N., Zhang, Y., Zhang, X., Zhao, Z., He, J., Li, W., Ma, Y., Niu, Z., 2019. Occurrence and distribution of microplastics in the surface water and sediment of two typical estuaries in Bohai Bay, China. *Environmental Science: Processes and Impacts*. doi: 10.1039/c9em00148d.

Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., Arthur, C. D., 2014. Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environmental Science & Technology*. doi: 10.1021/es5036317.

Zhu, X. P., Ran, W., Teng, J., Zhang, C., Zhang, W. J., Hou, C. W., Zhao, J. M., Qi, X. T., Wang, Q., 2021. Microplastic Pollution in Nearshore Sediment from the Bohai Sea Coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. doi: 10.1007/s00128-020-02866-1.

Zuo, L., Sun, Y., Li, H., Hu, Y., Lin, L., Peng, J., Xu, X., 2020. Microplastics in mangrove sediments of the Pearl River Estuary, South China: Correlation with halogenated flame retardants' levels. *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138344.