



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Educação e Humanidades

Faculdade de Formação de Professores

Emanuelle Assunção Loureiro Madureira

**Caracterização da poluição por microplásticos no litoral de Limón, Caribe
Sul da Costa Rica, como subsídio à gestão costeira**

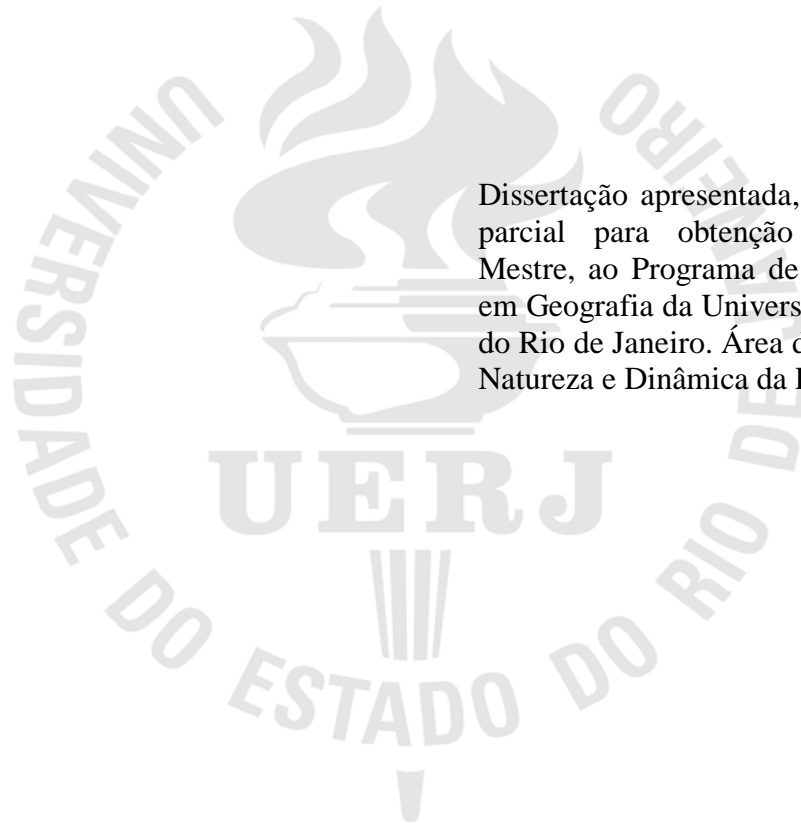
São Gonçalo

2020

Emanuelle Assunção Loureiro Madureira

Caracterização da poluição por microplásticos no litoral de Limón, Caribe Sul da Costa Rica, como subsídio à gestão costeira

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Natureza e Dinâmica da Paisagem.



Orientador: Prof. Dr. André Luiz Carvalho da Silva

São Gonçalo

2020

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/BIBLIOTECA CEH/D

M183 TESE	<p>Madureira, Emanuelle Assunção Loureiro. Caracterização da poluição por microplásticos no litoral de Limón, Caribe Sul da Costa Rica, como subsídio à gestão costeira / Emanuelle Assunção Loureiro Madureira. – 2020. 147f. : il.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. André Luiz Carvalho da Silva. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Formação de Professores.</p> <p>1. Gestão ambiental – Costa Rica – Teses. 2. Poluição marinha - Costa Rica – Teses. 3. Costa Rica – Teses. I. Silva, André Luiz Carvalho da. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Formação de Professores. III. Título.</p>
CRB-7 / 6150	CDU 504(728.6)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Emanuelle Assunção Loureiro Madureira

Caracterização da poluição por microplásticos no litoral de Limón, Caribe Sul da Costa Rica, como subsídio à gestão costeira

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Natureza e Dinâmica da Paisagem.

Aprovada em 13 de novembro de 2020.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. André Luiz Carvalho da Silva - Orientador
Faculdade de Formação de Professores - UERJ



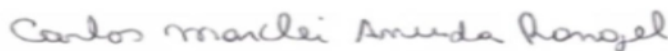
Prof. Dr. Gustavo Barrantes Castillo - Coorientador
Universidade Nacional da Costa Rica - UNA



Prof. Dr. Rodrigo Coutinho Abuchacra
Faculdade de Formação de Professores - UERJ



Prof. Dr. Rebeca Oliveira Castro
Universidade Federal Fluminense - UFF



Prof. Dr. Carlos Marclei Arruda Rangel
Universidade Federal Fluminense - UFF

São Gonçalo

2020

AGRADECIMENTO

Antes de tudo, preciso expressar toda a minha gratidão a Deus, pois sem Ti, eu não existiria, eu nada seria e nada disso seria possível. Tudo isso foi um sonho Teu, que Tu me destes a graça de poder sonhar junto e participar do Teu projeto divino. Gratidão Senhor, por me conduzir nessa árdua jornada. Obrigada, por ser o meu tudo, por ser o meu sustento e sobretudo por me dar como mãe intercessora, Nossa Senhora que foi tão presente ao longo dessa trajetória, muito obrigada mãezinha pelo seu carinho, cuidado, proteção e intercessão neste tempo.

Aos meus pais, os dois maiores presentes que Deus poderia ter me dado nessa vida! Palavras não são capazes de explicar o quão importantes e especiais vocês são para mim. Muito obrigada por tudo, por tanto amor, carinho, disponibilidade, oração e sobre tudo paciência durante cada fase desse trajeto. A minha mãe Lourdes, uma grande inspiração para mim, exemplo de resistência, constância, garra, que tanto me inspira, muito obrigada por me ouvir, por cuidar de mim em cada momento de dificuldade que enfrentei, muito obrigada por ser minha mãe. Eu te amo muito!!! E ao meu paizinho.. é meu pai, mais uma conquista, mais uma batalha vencida e tudo para você. Meu coração não sabe expressar a gratidão por ser sua filha, e sobretudo por saber que ai do céu, tu intercedeste junto a Deus por mim. Muito obrigada...Te amo demais!!! E tenho que agradecer ao Pietro, Jorge Clóvis, John John, Tupan, Sra. Kipllyn e Belinha meus queridos bichinhos de estimação, que estão sempre ao meu lado, literalmente, que passam o dia inteiro me esperando sair do computador para brincar. Muito obrigada Deus, por essas criaturinhas lindas!!!

Ao meu querido orientador somente devo gratidão. Muito obrigada por se desdobrar para fazer os nossos sonhos possíveis e sempre dar um jeito de tudo dar certo. Sou imensamente grata a você por tudo que aprendi nesses longos anos, desde a graduação até a conclusão desse mestrado, gratidão por ser muito mais do que um orientador para nós, mas por ser um amigo e quase um pai rsrs que cuida e pensa em tudo para nos ajudar e ensinar. Não tenho palavras para expressar o tamanho da minha gratidão. Ah e é claro, muito obrigada pela paciência eterna que você tem. Enfim, somente o meu muito obrigada por tudo de coração!!!

Ao meu co-orientador Gustavo, que somou muito nesse trabalho mesmo estando um pouquinho distante, em terras costarriquenhas rsrs Muito obrigada pela atenção, disponibilidade e por me acolher tão bem na UNA. Obrigada por ter aceitado me co-orientar

mesmo sendo algo novo pra ti. Gratidão pelo belíssimo campo que você juntamente com os demais organizaram, pelas dicas e reuniões. Sem palavras para descrever. Muito obrigada mesmo!!! ¡Pura Vida!

Como não agradecer a Iliana que me acolheu tão bem em sua casa durante o período que estive na Costa Rica. Muito obrigada por cuidar tanto de mim, gratidão pela sua acolhida e de toda sua família. Foi uma experiência incrível estar com vocês nesses dias e poder também aprender mais sobre a cultura costarriquenha! Muito obrigada de coração.. E Lilian, que alegria poder revê-la! Muito obrigada também pela acolhida e por ser tão atenciosa conosco. Gratidão pelo cuidado, pela atenção e zelo comigo! Muito obrigada mesmo. ¡Pura vida!

Como não ser grata ao melhor grupo de pesquisa que existente? Eu não teria conseguido sem vocês, cada um de maneira particular, somou muito para que este trabalho fosse concluído. Este trabalho é sem dúvidas fruto do trabalho em equipe, onde todos se ajudam e esse é o diferencial desse grupo, a união! Amo a cada um de vocês! Andrea, Lucas, Bia, Valéria e Jessyca. Eu jamais poderia deixar de agradecer a vocês, que aguentaram meus surtos, meus choros, minhas brincadeiras, meus áudios pedindo uma ajuda no ArcGis, os artigos, figurinhas e memes universitários trocados, enfim por tanta coisa. Muito obrigada de todo o meu coração, sou e serei eternamente grata a todos vocês. E por último mas não menos importante, até porque essa vai ser a terceira vez que agradeço a ela mas agora de modo particular, Andreans, você que esteve ao meu lado ao longo de todo esse caminho, desde a graduação, no processo seletivo onde estudávamos juntas e agora na conclusão desse mestrado. Não tenho duvidas de que foi Deus que desejou a nossa amizade! Sei que sou meio fria mas quero dizer que sou totalmente grata por tê-la comigo. Muito obrigada por tudo e torno a repetir, palavras não são capazes de lhe agradecer como lhe é devido mas deixo mais uma vez aqui, GRATIDÃO, amo você!!!

Quero deixar a minha gratidão eterna a essa família que ganhei, a família Shalom. Ser missionária não é uma tarefa fácil, muitas coisas se levantam mas se não fosse o apoio e sobretudo a oração de vocês, não teria forças para concluir mais essa etapa. Muito obrigada a todas as minhas formadoras Luana, Lili, Norma, Giselle, Olívia, Pamela e Conceição, muito obrigada pelas palavras de sabedoria e por me acolherem sempre com um abraço de mãe nos momentos que mais precisei. Aos meus filhos espirituais que ganhei seja por meio do grupo de oração ou por meio das artes, sou muito grata pelo carinho e a docilidade de coração de cada um. Vocês não tem idéia de como dão sentido a minha oferta. Amo muito vocês! Aos meus queridos e amados irmãos de célula, vocês são os melhores que eu poderia ter, muito

obrigada por tudo mas principalmente por sempre respirarem fundo e escutarem meus áudios. Amo muito vocês! E abrindo um pequeno parêntese, como não ser grata a melhor secretária comunitária da Missão de Niterói? Jéssica, muito obrigada pela sua atenção, cuidado e carinho comigo. Nunca vou me esquecer de como você me ajudou na reta final com atos muito simples, como um telefonema e mensagens no whatsapp, sou muito grata por tudo e principalmente pelas orações. Você é maravilhosa demais!!!

Sabrina (Hellena), Laís, Marcelo, Leandro, o que dizer sobre vocês? Que vocês são os melhores amigos que eu poderia ter? Isso é muito pouco perto da gratidão e alegria que sinto em meu coração por ter a amizade de vocês. Cada um com seu jeitinho, um mais faladeiro, outro mais quieto, outro mais comilão, outro mais dramático, cada um com suas particularidades que juntos me completam e me tornam mais grata a Deus por estes lindos presentes que Ele me deu. Muito obrigada por me ouvirem explicando os temas, por ouvirem minhas aulas, por aguentarem os meus surtos e demências, por estarem comigo nos momentos mais difíceis, seja perto ou mais distante, cada um de vocês é super importante e eu não poderia deixar de dizer que mais esse capítulo da minha vida acadêmica se conclui, graças também a vocês!! Amo muitoooo vocês!!!

Ao meu namorado Ronald, meu amor somente tenho que agradecer por tudo mesmo, por todo suporte, paciência, por me entender e por todos os dias me ouvir explicando alguma coisinha da minha dissertação. Sou muito grata a Deus por ter você em minha vida. Gratidão por tudo, meu amor!!!

Quero expressar minha gratidão a UERJ/FFP minha querida e eterna universidade, onde eu aprendi muito com todas as oportunidades que me foram dadas e sobretudo, como os excelentes docentes dessa instituição. Muito obrigada de verdade! A Universidad Nacional da Costa Rica (UNA) por me receber tão bem e me dar a oportunidade de vivenciar novas experiências acadêmicas. A Universidade Federal Fluminense (LAGEMAR-UFF) por estar sempre de portas abertas para me acolher, seja em laboratório ou em sala de aula. A minha profunda e sincera gratidão a cada uma dessas instituições.

A FAPERJ que nesses dois anos de mestrado me concedeu uma bolsa (E-26/202.612/2018), que foi de suma importância para que eu pudesse realizar o meu trabalho de campo e trabalhar em minha pesquisa de forma mais exclusiva.

RESUMO

MADUREIRA, E. A. L. *Caracterização da poluição por microplásticos no litoral de Limón, Caribe Sul da Costa Rica, como subsídio à gestão costeira*. 2020. 147f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo, 2020.

A poluição por resíduos sólidos tende a causar sérios danos sociais e ambientais, além de comprometer o equilíbrio de ecossistemas costeiros e marinhos. Este estudo objetivou caracterizar a ocorrência temporal e espacial dos microplásticos presentes nas praias do litoral de Limón, Caribe sul da Costa Rica, assim como identificar suas possíveis fontes. As praias selecionadas compreendem um trecho de 70 quilômetros de extensão, caracterizado por possuir grandes áreas destinadas à proteção ambiental, áreas agrícolas e residenciais com baixa densidade de ocupação, zonas urbanas e portuárias. O rápido crescimento urbano e industrial que vem ocorrendo nas últimas décadas, com a construção de um porto, o terminal de contêineres de Moín e um aeroporto internacional, aliado ao forte turismo da região, é preocupante, principalmente, por se tratar de um litoral bastante dinâmico. O litoral de Limón possui uma elevada susceptibilidade à ocorrência de terremotos, movimentos de massa, furacões e problemas com erosão costeira e inundações. Apesar da grande importância para o país, este litoral caribenho é pouco estudado e os estudos relacionados à dinâmica costeira e a poluição por resíduos sólidos ainda são escassos. A metodologia de investigação consistiu numa ampla revisão bibliográfica sobre o tema em questão e na realização de diversas análises laboratoriais nos materiais coletados nas praias em 2017 e 2019, para a caracterização sedimentar e do conteúdo de micro resíduos sólidos. Os resultados mostram que as praias estudadas no setor noroeste, apresentaram as maiores concentrações de microplásticos, com destaque para Cieneguita e Aeroporto, com predominância de pellets, seguido por fragmentos. Essas praias são dinâmicas, constituídas basicamente por areias finas; estão inseridas num trecho costeiro com forte concentração de atividades industriais, portuária e aviária, marcado também pela violência e problemas ambientais. A menor ocorrência de microplásticos no setor sudeste pode estar relacionada a maior quantidade de áreas de preservação e menor quantidade de possíveis fontes. Nas praias de Manzanillo e Gandoca predominam areias fina a média mal selecionadas, com elevada concentração de minerais pesados. Com tamanhos, formas e cores variadas, a maioria dos microplásticos apresentou um aspecto desgastado, o que sugere o retrabalhados pelos processos costeiros e posterior deposição destes nas praias estudadas. O impacto desse tipo de poluição no litoral de Limón é notório e o aprofundamento no conhecimento desta problemática irá subsidiar a implementação de medidas e leis que objetivem a redução dos danos causados por microplásticos na biodiversidade e geodiversidade da Costa Rica.

Palavras-chave: Planejamento ambiental. Poluição marinha. Microplástico. Sedimentos. Costa Rica.

ABSTRACT

MADUREIRA, E. A. L. *Characterization of microplastic pollution on the coast of Limón, Southern Caribbean of Costa Rica, as a subsidy to coastal management*. 2020. 147f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo, 2020.

Pollution by solid waste tends to cause severe social and environmental damage and compromises coastal and marine ecosystems. This study aimed to characterize the temporal and spatial occurrence of microplastics present on the beaches of the coast of Limón, southern Caribbean of Costa Rica, and identify their possible sources. The selected beaches comprise a stretch of 70 kilometers long, characterized by having large areas for environmental protection, agricultural and residential areas with low occupation density, urban and port areas. The rapid urban and industrial growth that has been occurring in the last decades, with the construction of a port, the container terminal of Moín and an international airport, allied to the strong tourism of the region, is worrying, mainly because of the very dynamic. The coast of Limón has a high susceptibility to the occurrence of earthquakes, mass movements, hurricanes and problems with coastal erosion and floods. Despite the great importance for the country, this Caribbean coast is poorly studied and studies related to coastal dynamics and pollution by solid waste are still scarce. The research methodology consisted of a comprehensive bibliographic review on the subject in question and the performance of several laboratory analyzes on the materials collected on the beaches in 2017 and 2019, for the sedimentary characterization and the content of micro solid residues. The results show that the beaches studied in the northwest sector had the highest concentrations of microplastics, with emphasis on Cieneguita and Aeroporto, with a predominance of pellets, followed by fragments. These beaches are dynamic, consisting basically of fine sands; they are inserted in a coastal stretch with a strong concentration of industrial, port and airport activities, also marked by violence and environmental problems. The lower occurrence of microplastics in the southeast sector may be related to the greater number of preservation areas and the smaller number of possible sources. On the beaches of Manzanillo and Gandoca, fine to medium sands are poorly selected, with a high concentration of heavy minerals. With varying sizes, shapes and colors, most microplastics had a worn appearance, which suggests the reworked by the coastal processes and their subsequent deposition on the studied beaches. The impact of this type of pollution on the coast of Limón is notorious and deepening the knowledge of this problem will support the implementation of measures and laws that aim to reduce the damage caused by microplastics to Costa Rica's biodiversity and geodiversity.

Keywords: Environmental planning. Marine pollution. Microplastic. Sediments. Costa Rica.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Localização da área de estudo	14
Figura 2 –	Praias selecionadas para este estudo	16
Figura 3 –	Geomorfologia da Costa Rica	17
Figura 4 –	Geologia e grupos climáticos do Caribe da Costa Rica	19
Figura 5 –	Geomorfologia do Parque Nacional Cahuita, litoral de Limón	20
Figura 6 –	Geologia do Parque Nacional Cahuita, litoral de Limón	21
Figura 7 –	Terremoto ocorrido em 1991 em Limón	22
Figura 8 –	Sistema de correntes na costa caribenha	24
Figura 9 –	Sistema de correntes no litoral de Limón, Costa Rica	24
Figura 10 –	Tráfego de embarcações no litoral de Limón, Costa Rica	29
Figura 11 –	Subdivisão do ambiente praial	31
Figura 12 –	Sedimentos de praias no litoral de Limón	33
Figura 13 –	Células de circulação costeira com as correntes litorâneas	35
Figura 14 –	Perfis topográficos de praia: verão e inverno	36
Figura 15 –	Resíduos sólidos em ambientes marinhos	38
Figura 16 –	Danos à fauna marinha	42
Figura 17 –	Extração e transformação do petróleo para a produção do plástico	45
Figura 18 –	Tipos de microplásticos	54
Figura 19 –	Modelo de transporte de resíduos plásticos no ambiente marinho	55
Figura 20 –	Fontes prováveis de partículas de plástico para o ser humano	60
Figura 21 –	Diagrama esquemático que mostra as principais fontes e direções dos plásticos no meio marinho	63
Figura 22 –	Metodologia de amostragem de sedimentos (campo de maio de 2019)	67
Figura 23 –	Etapas da extração de microplásticos	68
Figura 24 –	Esquema dos procedimentos laboratoriais da análise granulométrica ..	69
Figura 25 –	Etapas da granulometria	70
Figura 26 –	Análise morfooscópica	71
Figura 27 –	Classificação do grau de arredondamento	71

Figura 28 –	Confecção dos gráficos de granulometria com o Software Microsoft Excel	72
Figura 29 –	Micropartículas de plástico encontradas nos sedimentos	77
Figura 30 –	Quantidade total de microplásticos encontrados nos sedimentos em ambos os campos 2017 e 2019	78
Figura 31 –	Quantidade de microplásticos encontrados nos sedimentos	78
Figura 32 –	Tamanho dos microplásticos identificados	79
Figura 33 –	Morfologia dos microplásticos identificados	80
Figura 34 –	Cores dos microplásticos identificados	81
Figura 35 –	Granulometria dos sedimentos das praias de Limón	86
Figura 36 –	Morfoscopia dos sedimentos das praias estudadas	88
Figura 37 –	Concentração de microplásticos por monitoramento	94
Figura 38 –	Concentração de microplásticos	95
Figura 39 –	Mapa de usos e variáveis ambientais	99
Figura 40 –	Plantação de banana no Caribe da Costa Rica	103
Figura 41 –	Macroplásticos nas praias de Limón	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Localização das áreas de monitoramento na costa caribenha	16
Tabela 2 –	Chegadas internacionais à Costa Rica – via marítima 2017 e 2019	28
Tabela 3 –	Aditivos em cinco polímeros comuns, sua função e proporção relativa. Adaptado de Hermabessiere et al. (2017)	46
Tabela 4 –	Alguns pigmentos e corantes empregados na coloração de plásticos ...	47
Tabela 5 –	Categorias usadas para descrever a aparência dos microplásticos, adaptada de Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas, 2013	53
Tabela 6 –	Fontes de microplásticos	54
Tabela 7 –	Vantagens e desvantagens das principais técnicas de amostragem do lixo marinho	63
Tabela 8 –	Classificação granulométrica	70
Tabela 9 –	Quantidade de microplásticos encontrados nos setores	75
Tabela 10 –	Quantidade de microplásticos por metro quadro e por kilograma	76
Tabela 11 –	Tamanho dos microplásticos encontrados nos sedimentos	79
Tabela 12 –	Morfologia dos microplásticos encontrados nos sedimentos	80
Tabela 13 –	Cores dos microplásticos encontrados nos sedimentos	82
Tabela 14 –	Análise granulométrica e morfoscópica dos sedimentos das praias estudadas	87
Tabela 15 –	Concentração de microplásticos em algumas praias do mundo e métodos de amostragem de sedimentos superficiais	92

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO.....	12
1	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	30
1.1	O ambiente de praia.....	30
1.2	Processos litorâneos e dinâmica de praias.....	34
1.3	Poluição por resíduos sólidos.....	37
1.4	Produção e consumo do plástico.....	43
1.5	Microplásticos em ambientes costeiros.....	52
1.6	Técnicas de monitoramento.....	62
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
2.1	Trabalhos de campo para a coleta de amostras.....	65
2.2	Análises laboratoriais para a extração e classificação de microplásticos.....	65
2.3	Análise textural (granulometria e morfoscopia) nos sedimentos.....	68
2.4	Tratamento e análise dos dados.....	72
3	RESULTADOS.....	73
3.1	Microplásticos no litoral de Limón (dezembro de 2017).....	73
3.2	Microplásticos no litoral de Limón (maio de 2019).....	82
3.3	Caracterização sedimentar das praias estudadas no litoral de Limón.....	84
4	DISCUSSÃO.....	91
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	112
	REFERÊNCIAS.....	114

INTRODUÇÃO

O acúmulo de resíduos sólidos em diferentes locais tende a causar sérios danos sociais e ambientais, principalmente naquelas áreas cuja economia depende, em grande parte, de um conjunto de atividades relacionadas ao turismo (rede hoteleira, navegação, pesca, entre outros), aos ecossistemas marinhos que são geralmente afetados por materiais, em especial aqueles flutuantes (SANTOS et al., 2008; FARIAS e JARDIM, 2012), e aos ambientes costeiros que sofrem diretamente devido à proximidade com diversas fontes terrestres de resíduos (JAMBECK et al., 2015). As zonas costeiras concentram diversas atividades devido aos seus recursos, além de serem pontos de acesso ao comércio, transporte marítimo, atividades culturais, recreativas, entre outros usos (NEUMANN et al., 2015). Nas últimas décadas observou-se um aumento populacional significativo nessas áreas, onde a taxa de crescimento demográfico é superior ao desenvolvimento da população do interior dos países (SMITH, /2011), o que contribui para uma produção intensa de lixo nessas regiões. Contudo, grande parte da população não se preocupa com o descarte adequado de resíduos sólidos, suas consequências para a sociedade e para os ecossistemas costeiros e marinhos. Segundo Coe e Rogers (1997), o lixo costeiro e marinho pode ser definido como qualquer resíduo sólido de origem antropogênica, que de alguma maneira tenha sido introduzido nesses ambientes. O despejo constante desses materiais faz esta problemática crescer de forma acelerada e suas proporções não podem ser calculadas com exatidão; como a fundação *Race for Water* (2015) aponta, os resíduos sólidos presentes na superfície das águas oceânicas representam menos de 1% dos plásticos presentes em todo o oceano.

A poluição por resíduos sólidos está associada à introdução de materiais descartados de maneira inadequada no ambiente, que podem ser subdivididos em diversas categorias como plásticos, vidros, borrachas, metais, tecidos, isopor e madeira antropogênica (SANTOS et al., 2008). cerca de 250 milhões de toneladas de plástico são produzidos anualmente (RACE FOR WATER, 2015). Estes materiais plásticos são encontrados nos mais diversos ambientes em diferentes tamanhos. Os microplásticos são plásticos com dimensões inferiores a 5 mm (GESAMP, 2019). O termo microplástico, cada vez mais presente nos diferentes meios de comunicação, foi eleito a palavra do ano de 2018 pela *Fundéu BBVA (2018)*, que considera os termos com maior destaque nas notícias e noticiários.

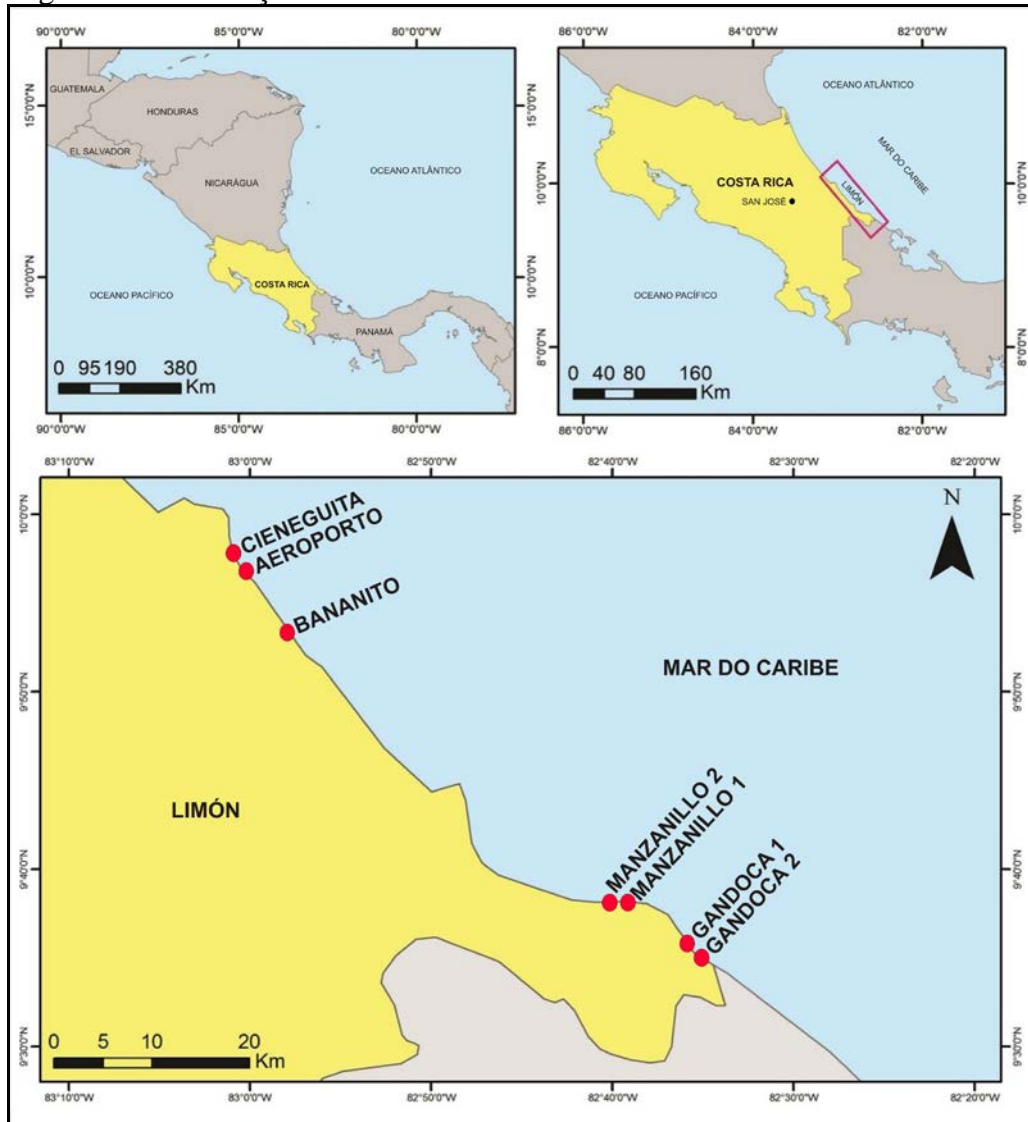
Elevadas concentrações de plásticos flutuantes têm sido encontradas nos oceanos desde a década de 1970. Essa vasta quantidade de resíduos plásticos nos mares se deve a

diversos fatores, como: (1) o aumento da produção destes materiais, cada vez mais utilizados pela população; (2) a ineficiência dos serviços de coleta, descarte e reciclagem do plástico; (3) seu elevado tempo de degradação no meio ambiente (CARPENTER & SMITH, 1972; AU et al., 2017; YOSHIDA, 2016). Uma parte significativa dos resíduos sólidos atingem os litorais, trazidos por correntes costeiras (fonte marinha) (OLIVEIRA et al., 2015) e/ou mesmos descartados localmente por diversas atividades antrópicas (fonte terrestre), causando poluição e danos aos ecossistemas marinhos (RÍOS et al., 2018). Essa forma de poluição oferece riscos às populações que dependem de atividades diretamente ligadas aos ambientes litorâneos para a sua sobrevivência, além de ser prejudicial a saúde humana de inúmeras formas.

Em algumas áreas, em especial, a poluição por resíduos sólidos assume uma importância ainda maior, como é o caso do litoral de Limón, Caribe sul da Costa Rica, que compreende a área selecionada para o desenvolvimento deste estudo (Figura 1). Trata-se de um trecho costeiro com 210 km de extensão, caracterizado por grandes áreas destinadas à proteção ambiental, inúmeras propriedades agrícolas e residenciais com baixa densidade populacional, além da presença de uma zona urbana e portuária. No entanto, este trecho do litoral caribenho vem experimentando um rápido crescimento urbano e das atividades industriais, aliado à construção de um importante porto, do terminal de containeres de Moín para atender à crescente demanda de exportação e importação de produtos, e um aeroporto internacional em Limón. Essas mudanças causam preocupações, principalmente, por se tratar de um litoral de grande instabilidade ambiental, devido à susceptibilidade deste à ocorrência de terremotos (CORTÉS et al., 1994), movimentos de massa (MORA y MORA, 1994; QUESADA, 2016), furacões e problemas com erosão costeira e inundações (QUESADA, 2016).

No Caribe sul da Costa Rica, os estudos sobre o comportamento do litoral são incipientes e mesmo inexistentes em algumas áreas. Existem poucos trabalhos sobre a movimentação das correntes e o consequente transporte de materiais ao longo da costa, como o realizado por Cortés et al. (1988). Estudos sobre a poluição por resíduos sólidos na costa caribenha vem crescendo nos últimos anos, como as pesquisas desenvolvidas no Panamá (BORRERO et al., 2020), na Guatemala (MAZARIEGOS-ORTÍZ et al., 2020), na Colômbia (ACOSTA-COLEY e VERBEL, 2015; ACOSTA-COLEY et al., 2019a e b; GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020a e b) e em praias das pequenas Antilhas (BOSKER et al., 2018). A região do mar do Caribe vem sendo apontada como uma das áreas de maior concentração de resíduos sólidos no Atlântico (MONTEIRO et al., 2018).

Figura 1 - Localização da área de estudo



Fonte: A autora, 2020.

Um dos setores que mais movimentam a economia da Costa Rica é o turismo, que conta com inúmeros atrativos naturais que atraem uma grande quantidade de pessoas de diversas partes do mundo (BLANCO, 2015; ICT, 2017; ICT, 2019). Com isso, percebe-se a necessidade de se desenvolver estudos voltados para o monitoramento da poluição por resíduos sólidos no litoral caribenho da Costa Rica, para que se possa conhecer o nível de degradação e as variáveis envolvidas no processo de acumulação e transporte de resíduos sólidos. Os danos causados por esse tipo de poluição, ainda são pouco conhecidos ou mesmo desconhecidos em grande parte do litoral de Limón, assim como as fontes e os processos envolvidos na distribuição e deposição destes materiais. Estudos dessa natureza são igualmente importantes para orientar ações voltadas para o planejamento urbano e ambiental deste trecho costeiro. Neste sentido, este estudo permitirá a obtenção de dados sobre a

ocorrência e distribuição de resíduos sólidos em sete setores ao longo do litoral caribenho e em dois momentos distintos.

Objetivos

Objetivo geral:

O presente estudo objetiva analisar a ocorrência espacial e temporal de microplásticos no litoral de Limón, Caribe Sul da Costa Rica, como subsídio à gestão dos resíduos sólidos na zona costeira.

Objetivos específicos:

- Caracterizar a ocorrência e distribuição de microplásticos nas praias estudadas.
- Investigar como o papel dos processos físicos (dinâmicas de ondas, correntes, marés, descarga fluvial) no transporte e deposição de materiais ao longo da costa.
- Caracterizar os distintos usos e atividades relacionadas aos trechos monitorados ao longo do litoral.
- Analisar o efeito da temporalidade na ocorrência e distribuição dos microplásticos encontrados nas praias nos monitoramentos realizados nos anos de 2017 e 2019.
- Caracterizar os sedimentos das praias a serem estudadas por meio de análise granulométrica e morfoscopia para correlacionar com as áreas fontes de materiais.

Caracterização da área de estudo

O litoral de Limón está localizado no Caribe sul da Costa Rica e possui cerca de 210 quilômetros de extensão (QUESADA e PEREZ, 2019), com orientação predominante de noroeste-sudeste (Figura 1). Neste litoral estão localizadas as praias selecionadas para este estudo, sendo: Cieneguita, Aeroporto e Bananito, na porção noroeste; Manzanillo e Gandoca, na porção sudeste (Figura 2 e Tabela 1). Essas praias estão distribuídas ao longo de um trecho de 70 quilômetros de litoral, entre as coordenadas 09°58'25.3"N e 083°01'47.4"O, no limite noroeste; e 09°34'38.79"N e 082°34'31.0"O, no limite sudeste (Figura 2 e Tabela 1).

O litoral de Limón (Figura 1) está inserido em uma região que apresenta uma rica biodiversidade, com a presença de uma exuberante floresta tropical úmida que abrange grande parte da área estudada (MCCLEARN et al., 2016) (Figura 3A), e que cobre atualmente cerca de 30% do território do país; por cordilheiras e vulcões, sendo a maioria deles ativos (Figura

3B); diversos rios, que desaguam no litoral (QUESADA e PEREZ, 2019) (Figura 3C); e um grande número de praias e plataformas de recifes de corais (MCCLEARN et al., 2016; QUESADA e PEREZ, 2019) (Figura 3D). Além da presença de diversos parques nacionais (MCCLEARN et al., 2016) que visam a proteção e conservação dos ecossistemas locais.

Figura 2 - Praias selecionadas para este estudo



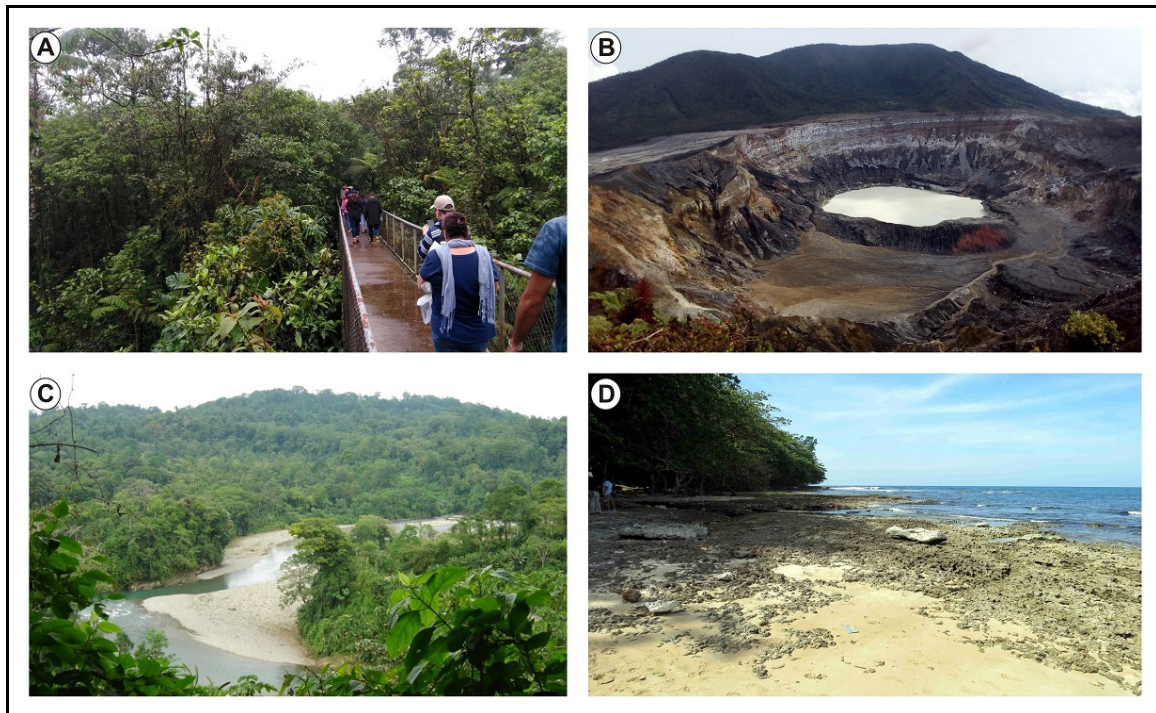
Legenda: (A) - Cieneguita; (B) - Aeroporto; (C) - Bananito; (D) e (E) - Manzanillo; (F)- Gandoca.
Fonte: A, E e F - André Luiz, 2017; B, C e D - André Luiz, 2019.

Tabela 1 - Localização das áreas de monitoramento na costa caribenha

Praias	Setor	Estado	Localização	Extensão (m)
1. Cieneguita	Noroeste	Limón	09°58'25.3" N 083°01'47.4" O	1832 m
2. Aeroporto	Noroeste	Limón	09°57'37.0" N 083°01'21.8" O	3685 m
3. Bananito	Noroeste	Limón	09°52'18.1" N 082°57'17.2" O	2506 m
4. Manzanillo 1	Sudeste	Limón	09°38'5.18" N 082°39'15.7" O	3711 m
5. Manzanillo 2	Sudeste	Limón	09°37'55.79" N 082°39'37.4" O	3711 m
6. Gandoca 1	Sudeste	Limón	09°35'53.80" N 082°36'21.9" O	8186 m
7. Gandoca 2	Sudeste	Limón	09°35'31.1" N 082°35'56.4" O	8186 m

Fonte: A autora, 2020.

Figura 3 - Diversidade de paisagens naturais da Costa Rica



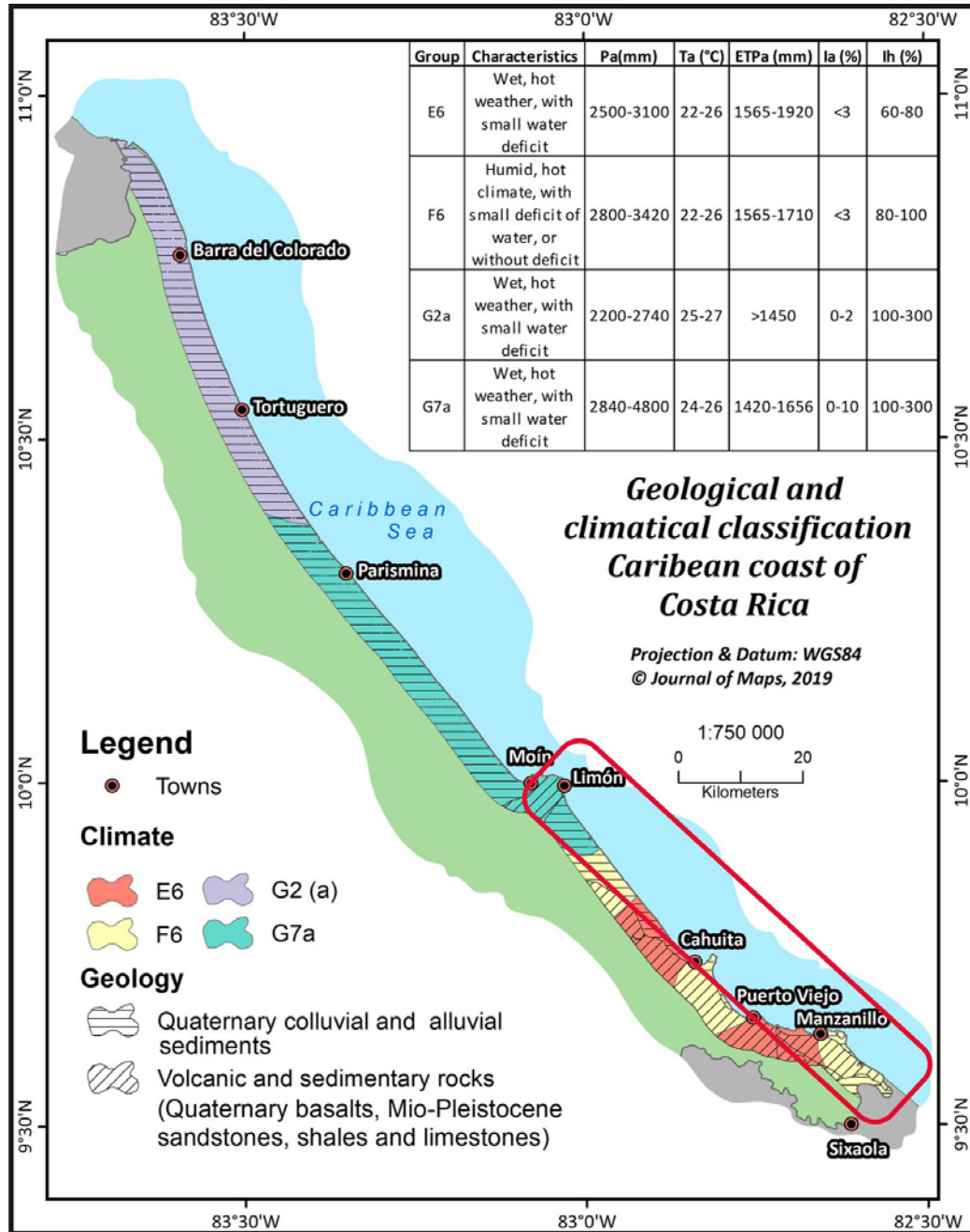
Legenda: (A) – Floresta tropical; (B) – Vulcão Poás; (C) – Rio Banano; (D) – Praia e corais.
 Fonte: A, B e D (André Silva, 2016); C (cahuitainfo.com/real-estate/rio-banano-lot/).

O clima da costa caribenha varia de acordo com a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), a incidência dos ventos alísios, os diversos ciclones tropicais, além do fenômeno de aquecimento e resfriamento das águas do Pacífico, conhecidos como El Niño e a La Niña (CAMPOS-DURÁN e QUESADA-ROMÁN, 2017b). O clima segundo Quesada e Perez (2019) pode ser dividido em 4 grupos climáticos, sendo: E6 (quente com um pequeno déficit hídrico); F6 (úmido com um pequeno ou nulo déficit de água); G2a e G7a (quente e úmido com um pequeno déficit hídrico), o que diferencia esses dois últimos é a média de precipitação anual, mais elevada no grupo G7a (Figura 4). Com isso, a região que abrangem a área estudada está inserida nos grupos F6 (Manzanillo e Gandoca) e G7a (Cieneguita, Aeroporto e Bananito) (Figura 4) (QUESADA e PEREZ, 2019). A região está sob grande influência dos ventos alísios do Caribe (durante o período de novembro a abril) (LIZANO, 2007), carregados de umidade, que sopram na direção nordeste-sudoeste, o que sustenta a floresta tropical (MCCLEARN et al., 2016). A média anual de precipitação na região varia entre 2500 e 4800 mm, intensificando-se na estação chuvosa, como consequência da passagem da ZCIT que intervem nas chuvas e no clima local (Figura 4) (MCCLEARN et al., 2016; QUESADA e PEREZ, 2019). A estação seca apresenta um baixo índice de chuvas, no entanto, quando comparado a costa do Pacífico, esse índice pluviométrico é um pouco mais elevado (MCCLEARN et al., 2016). A precipitação diminui ao longo da costa, apresentando

pequenas variações, sendo maior no setor noroeste quando comparada ao sudeste (Figura 4) (HERRERA, 1986 apud CORTÉS e JIMÉNES, 2003; QUESADA e PEREZ, 2019), com temperatura média anual apresentando poucas alterações ao longo da costa, exibindo uma variação entre 20° à 31°C (QUESADA e PEREZ, 2019).

A geomorfologia da região (Figura 5) é marcada pela presença: (1) das cordilheiras Guanacaste e Talamanca, com orientação noroeste-sudeste; (2) por colinas de origem tectônica; (3) e vales fluviais, como o Sixaola e Estrella, com sistemas de drenagem que em sua maioria possuem uma largura média de 4 km e pouco extensos. Estes sistemas de drenagem desenvolveram ao longo do tempo um padrão de canais meandantes nas áreas topograficamente mais planas e escoam através de rochas vulcânicas em direção aos litorais (QUESADA e PEREZ, 2019); (4) As planícies litorâneas apresentam largura variada, onde se observa a presença de praias, áreas pantanosas e algumas falésias (QUESADA e PEREZ, 2019).

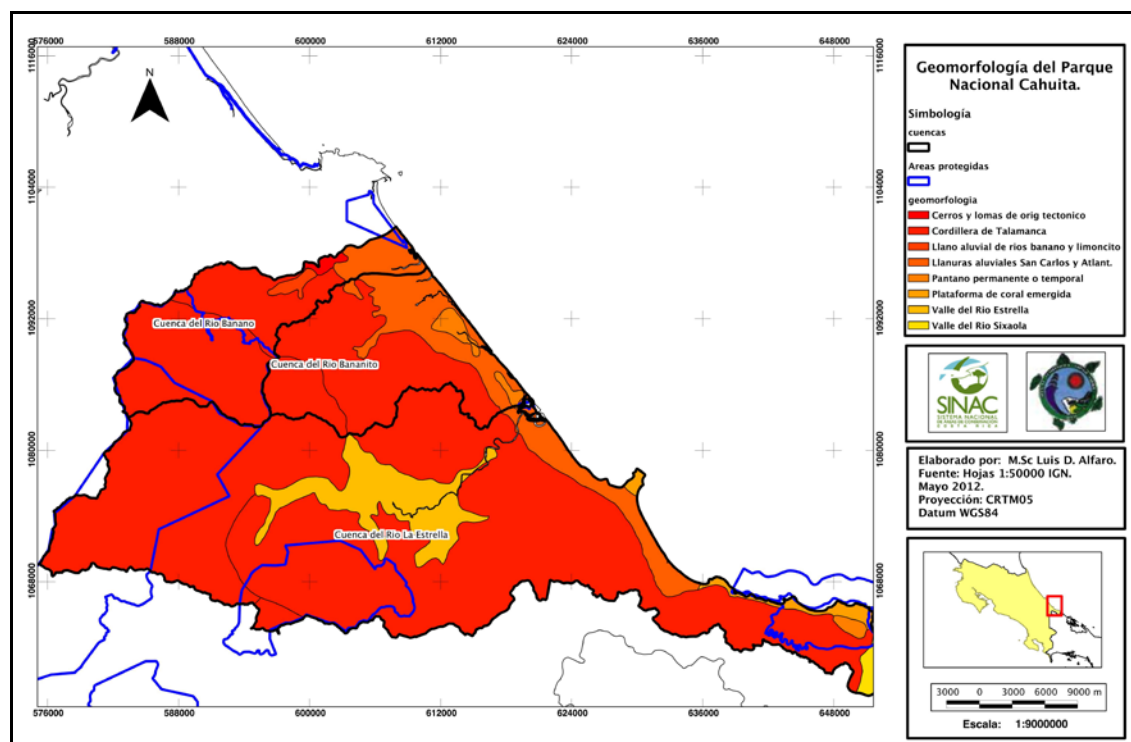
Figura 4 - Geologia e grupos climáticos do Caribe da Costa Rica



Legenda: (Pa) precipitação média anual; (Ta) temperatura média anual; (ETPa) evapotranspiração potencial anual; (Ia) índice de seca; (Ih) índice hídrico. O retângulo vermelho sinaliza a área de estudo na presente pesquisa.

Fonte: Adaptado de Quesada e Perez, 2019.

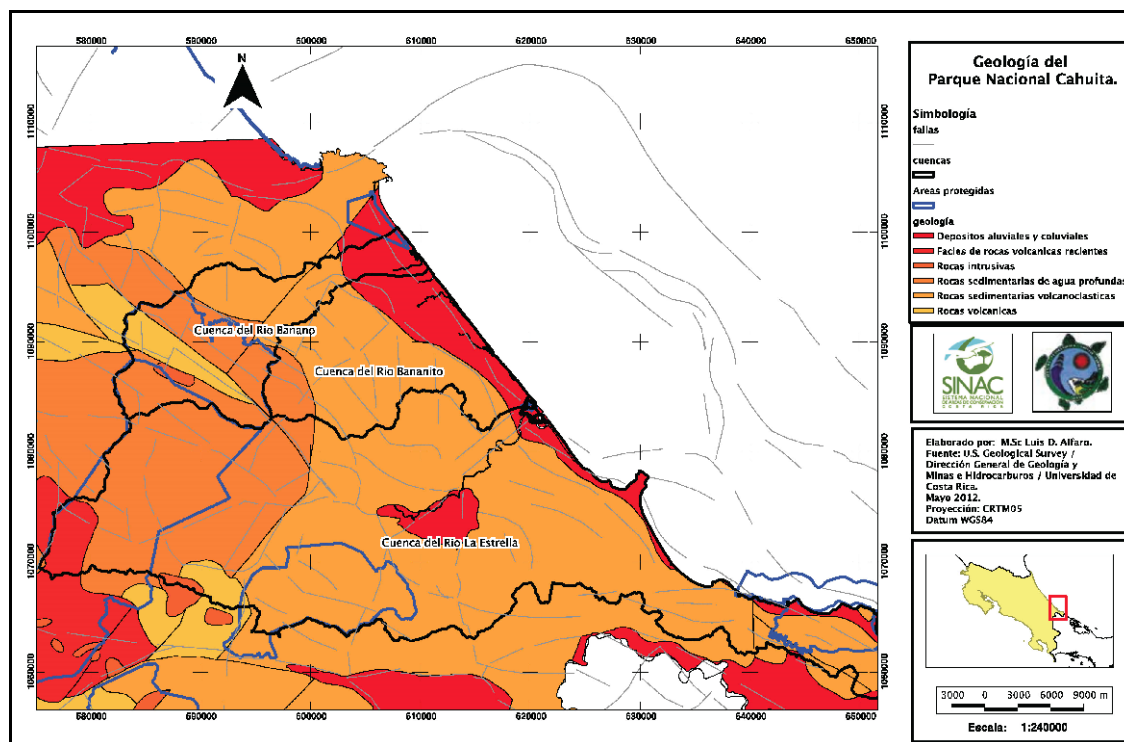
Figura 5 - Geomorfologia do Parque Nacional Cahuita, litoral de Limón



Fonte: Alfaro, 2012.

A geologia do litoral e adjacências (Figura 6) é composta por depósitos aluviais e colúviais, além de apresentar uma variedade de rochas vulcânicas e sedimentares (QUESADA e PEREZ, 2019). O litoral é bastante ativo em relação à tectônica, com registros frequentes de atividades sísmicas, inclusive de grande magnitude. De acordo com Alvarado e Cárdenas (2016), o setor sul deste litoral (Figura 1) apresenta importantes falhas geológicas, tornando a região mais favorável a ocorrência de grandes terremotos. Um dos maiores eventos sísmicos já registrados ocorreu em 22 de abril de 1991 (Figura 7A), afetando cerca de 80% do território costarricense, incluindo Limón (QUESADA-ROMÁN, 2016). Esse evento de grande magnitude causou o soergimento de extensas plataformas de corais, sendo o trecho mais ao norte entre Moín e Puerto Limón, as áreas onde se observaram o maior levantamento deste litoral chegando à 1,5 metro, causando sérios danos aos ecossistemas costeiros (CORTÉS et al., 1994; DENYER et al., 1994); além de deslizamentos, inundações e um aumento expressivo na carga de sedimentos no sistema fluvial; destruição de diversas obras de engenharia, como pontes (Figura 7B) e estradas (Figura 7C) (QUESADA-ROMÁN, 2016).

Figura 6 - Geologia do Parque Nacional Cahuita, litoral de Limón

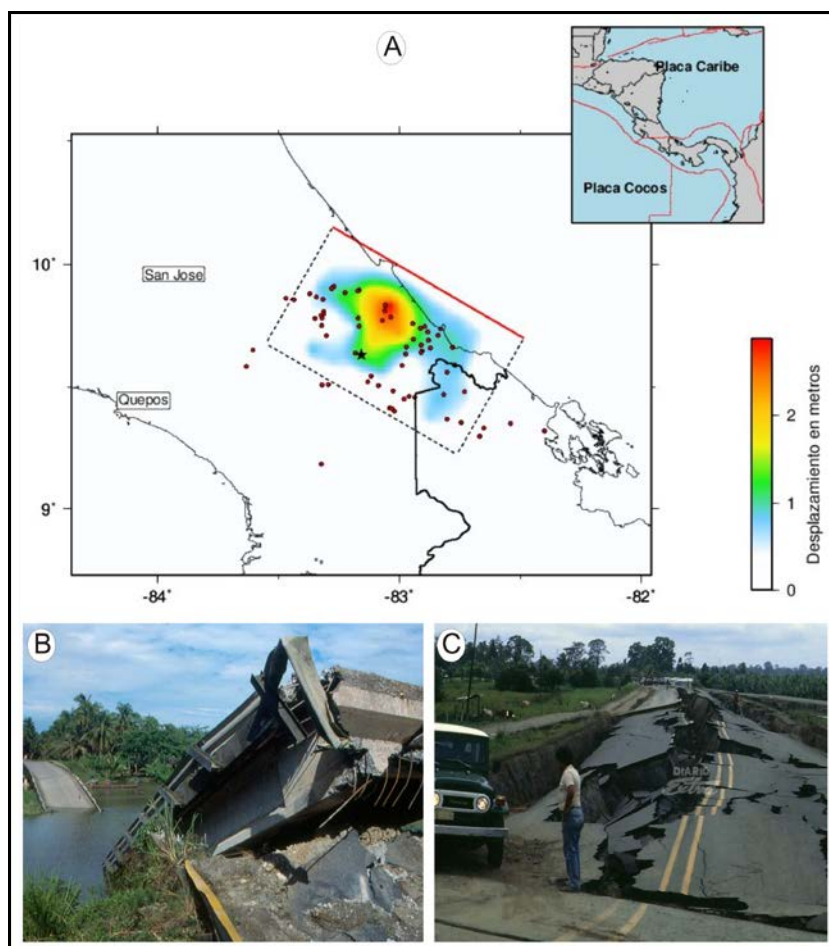


Fonte: Alfaro, 2012.

De acordo com Salazar et al. (2004), os fatores físicos neste litoral interagem com a inclinação, a forma, o tamanho da praia, a velocidade e a direção das correntes costeiras e com a energia das ondas que chegam a costa. Estes autores ressaltam também o papel dos rios e correntes marinhas como agentes de transporte de sedimentos para as praias.

A costa caribenha abriga extensas praias de alta energia, seccionadas por rios em diversos trechos ao longo do litoral, que contribuem com sedimentos que são posteriormente retrabalhados pela dinâmica de ondas e correntes. No setor sul, em direção ao Panamá, as praias são limitadas por promontórios de carbonato de cálcio, constituído por recifes fósseis e arenitos em algumas áreas (CORTÉS e JIMÉNEZ, 2003; CORTÉS et al., 2010). No entanto, grande parte dos sedimentos de praia apresentam material vulcânico em sua composição, que chegam a costa por meio dos rios que transportam esses sedimentos (cascalho, areias finas e cinzas vulcânicas) que, em conjunto com a dinâmica costeira, distribuem esses materiais ao longo do litoral (MCCLEARN et al., 2016; SALAZAR et al., 2004).

Figura 7 - Terremoto ocorrido em 1991 em Limón



Legenda: (A) – Terremoto em Limón, áreas mais atingidas; (B) e (C) – Destruição de pontes e rodovias.

Fonte: A (lis.ucr.ac.cr/575); B e C (<https://www.ucr.ac.cr/noticias/2016/04/21/el-reporte-de-los-sismos-se-volvio-mas-rapido-y-preciso.html>).

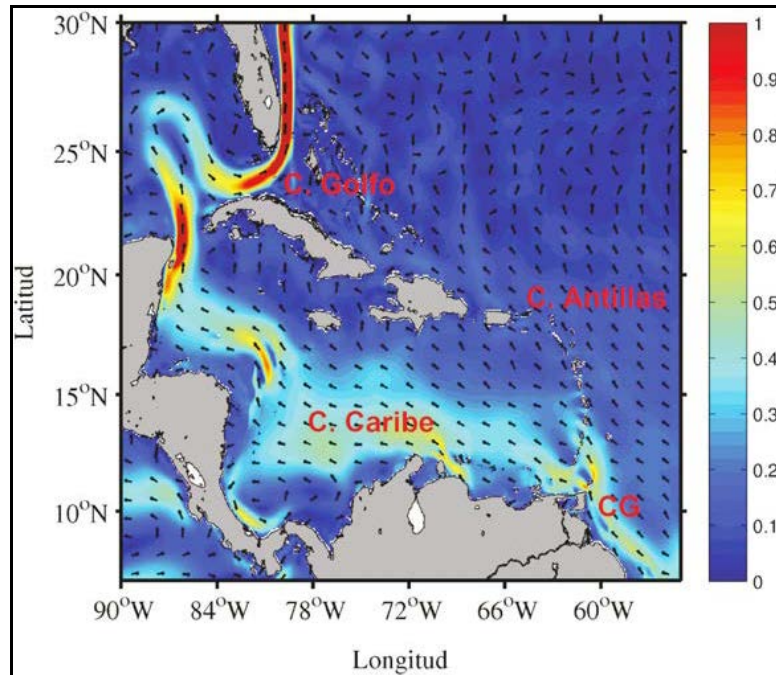
A maioria das praias do Caribe Sul da Costa Rica possuem grande importância para o turismo local e, conseqüentemente, para a economia da região. Algumas dessas praias vêm apresentando sérios problemas de erosão, mais intensa nas praias de mar aberto (BARRANTES et al., 2020a), como as escolhidas para a realização deste estudo. Conforme Barrantes et al. (2020a), as praias caribenhas de Cieneguita, Aeroporto, Bananito, Manzanillo e Gandoca, entre outras, estão sendo intensamente erodidas. Tal processo tem causado o estreitamento progressivo das praias e a retrogradação da linha de costa em diferentes trechos do litoral de Limón (BARRANTES et al., 2020a). Conforme Lizano e Lizano (2010) a erosão nas praias caribenhas seria resultado de uma combinação de fatores que envolvem a interação da maré astronômica com ondas de tempestades, o efeito do El Niño e o aquecimento global antropogênico. Esse cenário é preocupante, principalmente quando se considera o crescente aumento na ocupação das áreas litorâneas, com destaque para o setor noroeste do litoral de

Limón, mais urbanizado quando comparado ao setor sudeste próximo à fronteira com o Panamá (BARRANTES et al., 2020a). A destruição de vias e estruturas de iluminação já vem sendo observadas e relatadas (BARRANTES et al., 2020a e b), as praias de Cieneguita e Aeroporto, por exemplo, ambas localizadas no setor noroeste, já estão recebendo estruturas de engenharia numa tentativa de conter o avanço da erosão costeira e minimizar posteriores danos (BARRANTES et al., 2020a).

A ocorrência de ciclones tropicais (CAMPOS-DURÁN e QUESADA-ROMÁN, 2017b), provoca fortes ondas na costa caribenha, podendo em ocasiões de tempestade atingir altura superior a 3 metros (LIZANO, 2007). Essas ondas tendem a alcançar alturas mais elevadas na medida em que se aproximam da praia, como ocorrido entre os dias 13 e 16 de janeiro de 2020 (BARRANTES et al., 2020b). Este evento de tempestade provocou danos ao longo do litoral sul caribenho, como inundações de rodovias, comércios e casas, além do transbordamento de esgoto e rios, o que afetou diretamente cerca de 100 famílias residentes nas áreas atingidas (BARRANTES et al., 2020b). No setor noroeste, alguns danos a estruturas de proteção do litoral foram observados, principalmente na praia de Cieneguita, além do acúmulo de troncos de árvores e sedimentos na estrada e na vegetação de restinga. No setor sudeste, com destaque para a praia de Manzanillo, foram observadas queda de árvores, exposição de raízes e uma forte presença de algas nas areias (BARRANTES et al., 2020b).

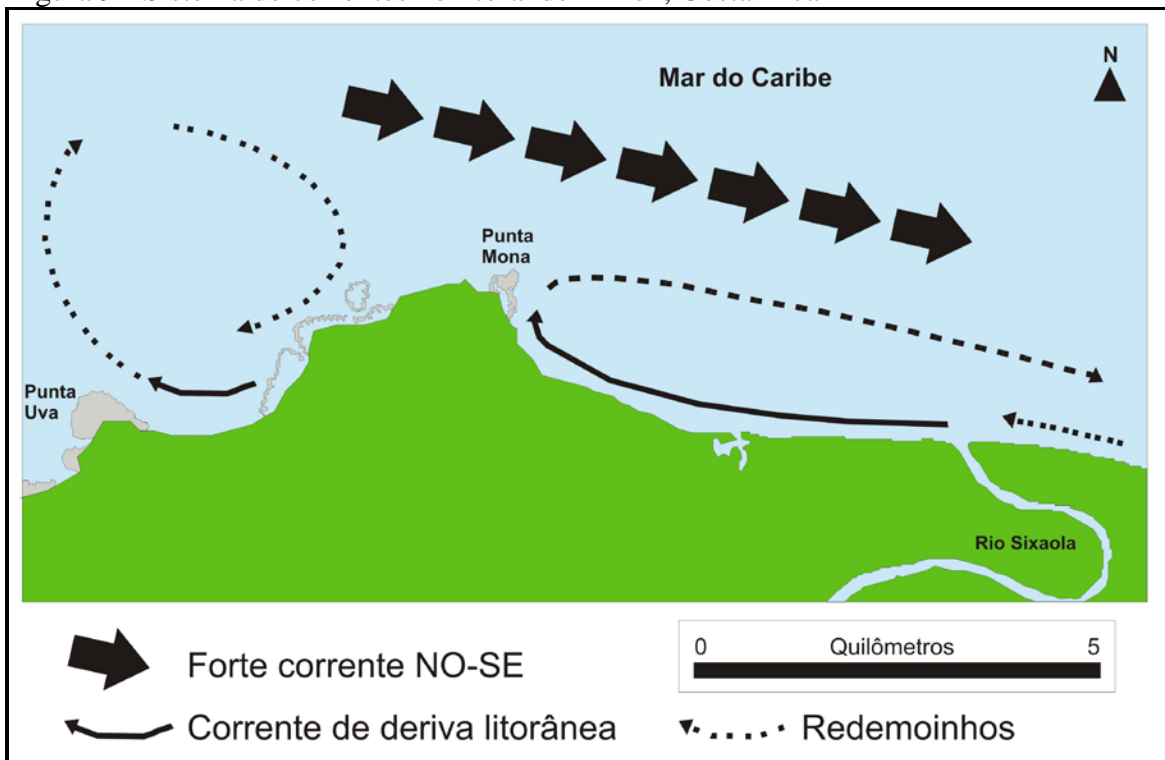
Este litoral é bastante dinâmico e está sob a influência dos fortes ventos locais; o regime de marés mistas, diurnas, apresenta amplitude média de apenas de 21 cm (LIZANO, 2006). A incidência das ondas é proveniente principalmente do quadrante nordeste ao longo de todo o ano e observa-se predomínio de ondas do tipo *spilling* (progressiva) e *plugging* (mergulhante), características de mar calmo (QUESADA et al., 2020). Nos meses de novembro a abril observa-se uma maior ocorrência de ondas de tempestades; enquanto, entre setembro e outubro, há uma predominância de ondas de menor energia, coincidindo com o momento em que a região sofre a menor incidência dos ventos alísios (LIZANO, 2007). As ondas de maior energia promovem uma maior remobilização de sedimentos; nas áreas dos corais, essas ondas são responsáveis pela fragmentação dos mesmos, disponibilizando sedimentos dos recifes que são transportados por correntes para as áreas adjacentes (CORTÉS, 1981). A principal corrente costeira predomina de noroeste para sudeste, oriunda da circulação ciclônica do Giro Panamá-Colômbia (GPC) (ANDRADE et al., 2003), formando redemoinhos na direção oposta ao longo da costa (CORTÉS et al., 1998), transportando sedimentos preferencialmente de sudeste para noroeste pela corrente de deriva litorânea (Figura 8 e 9).

Figura 8 - Sistema de correntes na costa caribenha



Fonte: Cortés et al., 1998.

Figura 9 - Sistema de correntes no litoral de Limón, Costa Rica



Fonte: Adaptada de Cortés et al., 1998.

Uma floresta tropical úmida cobre a região do Caribe desde Gandoca à Bananito, enquanto as praias de Cieneguita e Aeroporto, estão inseridas em uma área cuja vegetação predominante se caracteriza por uma floresta úmida pré-ontano, conforme Kohlmann et al.

(2007) e McClearn et al. (2016). Nos arredores de Limón a vegetação é em geral secundária, devido a retirada da floresta original para a criação de campos de pastagem de gado e para a instalação de áreas agrícolas, com destaque para as plantações de banana, cana de açúcar, abacaxi, entre outros, deixando as paisagens bastante modificadas, devido ao intenso desmatamento (MCCLEARN et al., 2016).

Com o uso intenso e o posterior abandono dessas áreas, ocorreu o crescimento natural de uma vegetação composta predominantemente por plantas herbáceas, permitindo o desenvolvimento de uma vegetação rasteira. A Costa Rica apresentou um dos maiores índices de desmatamento mundial nos anos 80 (DE CAMINO et al., 2000). Os níveis de desmatamento no país reduziram significativamente os percentuais de floresta primitiva, que passaram de 67 % no ano de 1940, para 45% em 1961, chegando a apenas 17% em 1983 (SADER e JOYCE, 1988). Para conter o desmatamento, foram criadas pelo Ministério do Meio Ambiente e Energia (MINAE) a partir da década de 1970 cerca de 11 áreas de conservação; diversas ações foram também implementadas para preservar e recuperar a biodiversidade da região (DE CAMINO et al., 2000; MCCLEARN et al., 2016). Neste contexto foi criado o Parque Nacional Cahuita, criado como Monumento Nacional no dia 7 de setembro de 1970 pelo decreto nº 1236-A, e no ano de 1978, recebeu o status de Parque Nacional (CIFUENTES E MASTERSON, 1991; MINAET, 2012). A criação do parque tem por objetivo a proteção e conservação dos recifes de corais, praias, fauna e flora da região, além da preservação de recursos culturais e históricos locais (MAG / SPN 1980, PIEDRAHITA, 1997). O Refúgio Natural de Vida Selvagem Gandoca-Manzanillo foi criado em julho de 1985 pelo decreto 16614-MAF01 (WEITZNER & FONSECA, 2000), seu objetivo principal é proteger e conservar os ecossistemas da região, mas, sobretudo para proteger espécies ameaçadas de extinção. E o Refúgio Nacional da Vida Selvagem de Limoncito estabelecido pelo decreto nº 2312 em fevereiro de 1994, que apresenta uma declaração de refúgio estatal. Localizado ao sul da cidade de Limón, em seu entorno observa-se uma zona urbana, áreas agrícolas e florestas (CASTRO et al., 2009), e tem como finalidade de proteger a fauna e flora, em especial espécies de aves migratórias. As três Unidades de Conservação citadas estão localizadas na área selecionada para o desenvolvimento do presente estudo. A fauna da região é muito rica e diversificada, com destaque para os animais marinhos que somam cerca de 90.000 espécies, representando cerca de 4,5% da biodiversidade global (OBANDO, V., 2008 apud CONAMA, 2013), e para as aves que têm um importante papel na dispersão de sementes, auxiliando no restabelecimento da vegetação da região (MCCLEARN et al., 2016).

A população da Costa Rica, atualmente com cerca de 5 milhões de habitantes, apresenta um alto grau de concentração no centro do país, reflexo de sua divisão territorial para fins de planejamento econômico e social. Com isso, cerca de 60% da população costarricense reside na região central, o que equivale a uma densidade demográfica de 154 habitantes por quilômetro quadrado (POBLACIÓN Y SALUD EN MESOAMÉRICA, 2016). No litoral caribenho são observadas baixas taxas de densidade demográfica, exceto Puerto Limón que é considerada a maior cidade da região do Caribe da Costa Rica, e em comparação às demais cidades do país, é tida como a segunda maior, com aproximadamente 63.000 habitantes, ficando atrás somente da capital San José, com cerca de 335.000 habitantes (MCCLEARN et al., 2016).

Silva et al., (2014), ao analisar a população de países da América Latina, estimou que a Costa Rica teria um crescimento populacional de 150% entre 2010 e 2100. O crescimento populacional na região caribenha ocorreu de forma lenta ao longo do período colonial, depois da redução das populações indígenas (AUGELLI, 1987). O início da construção da ferrovia que liga a região central ao mar caribenho (MCCLEARN et al., 2016), tinha como objetivo, o transporte do café para o porto da costa do Caribe e sua posterior exportação para a Europa (MCCLEARN et al., 2016). A construção trouxe grandes transformações para esta região, cujo as heranças perduram até os dias atuais, como o idioma e a cultura, que apresentam traços afro-caribenhos e de seus descendentes, que foram trazidos para a Costa Rica para trabalharem nas ferrovias e nas plantações agrícolas (MCCLEARN et al., 2016).

As atividades agrícolas predominam na região caribenha do país, com destaque para o cultivo extensivo de frutas (banana e abacaxi) para exportação, sob domínio de grandes agroindústrias (BLANCO, 2015). Em 1984, o cultivo de bananas foi equivalente a 22.713 ha, o que consiste em mais de 70% da área cultivável do país, destinada a produção desta fruta, enquanto o cultivo de abacaxi abrangeu menos de 200 ha, ou seja, apenas 8% do território nacional (BLANCO, 2015). Já em 2014, observou-se que a área de cultivo de banana no país dobrou, passando a 41.442 ha, além do grande crescimento da produção de abacaxi, chegando a 6.649 ha (INEC, 2014a). Limón tornou-se a região com a maior produção de bananas da Costa Rica, e a terceira maior província dedicada ao cultivo de abacaxi, com 18,1% do total nacional, ficando atrás somente de Puntarenas e Alajuela (BLANCO, 2015). Atualmente, a Costa Rica está no ranking dos maiores exportadores de banana do mundo, ocupando a quarta posição depois do Equador, Filipinas e Guatemala (FAO, 2018), sendo, portanto, uma das atividades econômicas que mais gera empregos e renda para o país. No ano de 2018, cerca de 40.000 empregos foram gerados por esse tipo de produção (CORBANA, 2020).

Quanto ao saneamento básico, o esgoto produzido na cidade de Limón era inicialmente despejado sem tratamento prévio no mar. Isto mudou depois do terremoto ocorrido em 1991, que casou sérios danos ao sistema de esgoto sanitário da cidade, com isso, viu-se a necessidade da construção de um emissário submarino. O *Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados* (AyA) elaborou um projeto que buscou aproveitar a dinâmica costeira para dispersar os resíduos, contando com o auxílio dos micro-organismos presentes no mar para a degradação da matéria orgânica (QUIRÓS et al., 2002). No entanto, mesmo com essa nova estrutura, vê-se a importância de uma melhor gestão desses resíduos, devido aos prejuízos que a mesma gera aos recursos naturais e a saúde humana.

O crescente turismo no litoral caribenho conta com diversos atrativos, como a criação de um grande porto e um aeroporto internacional em Limón. A costa caribenha se destaca por ser um dos principais destinos de turismo de cruzeiros da Costa Rica. Puerto Limón, por exemplo, entre os anos de 2006 e 2010, recebeu aproximadamente 56,5% do total de cruzeiros que atracaram na costa do país, totalizando 1.149.060 de visitantes (ICT, 2014). Esse número vem aumentando a cada ano, como registrado em 2017 e 2019, que apresentaram os maiores números de chegadas internacionais no país. Desse total, as entradas por via marítima consistiram em 2017 (10.320 pessoas) e em 2019 (11.574 pessoas) (Tabela 2). Grande parte dos turistas são oriundos da América do Norte, com destaque para o Canadá, Estados Unidos e México, seguido da América Central e Europa (Tabela 2) (ICT, 2019). No entanto, a região caribenha apresenta um dos menores índices de atividade turística do país, resultado da pouca infraestrutura deste setor nesta área (BLANCO, 2015). Em 2005, a província de Limón tinha apenas 808 quartos com declarações turísticas, ou seja, 4,8% do total de habitações da Costa Rica (ICT, 2009). Menos de 10 anos depois, em 2014, houve uma redução considerável na quantidade de quartos, passando para apenas 537 (BLANCO, 2015). Conforme Blanco (2015), o pouco investimento em infraestrutura turística na região se deve ao baixo dinamismo do setor de construção da cidade de Limón.

Um outro elemento de grande importância é a diversidade biológica e a riqueza dos ecossistemas marinhos e costeiros existentes neste litoral. O setor de turismo vem se destacando e contribuindo de forma significativa para o crescimento financeiro do país, favorendo a criação de empresas, aumento na oferta de novos empregos, investimento privado e outros benefícios. Observou-se que em apenas 20 anos, as atividades ligadas ao setor de turismo cresceram mais de 600%, mais que o dobro da taxa de crescimento do turismo no mundo (ICT, 2011). No entanto, com esse crescimento os problemas relacionados à poluição, alteração dos ecossistemas, superexploração de recursos, entre outras ameaças, são uma

realidade crescente e preocupante, por causarem a degradação da biodiversidade local, além de afetarem a produtividade marinha. Em síntese, essas ameaças são oriundas de cinco principais fontes: crescimento populacional, aumento do consumo de recursos, pouco conhecimento acerca dessas ameaças, subvalorização de recursos e serviços, e estrutura institucional deficiente (SINAC / MINAET, 2008).

Tabela 2 - Chegadas internacionais à Costa Rica – via marítima 2017 e 2019

Continentes / zonas	Período (Janeiro – Dezembro)		Total
	2017	2019	
América do Norte	6.496	6.986	13.482
América Central	364	152	516
América do Sul	346	197	543
Caribe	13	19	32
Europa	2.124	3.194	5.318
Ásia	617	904	1.521
África	127	125	252
Oriente Médio	2	3	5
Oceania	225	0	225
Total	10.320	11.574	21.894

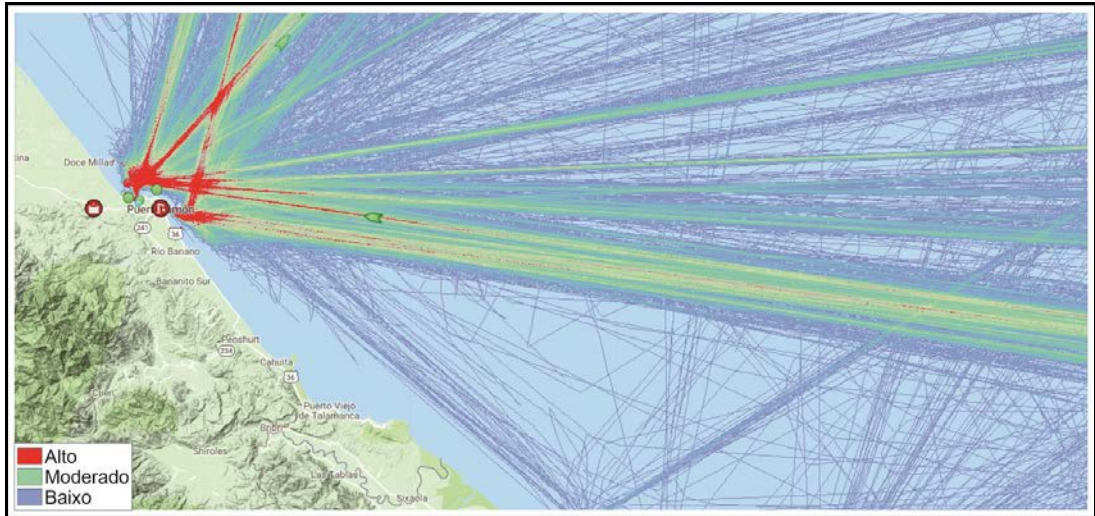
Fonte: Adaptada de ICT, 2017 e 2019.

Devido ao porto de Limón, um dos mais importantes portos do país, e ao terminal de containers de Moín, o fluxo de embarcações neste litoral é significativo (Figura 10). A zona portuária recebe uma grande quantidade de embarcações, vindas de diversos países, como Hong Kong, Reino Unido, Panamá, Noruega, Países Baixos, Taiwan, Peru, Singapura, Lituânia, Estados Unidos, Suécia, Itália, Grécia, Alemanha, Dinamarca, entre outros (MARINE TRAFFIC, 2020). Os tipos de embarcações que chegam ao porto de Limón variam bastante, com o predomínio de navios de carga e de passageiros, respectivamente (MARINE TRAFFIC, 2020).

As décadas de 1960 e 1970, foram marcadas por protestos de grupos ambientalistas, reivindicando a redução dos danos ambientais, propondo medidas de redução do impacto a natureza, visando o crescimento da economia, mas sem continuar a comprometer os recursos naturais (BLANCO, 2015). Desde 1990, a Costa Rica estabeleceu um modelo de desenvolvimento sustentável, que objetiva a exploração racional dos ecossistemas mediante o controle das atividades produtivas, visando limitar seu impacto ao meio ambiente (BLANCO, 2015). Porém, o conhecimento acerca dos aspectos físicos, biológicos, sociais e econômicos dos ambientes e recursos costeiros e marinhos é incipiente, o que limita e condiciona a capacidade de gerenciamento dos mesmos. Com isso, a necessidade de expandir esses conhecimentos vem crescendo de acordo com o aumento da demanda de bens e serviços que emanam desses ambientes e recursos, evidenciando a necessidade de implementação de

políticas de gestão que assegurem a sustentabilidade dos recursos e a proteção dessas zonas (COMISIÓN PRESIDENCIAL DE GOVERNANÇ A MARINHA, 2012).

Figura 10 - Tráfego de embarcações no litoral de Limón, Costa Rica



Fonte: Adaptado de Marine traffic, 2020.

1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1 O ambiente de praia

O litoral atrai o ser humano e suas variadas atividades devido a diversos fatores, entre eles a sua comodidade e o valor estético que os ambientes costeiros oferecem (LUIJENDIJK et al., 2018). Grande parte da população mundial reside em áreas costeiras, sem contar com o grande contingente de pessoas que frequentam ambientes litorâneos ao longo de todo o ano (DAVIDSON-ARNOTT, 2010). A importância do litoral para a realização de atividades relacionadas à pesca, transporte, turismo, entre outras, é indiscutível e vem aumentando muito nas últimas décadas (DAVIDSON-ARNOTT, 2010). Este cenário aumenta a necessidade de se conhecer a dinâmica e os processos costeiros, assim como, a adoção de medidas voltadas para a preservação dos ambientes litorâneos, como estuários, deltas, lagoas, dunas, praias, entre outros, a fim de orientar as diversas formas de uso e ocupação da zona costeira (DAVIDSON-ARNOTT, 2010).

As costas do mundo inteiro são bastante variáveis e abrangem relevos costeiros diversos, como costas arenosas, ilhas barreira, falésias e deltas de rios (LUIJENDIJK et al., 2018). As praias, em especial, são ambientes de tamanha importância para a proteção da costa frente às grandes ondas de tempestades, que podem causar diversos danos a obras de engenharia, inundações e erosão costeira (DAVIDSON-ARNOTT, 2010). De acordo com Friedman e Sanders (1978), as distintas e intensas atividades recreativas que ocorrem nas praias podem contribuir para o desequilíbrio dos ecossistemas costeiros.

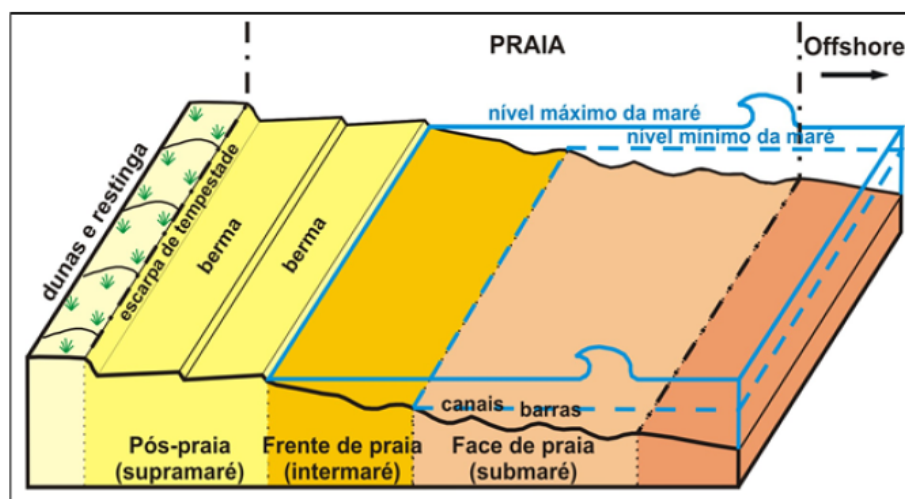
Praias são ambientes litorâneos constituídos por areias e cascalhos presentes em grande parte dos litorais do mundo (CARTER, 1988; BIRD, 2008). De acordo com Bird (2008), as praias são distintas entre si, variando de acordo com o contexto no qual estão inseridas, como: (1) praias que apresentam uma estabilidade razoável ao longo de anos ou décadas; enquanto, (2) em outras observa-se mudanças rápidas, principalmente frente a ocorrência de tempestades, este aspecto refere-se a grande maioria das praias do mundo; (3) há praias que sofrem com mudanças cíclicas, onde a mesma passa por alterações naturais e retorna ao mesmo perfil em períodos variados; (4) outras estão avançando, por meio da deposição, em direção ao mar, enquanto em outras praias, ocorre o recuo da costa, como

resultado da erosão; e (5) existem também praias artificiais, oriundas do despejo de sedimentos trazidos do continente ou de outras áreas costeiras e marinhas (BIRD, 2008).

No ambiente praiado ocorrem interações entre a praia e os processos costeiros (ondas, correntes, marés e ventos) (BIRD, 2008). O limite mais interno (ou continental) de uma praia pode ser definido pelo alcance máximo das ondas de tempestades, que geralmente coincide com a vegetação de restinga, com uma duna, uma falésia, ou mesmo com estruturas de engenharia construídas pelo homem; o limite externo (ou oceânico), por sua vez, pode ser representado pela porção mais externa da zona de arrebentação das ondas na maré baixa (FRIEDMAN e SANDERS, 1978).

O ambiente de praia pode ser dividido nos seguintes subambientes (Figura 11): pós-praia, frente de praia e face de praia, com base na morfologia e nos fatores hidrodinâmicos. O pós-praia (*backshore* ou região de supramaré - Figura 11) representa o setor emerso da praia, que permanece quase sempre seco, exceto durante a ocorrência de eventos de tempestade (GARRISON, 2010). A frente de praia (*foreshore* ou região de intermaré - Figura 11) consiste no subambiente influenciado diretamente pelas variações diárias das marés e ondas. Neste setor ocorre um intenso transporte e retrabalhamento de materiais, que tende a ocorrer de forma paralela à linha de costa, em resposta a incidência oblíqua das ondas que deslocam areias em *zig-zag*. A face de praia (*beachface* ou região de submaré - Figura 11) corresponde a setor submerso da praia, onde se localizam a zona de *surf* e arrebentação das ondas; nesta porção da praia o transporte de sedimentos pela ação das ondas e das correntes é intenso, podendo formar barras e canais submersos (FRIEDMAN e SANDERS, 1978; SILVA et al., 1999).

Figura 11 - Subdivisão do ambiente praiado



Fonte: SILVA, 2011, adaptado de FRIEDMAN e SANDERS, 1978.

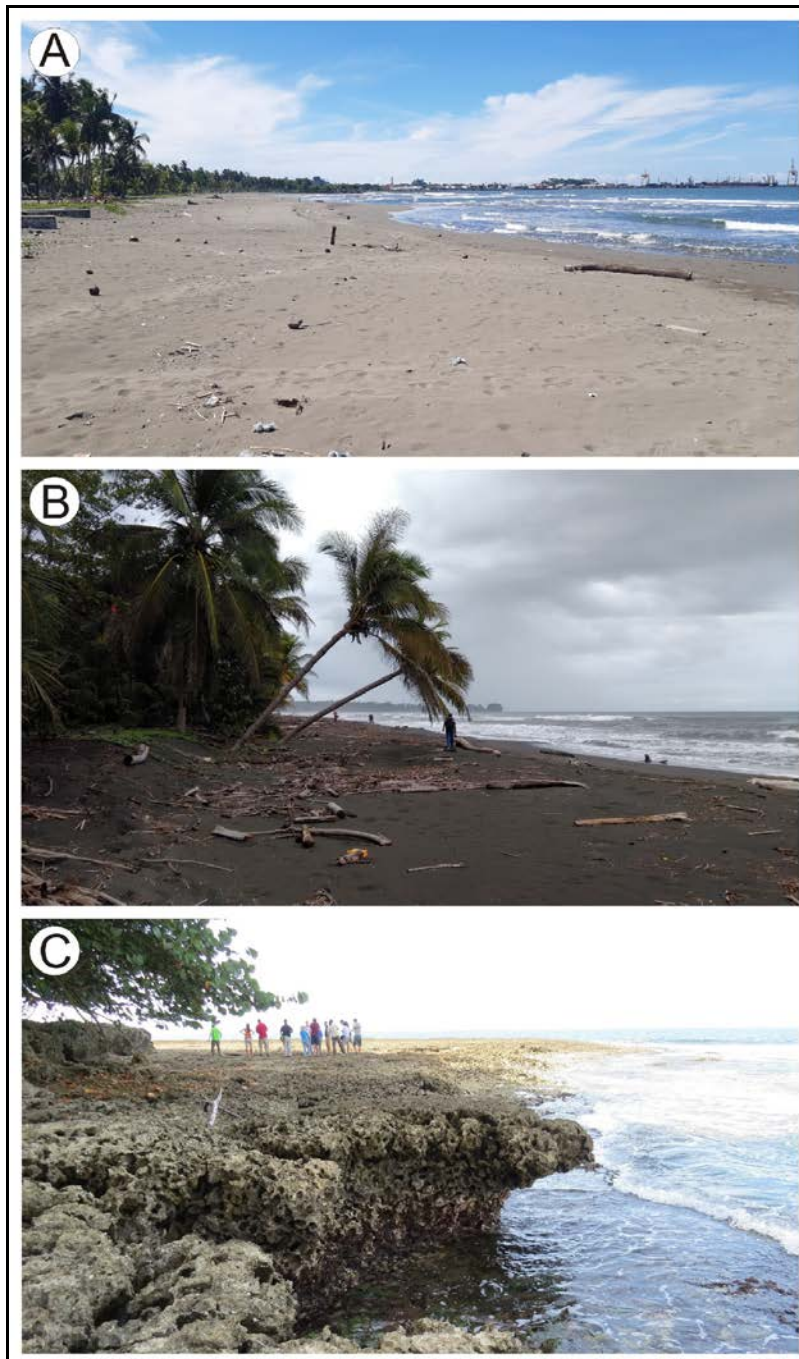
De acordo com Davis (1985), os sedimentos que compõem a praia tendem a variar em composição, tamanho e forma. Os materiais que constituem este ambiente apresentam textura e composição próprios, podendo ser distintos ao longo do arco praiial, em um mesmo setor, entre os subambientes e ao longo do tempo, em resposta a atuação dos processos costeiros. Segundo Friedman e Sanders (1978), a composição dos sedimentos de praia consiste em fragmentos de rocha, restos esqueléticos carbonáticos e minerais pesados (Figura 12A, B e C). Conforme Davis (1985), grande parte das praias são compostas de areia quartzosa, sendo o mineral feldspato o segundo em abundância. Os minerais quartzo e o feldspato predominam pelo fato de serem bastante resistentes ao intemperismo. Minerais pesados são oriundos da ação do intemperismo que altera a rocha, levando a liberação de seus minerais, que chegam a costa por meio dos rios, ventos e geleiras (PEREIRA et al., 2005). Davis Jr. (1978) destaca que algumas praias arenosas podem ser compostas por minerais provenientes do intemperismo dos vulcões, como as praias selecionadas para este estudo, assim como em áreas do Hawaii e América Central, com destaque para a obidiana, olivina, basalto ou outros fragmentos de rocha vulcânica.

Quanto a granulometria, estes materiais podem variar entre areia e cascalho, com diferentes graus de arredondamento (BIRD, 2008). Os sedimentos que constituem uma praia podem ser de fonte local ou terem sido transportados por grandes distâncias: (1) podem ser de fonte terrígena, provenientes do intemperismo e erosão do continente, produzindo sedimentos que serão transportados para o oceano por meio dos rios, geleiras e ventos; (2) intemperismo e erosão da costa, fornecendo sedimentos para a praia de forma direta; (3) retrabalhamento e transporte de sedimentos provenientes da plataforma continental interna, muito importantes, principalmente em períodos de elevação do nível do mar; (4) transporte de materiais pelas correntes litorâneas; (5) e de fonte biológica, característico de regiões tropicais, decorrente da abrasão das conchas e/ou resultado da destruição de recifes de corais, chamados de biodetríticos (Figura 12C), proveniente do acúmulo de matéria orgânica e restos esqueléticos e carapaças, que apresentam grande variação granulométrica e aparecem em quantidade expressiva em algumas áreas, principalmente em litorais com recifes de corais (DAVIS, 1985), como é o caso de algumas praias no litoral de Limón. Estes materiais, representados por fragmentos de carbonatos biogênicos refletem a composição da biota adjacente a praia, conforme Davis Jr. (1978).

O conhecimento da textura dos sedimentos carece do entendimento do tamanho, da morfologia, da superfície do grão e de sua área fonte. Com isso, pode-se representar graficamente a concentração de grãos de cada fração e classificação por meio de histogramas,

que permitem uma visualização da distribuição do tamanho dos grãos, auxiliando na classificação do sedimento (TUCKER, 1981). O estudo da textura sedimentar auxilia no entendimento da natureza e do significado das características dos grãos, fator importante na interpretação dos ambientes deposicionais antigos, assim como dos agentes de transporte desses materiais (BOGGS, 2006).

Figura 12 - Sedimentos e recifes corais no litoral de Limón



Legenda: (A) e (B) – terrígenos; (C) – biodetríticos.
Fonte: A e C - André Silva, 2016; B – André Silva, 2019.

1.2 Processos litorâneos e dinâmica de praias

Os ambientes litorâneos são influenciados por processos (ou condicionantes) físicos que intervêm no comportamento da costa. Os principais processos físicos são: as ondas, as correntes, as variações diárias da maré e o vento. Tais processos são diretamente responsáveis pela erosão, transporte e deposição de sedimentos ao longo de um litoral (BIRD, 2008). Todos esses condicionantes oceanográficos ocorrem de maneira integrada e variam constantemente no tempo e no espaço (DAVIS Jr, 1978).

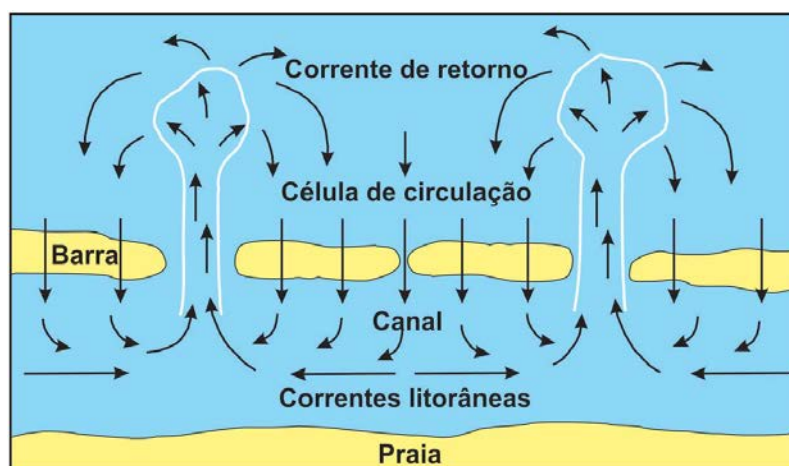
As ondas de superfície dos oceanos são oriundas das diversas forças naturais, como à ação dos ventos sobre o mar, a interação da força gravitacional da Lua e do Sol sobre a superfície líquida da Terra, a movimentação do assoalho oceânico por eventos sísmicos e a força de Coriolis gerada pelo movimento de rotação da Terra (LAING, 1998). Ondas formadas pela ação dos ventos representam os agentes mais diretamente responsáveis pela energia que incide sobre o litoral, juntamente com as correntes, que condicionam processos ligados ao transporte e deposição de materiais nas áreas litorâneas (DAVIDSON-ARNOTT, 2010). Para Davis (1985) a dinâmica sedimentar decorrente da ação das ondas é responsável pelas alterações na geomorfologia submarina, o que forma as praias, ambientes bastante dinâmicos.

Correntes litorâneas se formam junto à costa e são condicionadas, sobretudo, pela ação das ondas que, ao se aproximarem da linha de costa, produzem fluxos de água e sedimentos, responsáveis pela dinâmica dos ambientes costeiros (CARTER, 1988). Os dois principais tipos de correntes (Figura 13) são: (1) correntes de deriva litorânea (*longshore currents*) (Figura 13), que se formam pela incidência oblíqua de ondas à costa, gerando um fluxo paralelo à praia que pode transportar uma grande quantidade de materiais (DAVIS, 1985). A interferência antrópica neste fluxo, com a introdução de píer, molhes, guia-correntes, pode bloquear o transporte de sedimentos, causando a retenção destes de um lado, podendo iniciar um processo erosivo a jusante da corrente (LAING, 1998); (2) As correntes de retorno (*rip currents*) (Figura 13) ocorrem a partir de fluxos de água e de sedimentos que se movem de forma perpendicular ao litoral e em direção ao mar (DAVIS JR., 1985). Essa corrente se inicia pelo acúmulo de água junto à frente de praia, como consequência da incidência de ondas (DAVIS JR. e FITZGERALD, 2004). Ambas as correntes agem juntas e constituem as células de circulação costeira (Figura 13), responsáveis pelo deslocamento e distribuição de

sedimentos ao longo da praia (CARTER, 1988; DAVIS JR. e FITZGERALD, 2004; LAING, 1998).

As marés se formam por meio da atração gravitacional que o Sol e, especialmente, a Lua exercem sobre todo o planeta. As forças gravitacionais causam efeitos que podem ser facilmente identificados nos oceanos, como consequência da sua deformação superficial (DAVIDSON-ARNOTT, 2010). Diariamente ocorre a elevação e o rebaixamento do nível médio do mar (marés), que geram oscilações nos oceanos e originam as correntes de maré (BIRD, 2008). A amplitude da maré junto à costa pode ser definida da seguinte forma: (1) micromaré, na qual as variações são inferiores à 2 metros; (2) mesomaré, onde há uma oscilação entre 2 e 4 metros; (3) macromaré, quando as amplitudes são maiores que 4 metros (DAVIES, 1964). No litoral de Limón, onde se localiza a área de estudo, prevalecem variações diárias do nível do mar típicas de litorais sob regime de micromaré, neste caso com amplitudes médias geralmente inferiores à 0,5 metro (Tábua de mares, 2020).

Figura 13 - Células de circulação costeira com as correntes litorâneas

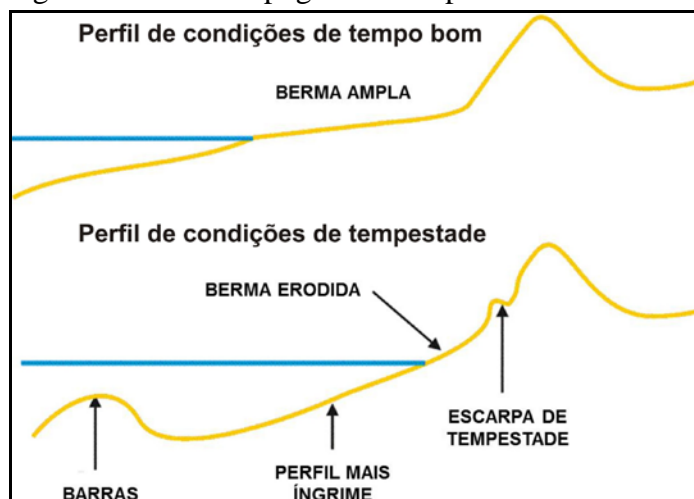


Fonte: Adaptado de Komar (1976), por Silvestre (2013).

As variações sazonais na energia das ondas deslocam sedimentos ao longo da costa e entre a parte emersa e submersa da praia. Há uma tendência de alargamento do pós-praia pelo acúmulo de sedimentos neste setor por ondas formadas sob condição de tempo bom; por outro lado, observa-se geralmente uma redução na faixa de areia emersa da praia, em resposta a maior incidência de ondas de tempestade, que removem sedimentos da parte emersa, depositando-os na região submarina da praia (Figura 14) (CARTER, 1988; DAVIS JR. e FITZGERALD, 2004). Neste sentido, faz-se necessário e igualmente importante monitorar as mudanças nos perfis de praia, para que se possa compreender a dinâmica das mesmas e os mecanismos relacionados à arrebentação das ondas e a dissipação da energia (KOMAR,

1976). O perfil praiial sofre transformações sobre a influência da ação dos diferentes tipos de ondas, das correntes litorâneas e das variações de maré, além, de mudanças causadas por intervenções antrópicas.

Figura 14 - Perfis topográficos de praia: verão e inverno



Fonte: www.maine.gov/dacf/mgs/explore/marine/faq/shape.htm, adaptado por Galato (2016).

Cerca de 24% das praias arenosas existentes no mundo estão sofrendo com processos erosivos (LUIJENDIJK et al., 2018), como é o caso de algumas praias localizadas na costa de Limón no Caribe Sul da Costa Rica (LIZANO, 2013; BARRANTES et al., 2020a). De acordo com Bird (2008), a erosão consiste na perda significativa de sedimentos, sem a sua posterior reposição no ambiente de praia. A erosão pode ocorrer em função da subida do nível do mar; instabilidade tectônica; mudanças climáticas, sobretudo no tocante às alterações na frequência e magnitude das tempestades; e a influência antrópica, quando associada a alterações no balanço e oferta de sedimentos da praia (CARTER, 1988). Em algumas regiões a geomorfologia local pode influenciar na perda e ganho de sedimentos, como (1) praias cercadas por promontórios que podem bloqueiar o acréscimo ou retirada de areia, como ocorre na costa sul da Califórnia; e (2) a presença de cânions submarinos atravessando a plataforma continental, que podem também interceptar os sedimentos que chegariam ao litoral (KOMAR, 2018). Contudo, este processo pode ocorrer também por meio da ação antrópica, através da construção de barragens em rios, reduzindo o fluxo de areia que chegaria a costa, visto que os rios são uma importante fonte de sedimentos para o mar; mineração de areia da praia ou de rios; e a construção de diversas obras de engenharia, como a instalação de *riprap* para a proteção costeira e de molhes nas praias, conforme Komar (2018).

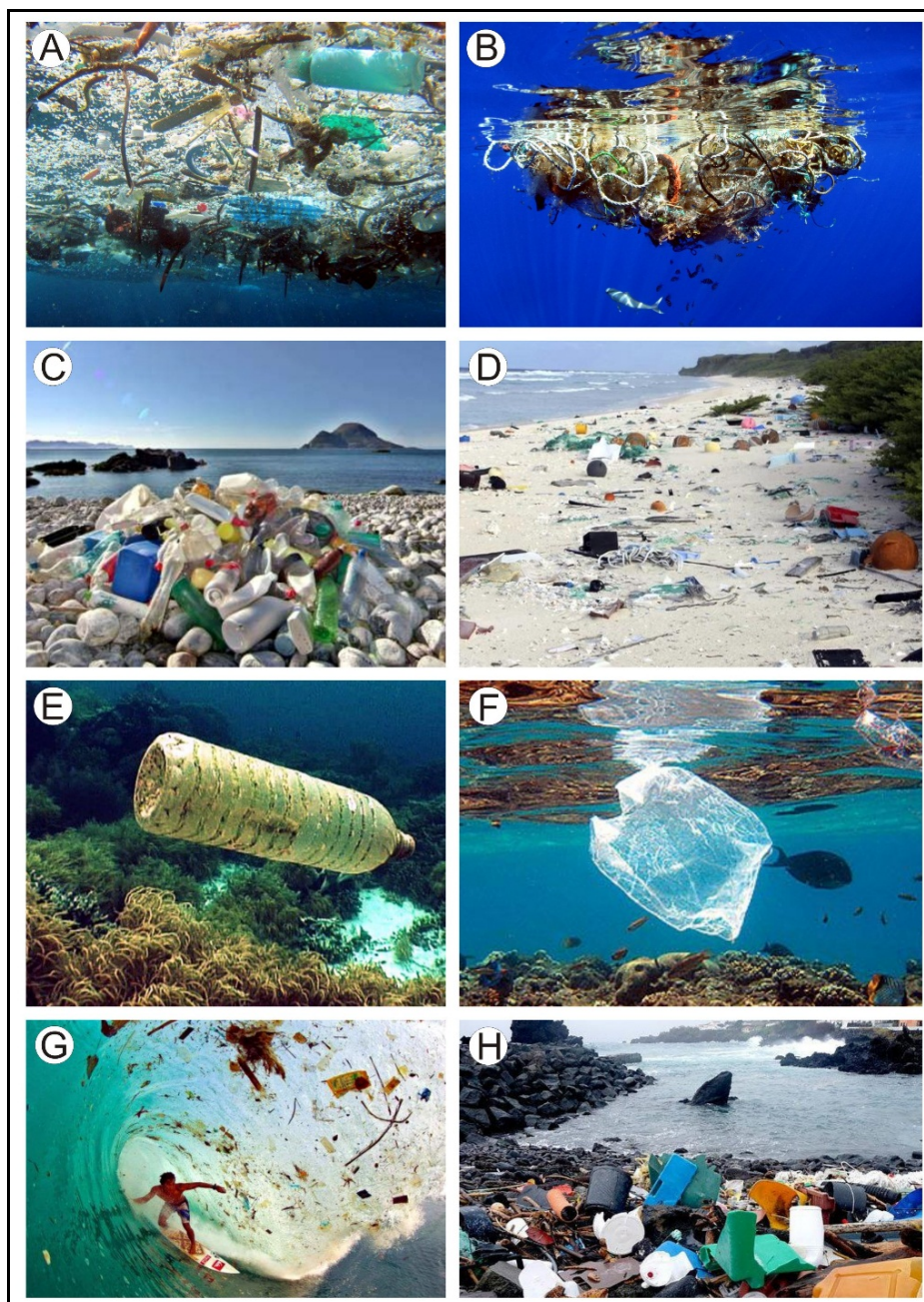
1.3 Poluição por resíduos sólidos

Os resíduos sólidos são definidos como qualquer material sólido, manufaturado ou processado, descartado ou abandonado no mar ou nos ambientes costeiros (KOTHARY et al., 2012). Coe e Rogers (1997) subdividiu estes materiais em categorias, tendo como base a composição do material: plásticos, vidros, borrachas, metais, tecidos, isopor, matéria orgânica e madeira (modificada), sendo estas oriundas de atividades antropogênicas. Uma classificação mais recente propõe uma abordagem hierárquica que os descreve quanto a sua (1) composição (plástico, borracha, madeira, vidro, metal, entre outros), (2) a forma (garrafa, corda, rede, sacolas, entre outros) e (3) o tamanho destes resíduos (macro, meso, micro e nano resíduos sólidos) (GESAMP, 2019). O lixo costeiro e marinho pode ser definido como qualquer resíduo sólido de origem antropogênica, que de alguma maneira tenha sido introduzido nesses ambientes (COE & ROGERS, 1997).

O oceano conecta diversas regiões do mundo, inclusive as áreas mais remotas, transportando e distribuindo substâncias, resíduos sólidos e até mesmo organismos vivos na superfície ou na coluna d'água por longas distâncias (MAXIMENKO et al., 2019). Contudo, há muitos anos os oceanos são vistos como um grande depósito para o descarte de resíduos, principalmente a partir da década de 1950, quando teve início a produção em larga escala de materiais com plástico em sua composição (UNEP, 2016). A poluição dos ecossistemas marinhos por diversos tipos de resíduos antropogênicos é uma crescente problemática ambiental em escala global (CONSOLI et al., 2020). Atualmente já foram quantificados resíduos diversos em todos os compartimentos do mar, desde a superfície (COMPA et al., 2019) até o fundo marinho (GARCÍA-RIVERA et al., 2018), como por exemplo na Antártica e gelo do Ártico (TEKMAN et al., 2017; REED et al., 2018; SUARIA et al., 2020). De acordo com Jambeck et al. (2015), se até 2025 as devidas providências no gerenciamento de resíduos em países litorâneos não forem tomadas, a quantidade de resíduos plásticos em águas oceânicas aumentará significativamente.

A introdução de resíduos sólidos em ambientes costeiros e os seus impactos decorrentes são uma problemática (Figura 15) que há algumas décadas vem ganhando espaço e despertando a atenção de cientistas e dos órgãos públicos, devido ao seu crescimento considerável (BLAIR et al., 2017). No entanto, o maior conhecimento acerca dos detritos marinhos certamente irá revelar novos impactos ao meio ambiente que hoje ainda são desconhecidos (MAXIMENKO et al., 2019).

Figura 15 - Resíduos sólidos em ambientes marinhos



Legenda: (A), (B), (E), (F) e (G) – poluição em águas marinhas; (C), (D) e (H) – lixos em praias.
 Fonte: Elaborada por Madureira, 2018 com base em A (boavontade.com); B (share.america.gov);
 C (google.com.br/ilhagrande); D (funverde.org.br); E (sosma.org.br); F
 (ecodesenvolvimento.org); G (twitter.com/greenpeacestatus); H (marsemfim.com.br).

Com isso, conforme Gesamp (2019) a implementação do monitoramento do ambiente marinho acerca da presença de resíduos é uma medida muito importante para a compreensão da dimensão da poluição e dos possíveis impactos do lixo marinho. Para tal vê-se necessário a criação de métodos de mitigação visando a redução de resíduos sólidos, no entanto, os métodos existentes foram desenvolvidos por indivíduos e organizações, gerando uma

variedade de metodologias que podem apresentar vantagens e desvantagens, principalmente para a pesquisa científica (GESAMP, 2019).

Um método de monitoramento é a modelagem de correntes oceânicas que deve levar em consideração diversos fatores, entre eles os ventos e o tipo de resíduos sólidos existentes (NOAA, 2016), isto pode auxiliar na identificação dos pontos de maior concentração de resíduos (EUROPEAN COMMISSION, 2011). Esses estudos contribuem para a compreensão da movimentação destes materiais nos oceanos, auxiliando no entendimento acerca do acúmulo de resíduos em determinadas áreas do mundo, como por exemplo o estudo realizado no Mar Negro, onde por meio da modelagem observou-se que o giro ocidental concentra os detritos no verão e no inverno com o predomínio da corrente ciclônica principal, os resíduos são transportados para o leste (MILADINOVA et al., 2020). As correntes oceânicas dispersam uma grande quantidade de materiais de áreas industrializadas e de alta densidade populacional, para regiões mais remotas e/ou zonas costeiras não habitadas (HIRAI et al., 2011; LAVERS e BOND, 2017; MONTEIRO et al., 2018).

Muitos resíduos são mais densos que a água do mar e afundam assim que são introduzidos no oceano, ou seja, o fundo marinho mais próximo de áreas urbanizadas, portuárias e a foz de rios tendem a apresentar uma maior concentração de detritos com aspectos mais novos, característicos de serem de fonte local e terem entrado em águas oceânicas mais recentemente; no entanto observa-se também a presença de materiais que flutuam inicialmente, mas ao longo do tempo, vão perdendo gradualmente sua flutuabilidade devido a degradação e a bioincrustação, fazendo com que estes resíduos afundem e sejam depositados no fundo do mar, como por exemplo os detritos de madeira, que ao serem introduzidos no ambiente marinho, podem saturar, aumentando sua densidade e afundam, posteriormente (MAXIMENKO et al., 2019).

Maximenko et al. (2019) aponta para a dificuldade de se estudar o fundo oceânico. Na história da humanidade, por exemplo ocorreram diversos naufrágios, ocasionados por acidentes, combates ou até mesmo intencionais, com isso uma elevada carga de munições, recipientes e produtos químicos foram depositados nos oceanos do mundo, estes podem liberar essas toxinas nas águas comprometendo a saúde dos ecossistemas marinhos (MAXIMENKO et al., 2019). Eventos naturais como, furacões, tsunamis e inundações junto com acidentes causados pela atividade antrópica, podem também contribuir para uma elevada entrada de detritos nos oceanos (MAXIMENKO et al., 2019). Sendo assim, o uso de veículos operados remotamente (ROV - *Remotely Operated Vehicle*) pode auxiliar no monitoramento desses materiais, como Phan et al. (2014) constataram que os resíduos sólidos vem se acumulando no

fundo do mar antes mesmo de serem notados pela humanidade e pontua que as áreas mais profundas dos oceanos possam ser importantes áreas de acúmulo de lixo marinho.

Segundo Coe e Rogers (1997), Andrady (2011), Galgani et al. (2015), Asensio-Montesinos et al. (2019), Bellasi et al. (2020), nos litorais geralmente predominam dois tipos de lixo: (1) àqueles provenientes de fontes terrestre, normalmente descartados por banhistas e moradores, por meio do uso recreativo destas áreas, afluentes, lixo público, indústrias, portos, escoamento de resíduos, sistemas de esgoto, turismo, entre outros. Nesta fonte, os rios têm um importante papel na distribuição desses materiais, juntamente com a população que gera os resíduos e os descarta de maneira irregular na areia da praia (ASENSIO-MONTESINOS et al., 2019); (2) e àqueles de fonte marinha, que podem ser descartados a partir de balsas, embarcações de pesca comercial ou de lazer, navios militares, de pesquisa, plataformas, entre outros. Estes materiais podem chegar a costa pela ação das condicionantes oceanográficas e climáticas, tais como correntes e marés, assim como a proximidade de zonas urbanas, industriais e pesqueiras, que podem contribuir para o aumento da concentração de diferentes tipos de resíduos sólidos encontrados em águas marinhas e no ambiente praias (GALGANI et al., 2015), oferecendo consequências graves para a sociedade e para os ecossistemas costeiros (LI et al., 2016; MATSUGUMA et al., 2017). Somerville et al. (2003) propõem uma classificação mais específica das principais fontes para o lixo marinho: (1) turismo e atividades recreativas, (2) atividade pesqueira, (3) esgoto e (4) navegação.

Os resíduos sólidos se acumulam nos ecossistemas marinhos e costeiros mas o ambiente que mais sofre com esta concentração são as praias (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020a). O monitoramento de resíduos sólidos nos litorais e o conhecimento da origem destes materiais são de grande relevância para que se possa compreender o grau de impacto no ambiente e nos ecossistemas costeiros, na saúde humana e na economia (SANTOS et al., 2008; FARIAS e JARDIM, 2012).

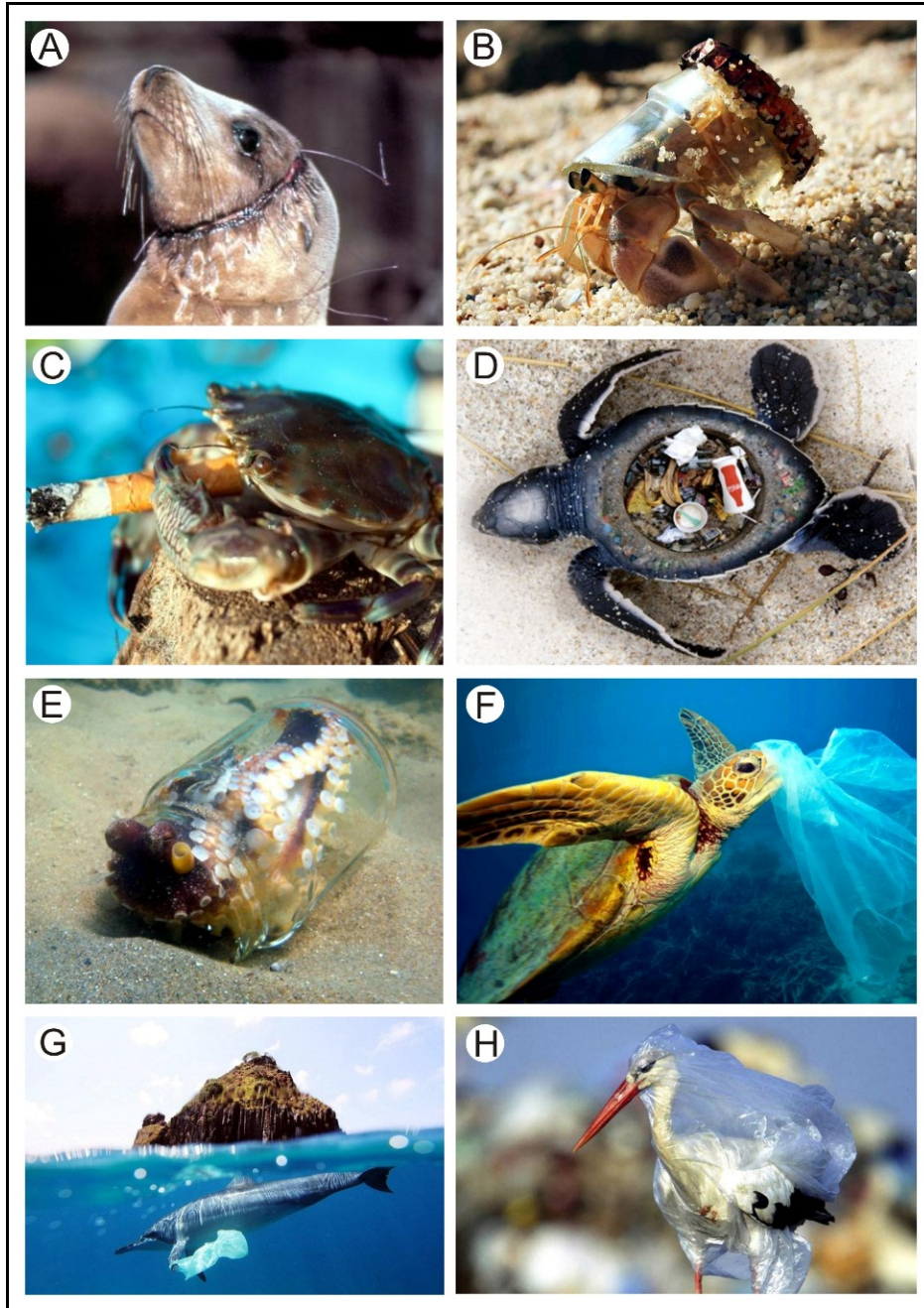
Os detritos causam impactos nos ambientes costeiros, que podem ser classificados nas seguintes modalidades: (1) danos ambientais, onde a introdução de resíduos atinge diretamente a fauna e a flora marinha, pelo aprisionamento em redes de pesca, pela ingestão, pela difusão de espécies invasoras; (2) danos sociais, onde afeta de maneira negativa o aspecto visual da praia e demais ambientes costeiros; (3) danos econômicos, para o setor imobiliário, turístico e para as atividades pesqueiras comerciais ou recreativas; (4) e danos à saúde pública, oferecendo riscos aos banhistas e frequentadores destas áreas (LAIST, 1997; DERRAIK, 2002; SHEAVLY e REGISTER, 2007; UNEP, 2009).

Os impactos dos resíduos sólidos à fauna (Figura 16) são claramente reconhecidos no mundo, além de estarem bem documentados na literatura. Derraik (2002) realizou uma extensa revisão bibliográfica acerca da poluição em ambiente marinho por resíduos sólidos que apresentam plástico em sua composição. A fauna marinha está frequentemente exposta a perigos, como o emaranhamento e a ingestão de lixo; ambos restringem à capacidade do animal na busca por comida, sua locomoção, na fuga de predadores, além da possibilidade de ferimentos, afogamentos, sufocamentos, podendo levar o animal à morte (LAIST, 1997; KATSANEVAKIS, 2008; BERGMANN et al, 2015; MAXIMENKO et al., 2020; KÜHN e VAN FRANEKER, 2020). Observa-se a frequente ingestão de resíduos marinhos por aves e mamíferos marinhos, tartarugas e uma grande variedade de espécies de peixes e crustáceos (KÜHN e VAN FRANEKER, 2020; MUTO, 2020; MACHOVSKY-CAPUSKA et al., 2020; GAGO et al., 2020; PRESTHOLDT e KEMP et al., 2020; BRENTANO e PETRY, 2020). A ingestão de resíduos sólidos pode ocorrer de duas formas: diretamente, quando o animal confunde o lixo com um alimento, ingerindo-o; e, indiretamente, quando ocorre a bioacumulação por meio da cadeia alimentar, muito comum em aves marinhas (WRIGHT et al., 2013; LIU et al., 2019). O acúmulo de resíduos pode levar a concentração de toxinas na casca dos ovos, além de reduzir a capacidade de reprodução destes animais (GREGORY e ANDRADY, 2003). Estas duas vias geram danos e bloqueiam o trato digestivo, além de reduzir o apetite ocasionado por uma falsa sensação de saciedade (LAIST, 1987; BERGMANN et al., 2015; MURPHY e QUINN, 2018).

Outro fator preocupante é que o lixo pode servir de abrigo e alimento para organismos migrantes e até mesmo causar a dispersão de espécies. Os detritos marinhos juntamente com cascos de navios contaminados e a água de lastro são importantes vias que podem transportar organismos, auxiliando na invasão e dispersão de espécies exóticas, sendo portanto uma grande ameaça aos ecossistemas costeiros (MOLNAR et al., 2008). Mudanças climáticas e as correntes oceânicas também contribuem abrindo novos caminhos para esta dispersão (MILLER, 2018).

A concentração de lixo marinho flutuante e submerso afeta diretamente a atividade econômica costeira do país (SILVA et al., 2018). Uma praia poluída pode resultar na perda de receita do turismo, com isso os gestores locais devem investir em um turismo sustentável que auxilie na conservação de recursos naturais, uma vez que este considera a autenticidade cultural, além de promover a inclusão social, preservação da natureza e a qualidade dos serviços trazendo benefícios para a economia do turismo a longo prazo (SILVA et al., 2018).

Figura 16 - Danos à fauna marinha



Fonte: Elaborado por Madureira, 2018 com base em A (outrasverdadesinconvenientes.blogspot.com.br); B (netnature.wordpress.com); C (globalgarbage.org.br); D (olharanimal.org); E (pescamadora.com.br); F (vemdolixo.com); G (meioambienterio.com); H (express.com).

Um dos setores mais prejudicados com a degradação dos ecossistemas marinhos e costeiros é a pesca (JONES, 1995; ARAÚJO, 2003). No entanto, as atividades relacionadas a este setor também contribuem de forma acentuada para a poluição desses ambientes, pela introdução nos mares e oceanos de artes de pesca perdidas ou descartadas, redes, flutuadores, dispositivos de agregação de peixes por meio de cordas (FADs), engradados de plástico, baús

de poliestireno para gelo, entre outros materiais (GESAMP, 2019). Acredita-se que em algumas regiões cerca de 20% da engrenagem utilizada nesta atividade se perde no mar por acidente, conflitos de engrenagem, naufrágio, abandono intencional e condições climáticas adversas. Pesquisas apontam que os mares europeus, recebem anualmente aproximadamente mais de 11.000 toneladas de artes de pesca, oferecendo um sério risco ao ambiente pois estes materiais são produzidos para serem altamente duráveis e levam muitos anos para se decomporem por completo, com isso, ao longo deste tempo continuam oferecendo riscos de captura de peixes e crustáceos, ocorrendo então a pesca fantasma (GESAMP, 2019).

A intensa e crescente entrada de resíduos sólidos nos mares e oceanos só aumentou significativamente a quantidade desses materiais nesses ambientes. Esse crescimento ocorreu juntamente com outras mudanças naturais e antrópicas nos oceanos como o aumento do nível do mar, acidificação e perda de biodiversidade, por exemplo. Isto deixa mais evidente que a poluição é fruto da precária gestão desses resíduos e da falta de sustentabilidade nas ações da sociedade (MAXIMENKO et al., 2019).

Ações vem sendo pensadas e propostas como a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021-2030) proclamada pelas Nações Unidas tem como uma de suas metas o desenvolvimento sustentável com o intuito de reduzir significativamente a poluição por detritos marinhos até 2025. A iniciativa anterior é apenas uma dentre as várias medidas propostas por diversos programas como o *Voluntary Global Programme of Action* (GPA) e *Global Partnership on Marine Litter* (GPML), ambos promovem a implementação da estratégia de Honolulu de 2011 e a campanha da ONU - *Environment Clean Seas* apresentada em 2017. Todas essas iniciativas envolvem o poder público, a sociedade civil e o setor privado para juntos transformarem práticas e desenvolverem políticas que auxiliem no combate contra a poluição marinha (MAXIMENKO et al., 2019).

1.4 Produção e consumo do plástico

A palavra plástico vem do grego *plástikos*, cujo significado da mesma é moldável (PLASTIC EUROPE, 2020). Atualmente, os plásticos ou materiais plásticos são termos utilizados para referenciar uma família muito extensa de materiais bem distintos, que apresentam características, propriedades e usos totalmente variados (PLASTICS EUROPE, 2018). Segundo Ryan et al. (2009), os plásticos variam bastante em tamanho e podem ser

classificados em 4 categorias, sendo: mega-detrítos (100mm); macro-detrítos (20mm); meso-detrítos (20 à 5mm), micro-detrítos (<5mm) e nano-detrítos (<1mm).

Este material iniciou uma nova era apoiado no desenvolvimento da sociedade contemporânea (KLEMEŠ et al., 2020b). No princípio o plástico era tido como uma grande descoberta que possibilitou o avanço tecnológico (KLEMEŠ et al., 2020b) e atualmente é frequentemente encontrado em produtos usados no dia a dia pela população, como por exemplo, em embalagens diversas, garrafas de suco e refrigerante, bandejas de ovos, recipientes a prova de micro-ondas, filmes de embalagens de alimentos, armação e lentes de óculos, brinquedos, implantes médicos, tubos, notas de banco e lacres, entre outros itens (PLASTICS EUROPE, 2017).

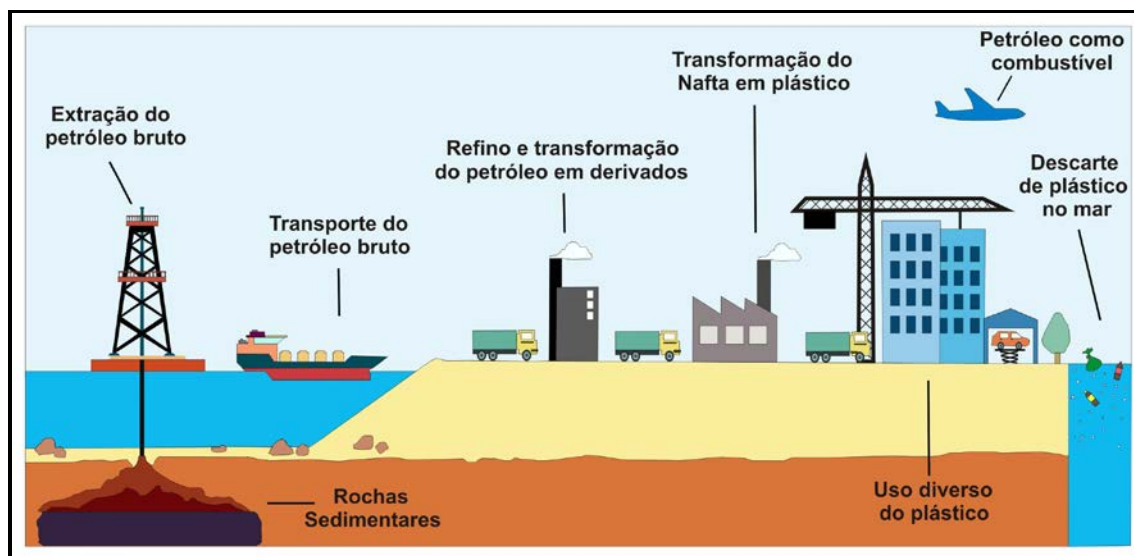
Atualmente mais de 90% do plástico produzido tem como base o petróleo (ZHAO et al., 2020), muito embora já existam outras alternativas, como o bioplástico que se trata de uma opção que poderia contribuir para a redução dos impactos ambientais do plástico, mas o conhecimento acerca do seu comportamento no ambiente ainda é pequeno e carece de mais estudos (WALKER e ROTHMAN, 2020).

O plástico pode ser fabricado por meio de três tipos de matéria-prima: (1) fóssil (petróleo bruto, gás, entre outros); (2) renovável (cana de açúcar, óleos vegetais, amido, entre outros); e (3) base mineral (sal) (PLASTICS EUROPE, 2019). Após o processo de extração do petróleo bruto de rochas sedimentares no fundo do mar, este é transportado até uma refinaria, onde é transformado em diversos derivados (diesel, gasolina, gás liquefeito de petróleo, óleo combustível, querosene e o nafta), este último, é utilizado para a produção dos plásticos dos mais variados tipos (ANP, 2016). Com isso, plásticos são polímeros orgânicos sintéticos, produzidos pela polimerização de monômeros derivados do petróleo (Figura 17) (IVLEVA et al., 2016) e que raramente são utilizados sozinhos (GORMAN, 1993). A descoberta dos polímeros no século XIX se deu pela invenção da borracha vulcanizada e do poliestireno (ANDRADY e NEAL, 2009). Mesmo com a grande variedade de polímeros, cerca de 75% dos plásticos produzidos se limitam aos seguintes tipos: polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), tereftalato de polietileno (PET), cloreto de polivinil (PVC) e poliuretano (PU) (BELLASI et al., 2020).

Conforme Andradý e Neal (2009), resinas geralmente são misturadas a outros componentes, também chamados de aditivos, que tem o papel de potencializar o seu desempenho. Para melhorar a estética e durabilidade do plástico são usados retratores de chama, antioxidantes, estabilizadores de UV, corantes, entre outros aditivos (Tabela 3) (GESAMP, 2019). A presença de resíduos plásticos no meio ambiente pode liberar toxinas e

o resultado disto já vem sendo observado, pois alguns estudos apontaram para a existência de aditivos em estuários, mares e até mesmo em sedimentos marinhos (HERMABESSIERE et al., 2017; GESAMP, 2019).

Figura 17 - Extração e transformação do petróleo para a produção do plástico



Fonte: Elaborada a partir de <https://www.unpri.org/plastics/risks-and-opportunities-along-the-plastics-value-chain/4774.article> e https://br.freepik.com/vetores-gratis/infografia-de-industria-de-petroleo_3824573.htm#page=1&query=petroleo%20bruto&position=5.

As diversas cores dos plásticos, por exemplo são obtidas por meio de aditivos que podem apresentar um elevado potencial tóxico, devido à sua composição química (Tabela 4), podendo transferir esta toxicidade para os materiais (LAW, 2017), além de oferecerem um risco a saúde humana, devido as propriedades de desregulação endócrina (UNEP, 2018). Com isso, o uso de aditivos no processo de produção destes materiais é rigorosamente controlado e monitorado por autoridades governamentais (*Department for Environment Food & Rural Affairs - DEFRA; European Food Safety Authority - EFSA; Organização Mundial da Saúde – OMS, entre outros órgãos*), com o intuito de garantir a saúde e segurança do consumidor (ANDRADY e NEAL, 2009).

As características do plástico explicam a grande adesão mundial do mesmo para a fabricação de produtos de diversos gêneros, por se tratar de um material maleável, resistente, leve, de baixo custo e não precisa de manutenção (GEYER et al., 2017; PLASTICS EUROPE, 2017; KLEMEŠ et al., 2020b). Suas vantagens tem levado a uma substituição em massa de materiais como papel, vidro, madeira e metais por plásticos. Cada vez mais as indústrias de calçados, vestuário, de alimentos e saúde pública tem aderido ao uso do plástico na produção. A indústria de vestuário sozinha converteu mais de 40 milhões de toneladas de

plástico em fibra têxtil, como nylon, poliéster e acrílicos (ANDRADY E NEAL, 2009). Segundo Klemeš et al. (2020b) as vantagens do plástico para o setor de construção, aplicações elétricas e a indústria de eletrônicos são atraentes e muito econômicas para estes setores, assim como para a indústria de transporte que reduziu significativamente a massa de carros, aeronaves, navios e trens e, por consequência, diminuiu a demanda de energia necessária para a produção destes veículos.

Tabela 3 – Aditivos em cinco polímeros comuns, sua função e proporção relativa

Polímero	Tipo de aditivos	Quantidade em polímeros	Substâncias perigosas
Polipropileno (PP)	Antioxidante.	0.05-3	Bisfenol A; Octilfenol; Nonilfenol.
	Retardador de chama (isolamento de cabo e aplicações eletrônicas).	12-18	Retardante de chama bromado; Ácido bórico; Tris (2-cloroetil) fosfato.
Polietileno (como HDPE – alta densidade)	Antioxidante.	0.05-3	Bisfenol A; Octilfenol; Nonilfenol.
	Retardante de chama (aplicação de isolamento de cabo).	12-18	Retardante de chama bromado; Ácido bórico; Tris (2-cloroetil) fosfato.
Polietileno (como LDPE – baixa densidade)	Antioxidante.	0.05-3	Bisfenol A; Octilfenol; Nonilfenol.
	Retardante de chama (aplicação de isolamento de cabo).	12-18	Retardante de chama bromado; Ácido bórico; Tris (2-cloroetil) fosfato.
Cloreto de polivinila (PVC)	Plastificante.	10-70	Ftalato.
	Estabilizador.	0.05-3	Bisfenol A; Nonilfenol.
Poliuretano (PUR)	Retratante de chama.	12-18	Retardante de chama bromado; Ácido bórico; Tris (2-cloroetil) fosfato.

Fonte: Adaptado de Hermabessiere et al. (2017).

Tabela 4 – Alguns pigmentos e corantes empregados na coloração de plásticos

Cor do plástico	Principais componentes dos pigmentos	Informações
Branco	TiO ₂ ; ZnS; ZnO; Branco de chumbo (Pb(CO) ₃) ₂ ou Pb(OH) ₂ .	Dentre esses pigmentos, o que contém chumbo é tóxico e passa esta característica ao produto pigmentado.
Preto	Óxido de ferro preto (Fe ₃ O ₄) e Sulfeto de antimônio (Sb ₂ S ₃).	O elemento antimônio é potencialmente tóxico.
Amarelo, laranja e verde	À base de crômio: Amarelo e Laranja de crômio (PbCrO ₄ e PbSO ₄); Verde de crômio (amarelo de crômio + azul da Prússia); Óxido de crômio puro (CrO ₃).	A grande limitação deste pigmento é a presença do chumbo, pois este composto é tóxico, passando esta característica ao produto pigmentado.
Amarelo, vermelho e marrom	À base de ferro: Óxido de ferro (Fe ₂ O ₃ + FeO(OH) + Fe ₃ O ₄); Azul da Prússia (Fe ₄ [Fe(CN) ₆] ₃).	
Laranja	À base de molibdato: Laranja de molibdato (80% PbCrO ₄ + 15% PbMoO ₄ + 5% PbSO ₄).	A grande limitação deste pigmento é a presença do chumbo, que é tóxico, passando esta característica ao produto pigmentado.
Amarelo, laranja e vermelho	À base de cádmio: Amarelo, Laranja e Vermelho de cádmio: Cadmopur (CdS, ZnS e CdSe); Cadmopone (CdS, ZnS, BaSO ₄ , CdSe).	A toxicidade destes pigmentos é devida ao cádmio, que limita o seu uso em algumas aplicações.
Amarelo	À base de níquel: Titanato de níquel (NiTiO ₃).	
Esverdeado, avermelhado	À base de silicatos: Azul ultramar (Sílica 34-43%, Alumínio 20-28%, enxofre 10-16% e Óxido de enxofre 12-20%).	Grandes quantidades de alumínio podem causar distúrbios neurológicos.
Laranja, vermelho	À base de mercúrio: Mercadium (CdS + HgS).	O fator limitante desse corante é a presença de cádmio e mercúrio, que são tóxicos.
Azul	À base de cobalto: Azul de Cobalto (CoO*Al ₂ O ₃).	O cobalto é essencial em baixas concentrações, mas é tóxico em altas concentrações.

Fonte: Cadore et al., 2008.

Atualmente, o principal uso do plástico é para a produção de embalagens diversas (KLEMEŠ et al., 2020b), com isso este material é amplamente usado em todo o mundo em aplicações diversas, como recipientes, garrafas, bandejas, caixas, copos, produtos para bebês e embalagens protetoras; assim como é comumente utilizado pelo setor de saúde, em instrumentos médicos de uso único (CHEN et al., 2020), embalagens diversas, em cirurgias e transplantes (KLEMEŠ et al., 2020b). Além de ser usado em produtos de construção como tubos de plástico ou revestimento de vinil; enquanto peças para automóveis, brinquedos e

produção de móveis fazem uso de uma menor quantidade de plástico, porém bastante significativa (ANDRADY e NEAL, 2009).

Desde de dezembro de 2019, o mundo vem sendo abalado por uma pandemia oriunda do novo coronavírus (OMS, 2020), trata-se de uma doença altamente contagiosa que despertou a atenção das autoridades governamentais, equipes médicas, comunidade científica e a população como um todo quanto à prevenção e controle da transmissão do COVID-19 (PATRICIO SILVA et al., 2020). Com o intuito de conter o avanço da crescente onda, países implementaram diversas medidas de precaução e bloqueio parcial ou total dos acessos, além de restrições de contato, distanciamento social, entre outras medidas (TOBÍAS, 2020).

Com o crescente número de contaminados foi-se necessário a criação de instalações de tratamento provisórias para pacientes de COVID-19 mais graves e quarentena obrigatória para pacientes com sintomas mais leves (PATRICIO SILVA et al., 2020). Com isso, o uso obrigatório de equipamentos de proteção individual (EPI) por profissionais da saúde e toda a população aumentou a quantidade de resíduos plásticos, o que elevou a preocupação acerca do descarte intenso destes materiais no ambiente. Porém, esta problemática ainda não está recebendo a devida atenção, das pesquisas científicas realizadas nas ciências ambientais neste ano, apenas cerca de 20% abordaram o impacto do COVID-19 sobre a poluição por resíduos sólidos (PATRICIO SILVA et al., 2020).

É notório o intenso aumento do lixo hospitalar e doméstico (PATRICIO SILVA et al., 2020). A OMS (2020) estimou que aproximadamente 89 milhões de máscaras descartáveis foram necessárias para atender a demanda mensal do COVID-19. Esses materiais estão sendo inseridos nos ambientes de água doce e marinho, aumentando a quantidade e presença do plástico nesses meios (FADARE e OKOFFO, 2020). Diversos relatos vem sendo feitos acerca da presença desses resíduos no meio ambiente, com a organização *OceansAsia* em fevereiro de 2020 relatou a presença de máscaras de formas e cores variadas em águas oceânicas em Hong Kong, China. O crescimento desse tipo de resíduo no ambiente aponta que a pandemia só veio aumentar o desafio da redução da poluição do plástico no meio ambiente (FADARE e OKOFFO, 2020).

A história do desenvolvimento do plástico teve início no fim do século XIX e no século seguinte (GESAMP, 2019), na década de 1970, já se apontavam indícios de poluição na superfície do mar por resíduos sólidos com plástico em sua composição. Segundo Buchanan (1971) e Carpenter e Smith (1972), foi neste período que se iniciaram os estudos acerca desta temática, e no decorrer dos anos, observou-se um aumento relevante de pesquisas nesta área (WRIGHT & KELLY, 2017; CASTRO et al., 2018; PRATA, 2018; WALKER,

2018; ABIDLI et al., 2019). A grande quantidade de plásticos produzidos a partir do final da Segunda Guerra Mundial (1945), deu-se devido a necessidade de uma matéria-prima de fácil produção e longa duração para a fabricação do armamento bélico dos países (GORNI, 2003; GARCÍA, 2009), o que resultou em uma crescente demanda de produção de plástico aliado ao intenso descarte do mesmo, que ocasionaria um aumento da concentração de resíduos sólidos no mar (CARPENTER e SMITH, 1972). Conforme alertado por esses autores há cerca de 50 anos atrás, a produção mundial de plásticos de fato sofreu um aumento expressivo. Observou-se que em 2008 a produção atingiu a marca de 245 milhões de toneladas, crescendo para 359 milhões de toneladas no ano de 2018 (GARSIDE, 2019), sendo a Ásia responsável por mais da metade (51%) da fabricação desses materiais (KLEMEŠ et al., 2020b).

O aumento na demanda de produção e consumo faz do plástico, o resíduo mais comum e resistente presente nos oceanos e litorais de todo o planeta (MOORE, 2008; FRIAS et al., 2011; ERIKSEN et al., 2014; JAMBECK et al., 2015; TAYLOR et al., 2016), estes podem ser conhecidos como lixo de plástico, termo habitualmente usado ou detritos de plástico (GESAMP, 2019). Segundo UNEP (2016) cerca de 80% dos resíduos de origem antrópica encontrados em pesquisas nos mares contêm plástico em sua composição, consequência do intenso desperdício generalizado e crescente deste material em ambientes terrestres e aquáticos do mundo (BLAIR et al., 2017; GESAMP, 2019) que ao chegarem ao fim de sua vida útil, tornam-se um problema que ainda segue sem solução (PLASTICS EUROPEAN, 2019).

O plástico é tido como um dos materiais mais utilizados na modernidade, sua produção nas últimas décadas cresceu significativamente, chegando no início dos anos 1960 à 15 milhões de toneladas e em 2018, a sua produção atingiu cerca de 359 milhões de toneladas (PLASTICS EUROPE, 2019), podendo triplicar em 2050, elevando por consequência, o consumo anual de petróleo para 20% (WEF, 2016). Outro dado importante é que de acordo com Geyer et al., (2017) das 6300 milhões de ton/m² de plástico que foram produzidas até 2015, apenas 9% foi reciclado, o crescimento da reciclagem proporcionaria a captura do valor significativo do material, além de diminuir as taxas de emissão dos gases de efeito estufa (WEF, 2016). Estatísticas acerca do aumento da reciclagem destes materiais vem sendo desenvolvidas e apontam para o crescimento deste processo (PLASTICS EUROPE, 2018), contudo, este dado vindo sendo questionado por conta da proibição da exportação de resíduos para países em desenvolvimento para serem reciclados, devido a falha na informação do quanto é reciclado e sua posterior aplicação (BROOKS, WANG e JAMBECK, 2018;

KLEMEŠ et al., 2020b). Isso ajudaria a entender porque os plásticos estão entre os mais abundantes resíduos sólidos encontrados nos litorais e no fundo oceânico, com base em diversos estudos realizados no Brasil e no mundo (IVAR DO SUL et al., 2011; BAPTISTA NETO E FONSECA, 2011; GALGANI et al., 2015; TEKMAN et al., 2017; COMPA et al., 2019; LESTARI e TRIHADININGRUM et al., 2019; CORRÊA et al., 2019; MACEDO et al., 2020).

Os resíduos plásticos estão presentes em elevada concentração nas costas do mundo, isto se deve à ação das correntes, ondas, ventos, desaguam de rios, inundação e drenagem de águas pluviais, além do descarte irregular desses materiais direto na costa (CHUBARENKO et al., 2018; GESAMP, 2019; BELLASI et al., 2020), contudo observa-se também uma grande concentração de plástico na superfície dos oceanos, na coluna d'água, no fundo do mar e na biota marinha (GESAMP, 2019). Nos rios, por exemplo, os plásticos estão expostos a dinâmica de fragmentação semelhante a ocorrida em águas marinhas e oceânicas, como a fotodegradação e danos na estrutura dos resíduos gerados por atividades humanas (KATAOKA et al., 2019). Outra rota relevante, é por meio de animais migratórios, como aves, tartarugas, golfinhos, focas, entre outros (RYAN et al., 2009), favorecendo a distribuição destes detritos e permitindo que estes sejam encontrados em regiões remotas, distantes de qualquer fonte conhecida (IVAR DO SUL e COSTA, 2007; BARNES et al., 2009; MARTINS e SOBRAL, 2011).

A elevada concentração de resíduos plásticos em águas oceânicas se deve também a gestão inadequada e precária destes materiais ainda no continente juntamente com alguns setores marítimos, a exemplo a indústria da pesca (UNEP et al., 2016). Os detritos marinhos depositados nos oceanos podem se comportar de duas maneiras distintas: permanecer flutuando por semanas ou meses, no caso dos detritos com alta flutuabilidade ou podem afundar de maneira imediata, isto varia de acordo com sua densidade (KOELMANS et al., 2017). Esses detritos marinhos flutuantes podem ser transportados por correntes e ventos até o continente ou até perderem a sua flutuabilidade e se depositarem em sumidouros (GALGANI et al., 2000; THIEL et al., 2003; GESAMP, 2019). Um estudo recém publicado, por Weston et al., 2020, apresenta a descoberta de uma nova espécie de crustáceo, encontrada na Fossa das Marianas entre as profundidades 6010 e 6949 metros. Esta espécie recebeu o nome de *Eurythenes plasticus* devido ao fato de ter sido encontrado um resíduo plástico (do tipo fibra) no intestino do animal. Esta pesquisa atesta que estes materiais estão presentes também nos lugares mais profundos e remotos da Terra, e ali chegaram antes mesmo que a ciência e a humanidade o conhecesse.

Grandes concentrações de plástico em diversas escalas são transportados e se acumulam em zonas de convergência conhecidas como giros oceânicos (GESAMP, 2019), como o giro do Pacífico Norte, por exemplo. A distribuição e o transporte por longas distâncias dos plásticos flutuantes podem levar estes materiais a elevadas latitudes, podendo ser agregado ao gelo marinho, como resultado da circulação termodinâmica global (GESAMP, 2019).

A poluição do ambiente marinho e costeiro por plásticos vem ganhando espaço como uma problemática que cresce de forma rápida devido, seu impacto ambiental e visual que vem despertando a atenção das instituições públicas e científicas há algumas décadas (GESAMP, 2015). No entanto, os desafios voltados para uma consciência global acerca desta temática são inúmeros, principalmente neste momento de pandemia do COVID-19 onde observa-se mais claramente a dependência humana do plástico, evidenciando a necessidade de implementação de políticas mais eficazes para garantam a redução do consumo deste material, o uso sustentável e a redução dos impactos ao meio ambiente e a saúde humana (PATRICIO SILVA et al., 2020a).

Esta problemática exige ações de cunho internacional em vista da redução nos níveis de contaminação por plásticos no mundo (WU, 2020). Estabelecidos a partir da década de 1970, a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (UNCLOS), a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (MARPOL) e a Convenção sobre a Prevenção da Poluição Marinha por descarte de resíduos e outras matérias (Convenção de Londres) são os três principais acordos internacionais passíveis de discutir esta questão, que impõem obrigações gerais de proteção do ambiente marinho contra a poluição por resíduos vindos do continente ou por embarcações e demais atividades antrópicas realizadas no oceano (WU, 2020). Outros importantes acordos foram a Convenção da Basileia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Descarte, que auxiliam na prevenção do tráfico ilegal de plásticos que podem chegar nos oceanos; e a Convenção de Estocolmo, que define como tóxicos aos organismos marinhos os materiais plásticos presentes em águas oceânicas (WU, 2020).

Além disso, os detritos de plástico marinho são considerados uma agenda prioritária na Assembleia das Nações Unidas para o Meio Ambiente, devido aos inúmeros danos que oferecem aos ecossistemas e a saúde humana (WU et al., 2020). Sendo assim, observa-se a urgência em estabelecer esforços internacionais e uma estrutura de governança prática para trabalhar diretamente com essa questão (WU et al., 2020).

Já se pode observar também a adoção de pequenas iniciativas de redução e/ou proibição da produção e uso de materiais plásticos, como a exemplo, o Reino Unido que se comprometeu em interromper por completo o uso de plásticos descartáveis até 2020; Marrocos, Tasmânia e França proibiram a utilização de sacolas plásticas; a Rede Ekoplaza de supermercados, de Amsterdã aderiu a montagem de corredores livres de plásticos em seus produtos (THE ORION PUBLISHING GROUP, 2019). A Costa Rica também criou recentemente a lei 9.786 (2019) para combater a poluição por plástico e proteger o meio ambiente. Esta lei declara de interesse público os diversos projetos e estratégias de empreendimentos públicos ou privados para a prevenção, redução, conservação e uso sustentável para substituir ou extinguir o plástico descartável no país. Também autoriza os bancos a criarem programas de pesquisa para inovação, financiamento e apoio à micro e pequenas empresas que se dediquem ao desenvolvimento de projetos de conservação, redução, reciclagem, prevenção e reconversão produtiva de indústrias destinadas a produção de materiais com plásticos em sua composição. A lei também proíbe a comercialização e uso de canudos e sacolas plásticas; garrafas plásticas podem ser comercializadas, desde que cumpram as diretrizes estabelecidas (SISTEMA COSTARRICENSE DE INFORMACIÓN JURÍDICA, 2020).

No entanto, mesmo com todos os acordos, leis e medidas de proibição e/ou redução do consumo existente, um grande volume de resíduos plásticos ainda chega aos oceanos diariamente. Nos oceanos, esses materiais plásticos de tamanhos variados são fragmentados em partículas cada vez menores, conhecidos como microplásticos. Dessa forma, esses materiais são facilmente encontrados no ambiente e em grandes quantidades, apresentando tipos, tamanhos, cores e formas bastante variadas (WARING et al., 2018).

1.5 Microplásticos em ambientes costeiros

As partículas microplásticas são representadas por materiais plásticos com diâmetro inferior à 5 milímetros definição amplamente aceita pela comunidade científica e recomendada pelo *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas* (2019). O termo microplástico, desde 2004 vem sendo comumente usado desde que Thompson et al. (2015) atribuiu este nome como referencia à um conjunto heterogêneo de materiais antropogênicos com tamanhos microscópicos em sedimentos marinhos e na coluna d'água.

De acordo com o *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas* (2013), os micro resíduos podem ser classificados em seis tipos distintos: fragmentos de plástico, pellets, fibras, filmes, espuma plástica e isopor (Tabela 5 e Figura 18) e apresentam morfologias diversas, variando de partículas esféricas a fragmentos angulares e fibras longas (Tabela 5 e Figura 18). Identificar as distintas formas destes materiais pode auxiliar no entendimento de fontes potenciais e de seu comportamento no ambiente (GESAMP, 2019). A cor do microplástico é mais uma etapa de análise (Tabela 5 e Figura 18) que pode contribuir para o entendimento da origem das partículas, contudo é preciso cautela pois este tipo de análise pode ser considerada muito subjetiva e corre o risco de ser prejudicada por pessoas que tenham deficiências visuais, como daltonismo (GESAMP, 2019).

Tabela 5 – Categorias mais usadas para descrever a aparência dos microplásticos

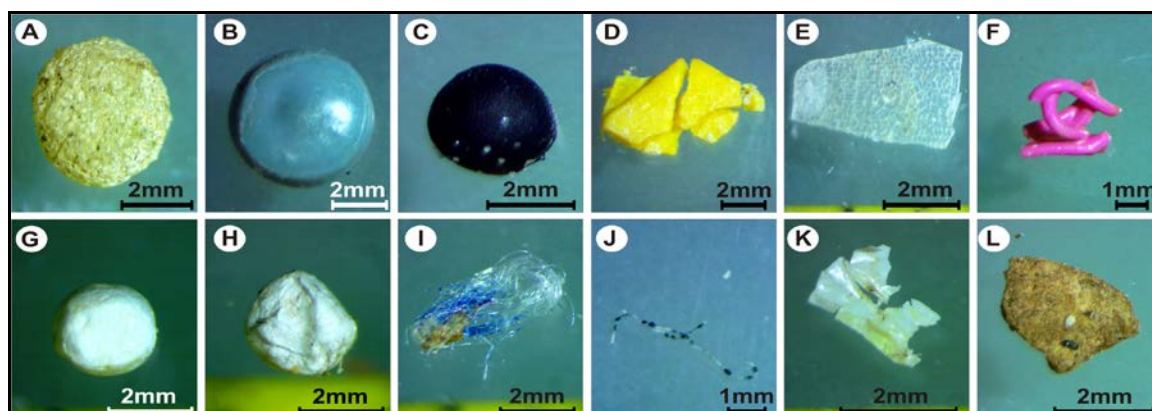
Tamanho	Tamanho de registro de cada item. A resolução mínima é alocar em tamanhos de caixa de 100 µm.
Tipo	Fragmentos de plástico, pellets, filamentos, filmes plásticos, espuma de plástico e isopor.
Forma	Para pellets: cilíndricos, discos, planos, ovóides, esferóides; Para fragmentos: arredondado, sub-arredondado, sub-angular, angular; Para geral: bordas irregulares, alongadas, degradadas, ásperas e quebradas.
Cor	Transparente, cristalino, branco, branco perolado, vermelho, laranja, azul, opaco, preto, cinza, marrom, verde, rosa, bronze, amarelo.

Fonte: *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas*, 2013.

O monitoramento e as análises realizadas nestes materiais são importantes para identificar e abordar questões específicas sobre os micro resíduos marinhos. Estes auxiliam na observação do estado de poluição do ambiente estudado, além de fornecer informações fundamentais para a criação de medidas de mitigação, necessárias para avaliar sua eficácia e promover a implementação de novas gestões (GESAMP, 2019).

Os resíduos se fragmentam pela degradação térmica, fotoquímica (raios solares), química (contato com o sal e soterramento em areia rica em matéria orgânica), física (efeito abrasivo do vento, ondas e areia) e por ação microbiana (BROWNE et al., 2010; COLE et al., 2011; ANDRADY, 2011; ANDRADY, 2015), que explica a diversidade de partículas plásticas existentes no ambiente (WARING et al., 2018).

Figura 18 - Tipos de microplásticos



Legenda: (A), (B) e (C) – pellets; (D), (E) e (F) – fragmentos; (G) e (H) – isopor; (I) e (J) – fibras; (K) - filme e (L) - espuma.

Fonte: Correa et al., 2020.

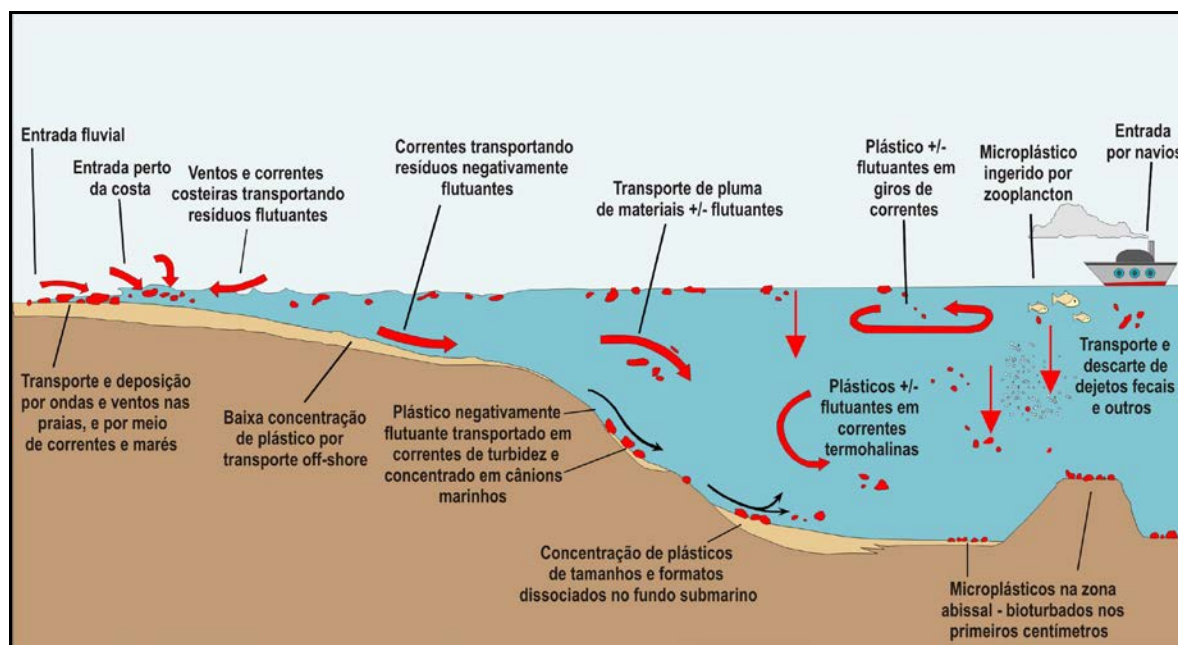
Os microplásticos podem entrar no ambiente marinho por meio de águas residuais, sistemas fluviais, pelo transporte através do vento e a partir de embarcações ou plataformas (Figura 19) (VAN WEZEL et al., 2016; GESAMP, 2016). Os microplásticos podem ser oriundos de duas fontes: (1) gerados a partir da fabricação de micro partículas de plástico (como os *pellets*) geralmente destinados a uma função específica (fonte primária), ou por meio da (2) fragmentação de plásticos em escala macro (fonte secundária) (GESAMP, 2015) (Tabela 6), que em ambos os casos, estão sendo introduzidos em diferentes ambientes do mundo em um ritmo acelerado.

Tabela 6 - Fontes de microplásticos

Fontes	Primária	Secundária
Descrição	Fabricados propositadamente nessas dimensões (<5mm) para uso industrial, como microesferas abrasivas para distintas finalidades (IMO, 2015).	Produzidos por meio do intemperismo in situ de meso e macro fragmentos de plástico no ambiente marinho, que pode ocorrer durante o uso quanto depois de seu descarte (GESAMP, 2015).
Exemplos	Esfoliantes e demais cosméticos (FENDALL e SEWELL, 2009; GESAMP, 2016, GUERRANTI, 2019); esférulas geradas na indústria de quebra de navios (REDDY et al., 2006); abrasivos industriais usados para o jateamento sintético (ANDRADY, 2011).	Fibras têxteis e de cordas, fragmentação de pneus, desgaste de resíduos maiores, películas de tinta (GESAMP, 2015 e 2016).

Fonte: A autora, 2020.

Figura 19 - Modelo de transporte de resíduos plásticos no ambiente marinho



Fonte: Baseada em Zalasiewicz et al., 2016.

É notória a maior atenção aos potenciais riscos que os microplásticos primários oferecem ao meio ambiente; no entanto, os micro resíduos secundários também podem ser prejudiciais por terem uma abundância crescente, principalmente de fibras oriundas de águas residuais que chegam até os mares e oceanos (BROWNE et al., 2011; DRIS et al., 2015b). Um estudo realizado por Browne et al. (2011) aponta que cerca de 1900 fibras sejam liberadas no ambiente com a lavagem de apenas uma peça de roupa. Estima-se que a poluição microplástica de fonte primária poderia ser reduzida com mais eficiência se estes materiais fossem substituídos por outras alternativas (VAN WEZEL et al., 2016). De acordo com Duis e Coors (2016) e GESAMP (2015), a abundância de microplásticos secundários em ambiente marinho pode aumentar ao longo do tempo, pois estes são oriundos da degradação de resíduos maiores, que se fragmentam ao serem expostos à processos costeiros, radiação solar, etc. Outras duas potenciais fontes são: (1) a geração das partículas de pneus (*Tire wear particles - TWP*s), oriundas do atrito da superfície do pneu com o asfalto, e bastante abundante em áreas com tráfego intenso (WAGNER et al., 2018). Estes TWPs podem chegar ao ambiente de praia através dos ventos e/ou pelo escoamento superficial urbano (BARBOSA et al., 2012). Estudos apontam que estas partículas representam 5 a 10% do total de microplásticos encontrados em águas oceânicas anualmente (KOLE et al., 2017). (2) A precipitação atmosférica pode também contribuir para o transporte de fibras para as águas marinhas, como apontado por Dris et al., (2016) em sua pesquisa realizada em Paris, onde observou-se uma média de 110 ± 96

de fibras/m², capturada no ar pela chuva e posteriormente depositadas no mar. Contudo, o conhecimento acerca das prováveis fontes de microplásticos primários e secundários continuam pouco compreendidas (DUIS e COORS, 2016; GESAMP, 2015).

Estudos que visam a compreensão das fontes, distribuição, destino e impacto dos microplásticos no meio ambiente estão crescendo de maneira acelerada (BLAIR et al., 2017), contudo observa-se uma maior abundância dessas pesquisas em águas oceânicas quando comparadas a ambientes de água doce (WAKKAF et al., 2020). O interesse em averiguar a presença de microplásticos em água doce tem crescido nos últimos anos, isto se deve pelo fato deste ambiente ser conhecido como um potencial vetor de deslocamento de resíduos terrestres para os ambientes marinhos e costeiros (BLAIR et al., 2019). Alguns estudos vem sendo desenvolvidos em ambientes de água doce, como no lago Ontário, Canadá (GRBIĆ et al., 2020) e no lago Dongting (China) (YIN et al., 2020); em ambiente fluvial, como os rios Ofanto (Itália) (CAMPANALE et al., 2020) e o rio Amarelo (China) (HAN et al., 2020); em sedimentos de rios, a exemplo, o rio Elba (Europa) (SCHERER et al., 2020) e no Rio Brisbane (Austrália) (HE et al., 2020), entre outros. Apesar dos aumento das pesquisas nestes ambientes continentais, o baixo número de estudos torna o conhecimento do comportamento dos microplásticos e a provável contribuição dos ambientes fluviais e lacustres para a poluição costeira e marinha ainda limitado (BLAIR et al., 2019). Segundo Hurley et al. (2018), os níveis de concentração de microplásticos em rios urbanos e próximo a regiões industrializadas pode ser mais elevado quando comparado a rios localizados em áreas de baixa densidade populacional, de proteção ambiental e florestas.

Os micro resíduos de plástico são prejudiciais também pela sua alta capacidade de adsorver substâncias hidrofóbicas, como por exemplo poluentes orgânicos persistentes (POP) (OGATA et al., 2009; FRIAS et al., 2010; MARTINS E SOBRAL, 2011; ANDRADY, 2011; BOUWMEESTE et al., 2015; HARTMANN et al., 2017; GALLOWAY et al., 2017). A presença de POP em microplásticos pode causar potenciais danos a determinados organismos e, subsequentemente, na cadeia alimentar (TEUTEN et al., 2007; ANDRADY, 2011; BOUWMEESTE et al., 2015; RODRIGUES et al., 2019).

As micropartículas podem ser facilmente ingeridas por organismos marinhos (HIPFNER et al., 2018) por serem muito atrativas a fauna marinha em razão do seu tamanho, os animais acabam ingerindo-o e isto pode causar ferimentos, falsa saciedade, podendo levar à morte (MAXIMENKO et al., 2019). Os plásticos ao entrarem na teia alimentar podem atingir os níveis tróficos superiores, resultando em bioacumulação e biomagnificação, contudo essa transferência trófica ainda não foi bem aprofundada pela ciência (PROVENCHER et al.,

2018). Pesquisas mostram que a ocorrência de microplásticos é confirmada em níveis tróficos variados: como zooplânctons (AMIN et al., 2020; ZHENG et al., 2020), equinodermos (KAPOSI et al., 2014; PLEE e POMORY, 2020), recifes de corais (MARTIN et al., 2019), mexilhões (PEDERSEN et al., 2020; WAKKAF et al., 2020), bivalves (BAECHLER et al., 2020; DOWARAH et al., 2020), ostras (KEISLING et al., 2020; MARTINELLI et al., 2020), crustáceos (CAU et al., 2020; HARA et al., 2020), caranguejos (VILLAGRAN et al., 2020; HORN et al., 2020), peixes (PENNINO ET AL., 2020; ZAKERI et al., 2020), corais (DING et al., 2019; MARTIN et al., 2019), mamíferos marinhos (DONOHUE et al., 2019; NELMS et al., 2019; BRETANO e PETRY, 2020) e aves marinhas (ÁLVAREZ et al., 2018; CALDWELL et al., 2020; BAAK et al., 2020). Estudos mais recentes apontaram também para a presença de microplásticos em plantas, que vem causando danos a estrutura física da planta e ao solo, podendo oferecer riscos, como por exemplo, ao crescimento das espécies (RILLIG et al., 2019).

A superfície dos microplásticos pode também atuar como um local de colonização de microorganismos; além, de ser possivelmente um agente dispersante de organismos marinhos, que ao ser ingerido por um animal, passa a atuar como um vetor de transferência de materiais tóxicos para os demais animais (SANTOS et al., 2008; GOLDSTEIN et al., 2012; MAJER et al., 2012; ZETTLER et al. 2013; REISSER et al., 2014; SONG et al., 2014; SILVA et al., 2019).

Pesquisas afirmam a existência de microplásticos em sedimentos de todos os oceanos e mares da terra, até mesmo em locais mais remotos e com profundidades muito grandes (PENG et al., 2018). Alguns estudos mostram que praias em regiões próximas a aglomerações urbanas apresentam elevadas concentrações de microplásticos nos sedimentos, podendo ser indícios das contribuições dos sistemas de descarte inadequado de resíduos (BROWNE et al., 2011; ALOMAR et al., 2016; BAPTISTA NETO et al., 2019). Segundo Van Cauwenberghe et al. (2015), o sedimento se comporta como um grande reservatório de microplásticos, e acredita-se que a quantidade de micro partículas presentes em águas marinhas seja proporcional a existente nos sedimentos (WANG et al., 2020); além, de funcionarem como armadilhas para os resíduos sólidos. Para McLachlan e Brown (2006), quanto mais fina for a fração da areia, mais eficaz é a capacidade da mesma em reter os resíduos sólidos (armadilha); conseqüentemente, ou seja, o acúmulo de micro partículas nas areias está relacionado a fração dos grãos e a hidrodinâmica da praia.

No Caribe, pesquisas acerca da presença de microplásticos ainda são poucas, mas nos últimos anos vem crescendo consideravelmente. Dentre estes estudos foram encontrados

microplásticos em praias da Colômbia (ACOSTA-COLEY e OLIVERO-VERBEL, 2015; ACOSTA-COLEY et al., 2019a e b; GARCÉS-ORDÓNEZ et al., 2020a e b; PORTZ et al., 2020); nas pequenas Antilhas (BOSKER et al., 2018); Guatemala (MAZARIEGOS-ORTÍZ et al., 2020), Panamá (BORRERO et al., 2020).

Também foram encontrados diversos tipos de microplásticos em outras praias do mundo, como nas praias da Nova Zelândia (GREGORY, 1977), leste do Canadá e Bermudas (GREGORY, 1983), Nova Escócia (MATHALON & HILL, 2014), Estados Unidos (BROWNE et al., 2011, DAVIDSON, 2012; VAN et al., 2012; GRAY et al., 2018), Califórnia (HORN et al., 2019), México (WESSEL et al., 2016; RETAMA et al., 2016; ALVAREZ-ZEFERINO et al., 2020), Cingapura (NG & OBBARD, 2006), Índia (REDDY et al., 2006; JAYASIRI et al., 2013; VEERASINGAM et al., 2016; VIDYASAKARA et al., 2018; KARTHIK et al., 2018; SATHISH et al., 2019), Bélgica (CLAESSENS et al., 2011), Havaí (MCDERMID e MCMULLEN, 2004; CORCORAN et al., 2009; COOPER e CORCORAN, 2010; CARSON et al., 2011; TANAKA et al., 2019), Dubai (ASLAM et al., 2019), Taiwan (DAVIDSON, 2012; BANCIN et al., 2019), Japão (KUSUI e NODA, 2003; BROWNE et al., 2011), Tóquio (ENDO et al., 2005), Hong Kong (FOK & CHEUNG, 2015), Filipinas (BROWNE et al., 2011), Indonésia (LESTARI e TRIHADININGRUM et al., 2019), Portugal (MARTINS e SOBRAL, 2011; BROWNE et al., 2011; ANTUNES et al., 2013; FRIAS et al., 2016; ANTUNES et al., 2018), Espanha (ALOMAR et al., 2016; ASENSIO-MONTESINOS et al., 2019; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ et al., 2019;), Toscana (CANNAS et al., 2017), Inglaterra (BROWNE et al., 2010; BROWNE et al., 2011), França (FRÈRE et al., 2017; CONSTANT et al., 2019), Alemanha (LIEBEZEIT e DUBAISH, 2012; FRIES et al., 2013; DEKIFF et al., 2014; NUELLE et al., 2014; STOLTE et al., 2015), Coreia (HEO et al., 2013; LEE et al., 2013; KIM et al., 2015; SONG et al., 2015), Chile (BROWNE et al., 2011; HIDALGO-RUZ & THIEL, 2013), Grécia (KABERI et al., 2013), Mediterrâneo (WOODALL et al., 2014), Mediterrâneo central (TURNER e HOLMES, 2011), no mar Adriático Central (MISTRI et al., 2017), no sudeste do oceano Índico e nordeste do oceano Atlântico (WOODALL et al., 2014), Golfo Pérsico (NAJI et al., 2017), Qatar (ABAYOMI et al., 2017), Irã (AKHBARIZADEH et al., 2017), Vietnã (HIEN et al., 2020), Emirados Árabes Unidos (BROWNE et al., 2011), Kuwait (SAEED et al., 2020), Eslovênia (LAGLBAUER et al., 2014), Costa Báltica (STOLTE et al., 2015), Polónia (GRACA et al., 2017), Itália (POETA et al., 2016), Austrália (BROWNE et al., 2011), Antártica (REED et al., 2018), África do Sul (BROWNE et al., 2011; NEL e FRONEMAN, 2015), África (BAZTAN et al., 2014), entre outros.

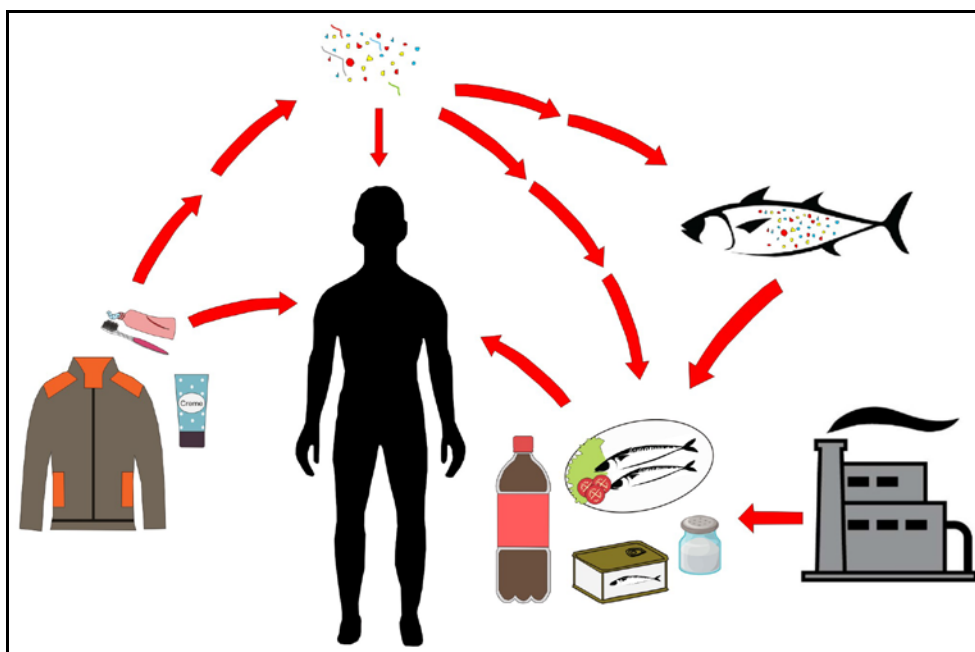
No Brasil, os estudos com resíduos plásticos em ambientes costeiros são recentes, tiveram início no fim da década de 1990 (CASTRO et al., 2020). Contudo, as pesquisas relacionadas à presença de microplásticos nas praias começaram somente no fim da década de 2000, conforme ressaltado por Ivar do Sul e Costa (2007). No litoral fluminense, a presença de microplásticos foi verificada em diferentes habitats da Baía de Guanabara (CARVALHO, 2016; CARVALHO & BAPTISTA NETO, 2016; FIGUEIREDO E VIANA, 2018; OLIVATTO et al., 2019; BAPTISTA NETO et al., 2019; ALVES E FIGUEREDO, 2019; CASTRO et al., 2020), Jacaré-Squarema (RJ) (CORREA et al., 2019), Ilha Grande (MACEDO et al., 2017; MADUREIRA et al., 2017; MACEDO et al., 2020), entre outros estudos. Essas partículas também foram encontradas em outras regiões do Brasil, como em praias do estado de São Paulo (FISNER et al., 2013b; TURRA et al., 2014; TANIGUCHI et al., 2016; MOREIRA et al., 2016b; VEDOLIN et al., 2017; FISNER et al., 2017a), Salvador (FERNANDINO et al., 2016, 2020), no arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco (IVAR DO SUL et al., 2009), Recife (COSTA et al., 2010), na margem equatorial brasileira (GARCIA et al., 2019), Paraná (MOREIRA et al., 2016a), entre outros.

Os microplásticos são facilmente encontrados em produtos de uso comum e diário (FENDAL e SEWELL, 2009; COLE et al., 2011). Van Wezel et al., (2016) apontam três categorias de produtos com utilização elevada de microplásticos primários e, conseqüentemente, com potencial de contaminação para as águas marinhas: (1) cosméticos e produtos de cuidados pessoais, (2) agentes de limpeza, (3) tintas e revestimentos; dentre estes, os cosméticos e produtos de higiene pessoal constituem a categoria que mais contribui com o fornecimento de partículas para o meio ambiente. O percentual de partículas de plásticos presentes em cosméticos aumentou significativamente a partir da grande adesão do mesmo pela indústria da beleza, na década de 1980, com impactos de médio à longo prazo (FENDAL & SEWELL, 2009), podendo chegar aos oceanos por diversas fontes, incluindo o sistema de esgoto (ALOMAR et al., 2016). Contudo, nos últimos anos já observa-se a substituição dos microplásticos por sementes diversas, como o estudo realizado por Hendrawati et al. (2019) que propõe a utilização de sementes de moringa em cremes por ser um abrasivo natural que além de ser orgânico, traz mais benefícios a saúde da pele.

Nos últimos anos, notou-se um crescente aumento no número de estudos acerca da presença de microplástico no organismo do ser humano. WHO (2019) e Rist et al. (2018) chamaram atenção para a preocupante exposição da saúde humana aos diversos efeitos dos nano e microplástico. Estes materiais podem entrar no corpo humano através de duas principais vias: ingestão e inalação (Figura 20) (RIST et al., 2018). WHO (2019) apontou que

o ser humano ingere frequentemente diversos tipos de micropartículas compostas por substâncias variadas. Dehaut et al. (2016) e Sussarellu et al. (2016) pontuam a ocorrência destas partículas em espécies marinhas consumidas usualmente pela população, como peixes e bivalves, podendo se acumular e causar sérios danos a saúde humana, como doenças respiratórias e até mesmo danos cerebrais.

Figura 20 - Fontes prováveis de partículas de plástico para o ser humano



Fonte: Com base em Rist et al., 2018.

Alguns estudos mostraram também a presença de microplástico em alimentos e bebidas frequentemente consumidos pela população, como água da torneira (TONG et al., 2020), água mineral (SCHYMANSKI et al., 2018), cerveja (DIAZ-BASANTES et al., 2020), refrigerante (DIAZ-BASANTES et al., 2020), leite (DIAZ-BASANTES et al., 2020), sal de cozinha (IÑIGUEZ et al., 2018), mel (DIAZ-BASANTES et al., 2020). Isto explica o apontado por Cox et al. (2019) que realizou uma estimativa onde uma pessoa pode ingerir cerca de 39.000–52.000 partículas por ano com base nos alimentos que ela consome.

A poluição do ar vem representando um grande risco ambiental a saúde humana (Figura 20). Recentemente, esse tipo de poluição esteve associada a cerca de 3 milhões de mortes, de acordo com a *World Heart Organization* (2016), e está relacionada a doenças respiratórias e cardiovasculares (BROOK et al., 2010; CHEN et al., 2017). Uma das preocupações recentes refere-se a presença de fragmentos plásticos suspensos no ar, em tamanho inferior a 2,5 μm . Os nanoplásticos, como são conhecidos, podem ficar retidos nos

pulmões levando ao desenvolvimento dessas doenças (RIST et al., 2018). As partículas mais finas tem a capacidade de atravessar células, membranas, barreira hematoencefálica (estrutura protetora do Sistema Nervoso Central) e até mesmo a placenta, trazendo danos a saúde, como estresse oxidativo, dano celular, inflamação e entre outros problemas (VETHAAK e LESLIE, 2016). Os nanoplásticos são geralmente encontrados em maiores concentrações do que os microplásticos, além de serem transportadas com maior facilidade devido a sua menor densidade (STONE et al., 2007). Portanto, pode-se considerar que os possíveis danos à saúde gerados pelos microplásticos são menores quando comparados aos efeitos do nanoplástico no ser humano (RIST et al., 2018).

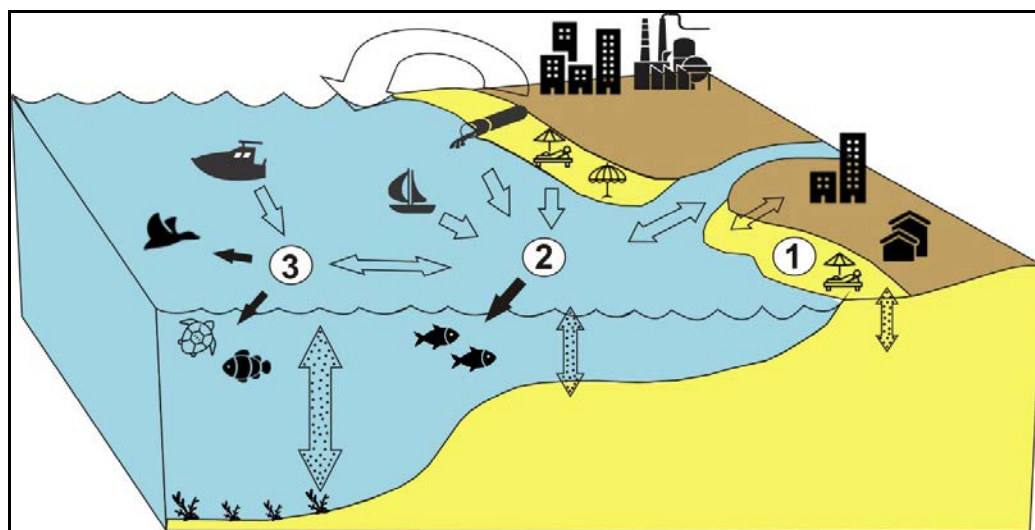
Esse debate vem despertando o interesse dos órgãos públicos e da mídia, que questionam as consequências desses materiais para a saúde humana (RIST et al., 2018). Muitas publicações científicas e reportagens vêm especulando sobre o perigo da exposição humana aos microplásticos. No entanto, observa-se divergências nas pesquisas sobre os efeitos das micro partículas e a discussão das autoridades públicas, o que pode direcionar o foco da questão para caminhos incorretos, onde pesquisas científicas apontam os diversos danos dos microplásticos no meio ambiente, a fauna e ao ser humano, contudo ainda assim não observa-se um movimento expressivo por parte das autoridades para minimizar tais impactos decorrente deste tipo de poluição (CARBERY et al., 2018; RIST et al., 2018; SMITH et al., 2018). Algumas ações já vem acontecendo como o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP) no ano de 2016, que publicou um documento levantando questões urgentes acerca da preocupação com o meio ambiente e dentre os temas abordados, o microplástico foi pontuado, assim como suas características e possíveis danos aos seres vivos (UNEP, 2016). Em vista da redução dos diversos impactos causados pela poluição micro plástica provoca, alguns países como Holanda, Canadá, Estados Unidos e Nova Zelândia implementaram leis que proíbem o uso de microplástico em seus territórios (BLAIR et al., 2019). Esta medida despertou a atenção da mídia e do poder público de outros países, gerando uma movimentação para a proibição dos mesmo nos demais países do mundo (BLAIR et al., 2019). Na Costa Rica, em especial, ainda não se criou uma lei específica para a regulação dos usos e a proibição de micro partículas de plástico.

1.6 Técnicas de monitoramento de resíduos sólidos

As técnicas de monitoramento de resíduos sólidos variam de acordo com o ambiente a ser analisado e em função dos objetivos de cada estudo. São três as principais formas de monitoramento de lixo marinho: (1) amostragem do lixo nos litorais, (2) amostragem na superfície do mar e (3) amostragem no fundo oceânico (SANTOS et al., 2008) (Figura 21 e Tabela 7). Essas técnicas exigem um alto investimento, com exceção do monitoramento no litoral, que é a mais utilizada (SANTOS et al., 2008). Esta metodologia permite conhecer o estoque de resíduos sólidos depositados nos ambientes costeiros, além de permitir a compreensão das diferentes fonte de fornecimento de materiais para esses ambientes.

A amostragem do lixo nos litorais (Figura 21 e Tabela 7), além do baixo custo, possibilita a coleta de uma grande quantidade de dados, além de serem muito precisos (REES e POND, 1995). Neste tipo de técnica (Figura 21 e Tabela 7), verifica-se a quantidade e a distribuição de resíduos sólidos em ambientes costeiros, como praias, manguesais, lagoas, etc. O método consiste na quantificação e na identificação da tipologia dos resíduos sólidos em um determinado setor do litoral e em um determinado momento. A comparação entre monitoramentos realizados em momentos distintos permite a verificação das mudanças no tipo e quantidade de resíduos sólidos encontrados sob condições ambientais e de usos variados (RIBIC, 1998). O método de monitoramento mais comumente utilizado consiste na delimitação de uma área representativa na porção emersa da praia, da vegetação ou das dunas existentes, para posterior quantificação e classificação do lixo presente no ambiente. A área selecionada para o monitoramento poderá ser determinada com base na quantidade de lixo encontrado (ARAÚJO et al., 2006). Os resultados são geralmente apresentados por metro quadrado e/ou cúbico e podem ser comparados com grande parte dos estudos realizados em diferentes litorais no mundo. No entanto, o selecionamento da área de amostragem pode variar de local para local e de acordo com os objetivos da pesquisa (SANTOS et al., 2008).

Figura 21 - Diagrama esquemático das principais fontes e direções dos plásticos no ambiente marinho



Legenda: (1) monitoramento nas praias; (2) monitoramento na superfície d'água e (3) monitoramento em águas oceânicas. As setas curvas representam o transporte de resíduos pelo vento, às setas azuis pelas correntes, as setas pontilhadas mostram o transporte vertical e às setas pretas indicam a ingestão por organismos marinhos e aves.

Fonte: Adaptada de Ryan et al., 2009.

Ainda não se tem um método de amostragem padronizado pela ciência, o que torna as metodologias adotadas nos estudos bem diversificadas, dificultando até mesmo a comparação dos resultados obtidos em diversas regiões do mundo. Muitos pesquisadores apontam para a importância do uso de protocolos padronizados para a amostragem dos materiais (HORTON et al. 2017b). De fato, a necessidade de um método padrão é evidente, porém um procedimento único não é suficiente, visto a grande variedade de tamanhos, formas e composições que os microplásticos apresentam (HALE, 2017). Além do mais, o melhor tipo de método a ser empregado depende sobretudo do objetivo do estudo (HALE, 2017).

Tabela 7 - Vantagens e desvantagens das principais técnicas de amostragem do lixo marinho

Método	Vantagens	Desvantagens
Amostragem do lixo nos litorais	<ul style="list-style-type: none"> - Baixo custo; - Não são necessários equipamentos sofisticados; - Facilidade na delimitação da área representativa; - Integração temporal; - Indica a condição das águas ao redor; - Elevada acuracidade da amostragem. 	<ul style="list-style-type: none"> - Pode não representar a composição real do lixo marinho; - Avaliação indireta dos riscos a fauna marinha; - Falta de um método padrão e dificuldade de comparação entre diferentes localidades; - Sistemas de limpeza podem distorcer os resultados.
Amostragem na superfície do mar	<ul style="list-style-type: none"> - Avaliação dos riscos diretos a fauna marinha. 	<ul style="list-style-type: none"> - Elevados custos e necessidade de equipamentos; - As condições meteorológicas podem

		prejudicar o monitoramento; - Elevada variabilidade de dados; - Necessidade de grande esforço amostral; - Exclusão de materiais que não flutuam.
Amostragem no fundo oceânico	- Fácil extrapolação dos dados; - Proporciona informações acerca dos estoques permanentes de resíduos nos oceanos.	- Elevados custos; - Necessidade de navios e equipamentos amostrais; - Exclusão de materiais flutuantes.

Fonte: Adaptada de Santos et al., 2008.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia deste estudo consistiu nas seguintes etapas: (1) dois trabalhos de campo no litoral caribenho para a coleta de materiais nas praias estudadas; (2) análise do conteúdo de microplásticos (classificação e composição); (3) análises laboratoriais nos sedimentos coletados (granulometria e morfoscopia); (4) tratamento e análise dos dados, a partir do processamento e interpretação dos resultados obtidos ao longo do desenvolvimento desta pesquisa.

2.1 Trabalhos de campo para a coleta de amostras

No litoral caribenho foram realizados dois trabalhos de campo, em dezembro de 2017 e em maio de 2019, para a coleta de 14 amostras de sedimentos distribuídas em 5 praias, num trecho de 70 km ao longo do litoral de Limón. Para tal, foram selecionados 7 pontos de amostragem distribuídos nas praias de: Cieneguita (1), Aeroporto (1), Bananito (1), Manzanillo (2) e Gandoca (2) (Figuras 1 e 2). Os locais de monitoramento foram definidos com base na extensão do arco praial e acessibilidade. A amostragem de sedimento superficial foi realizada na linha de maré alta de sizígia, numa área de 1m² por 1cm de profundidade (sedimentos superiores) (Figura 22), adaptado a partir de Liebezeit e Dubaish (2012), Baztan et al., (2014) e Carvalho e Baptista Neto (2016). A escolha da coleta de sedimentos superficiais se deu devido a logística de campo e a lei 6043 (1977) (*Ley sobre la zona marítimo terrestre*) que proíbe a retirada de solo do país.

2.2 Análises laboratoriais para a extração e classificação de microplásticos

No laboratório, a análise dos resíduos sólidos constou das seguintes etapas: (1) extração de microplásticos nas areias das praias; (2) contagem e classificação na lupa binocular. A extração de microplásticos consistiu (Figura 23): na pesagem inicial das amostras; secagem na estufa a 60°C por cerca de 24 horas; pesagem da amostra seca;

peneiramento, para a remoção de materiais com diâmetro superior à 5mm (ASLAM et al., 2019); preparação da solução hipersalina, com 358,9g de NaCl para cada litro de água (BESLEY et al., 2017) (método barato e de baixo risco químico) (MILLER et al., 2017); agitação da amostra por 5 minutos; decantação dos sedimentos por 5 horas (HALL et al., 2015); remoção do material flutuante; filtração com bomba à vácuo, com o auxílio de um quitassato e um funil de porcelana; secagem dos filtros de papel qualitativos (de 5,5 cm e espessura de 205 μm), na estufa por 72 horas (THOMPSON et al., 2004; BESLEY et al., 2017).

Cada micro resíduo plástico encontrado foi contado, identificado e analisado de acordo com a classificação proposta pelo *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas* (2019), que classifica os microplásticos nas seguintes categorias: espuma plástica, fibras, filmes, fragmentos, pellets e isopor (Figura 18 e Tabela 5). Foi analisado também a morfologia e a cor de cada material encontrado, com base no mesmo manual (Tabela 4), assim como foi verificado o estado de conservação dos materiais. Estas etapas foram realizadas na lupa binocular, com o auxílio do *software ToupView*, para a análise digital dos mesmos.

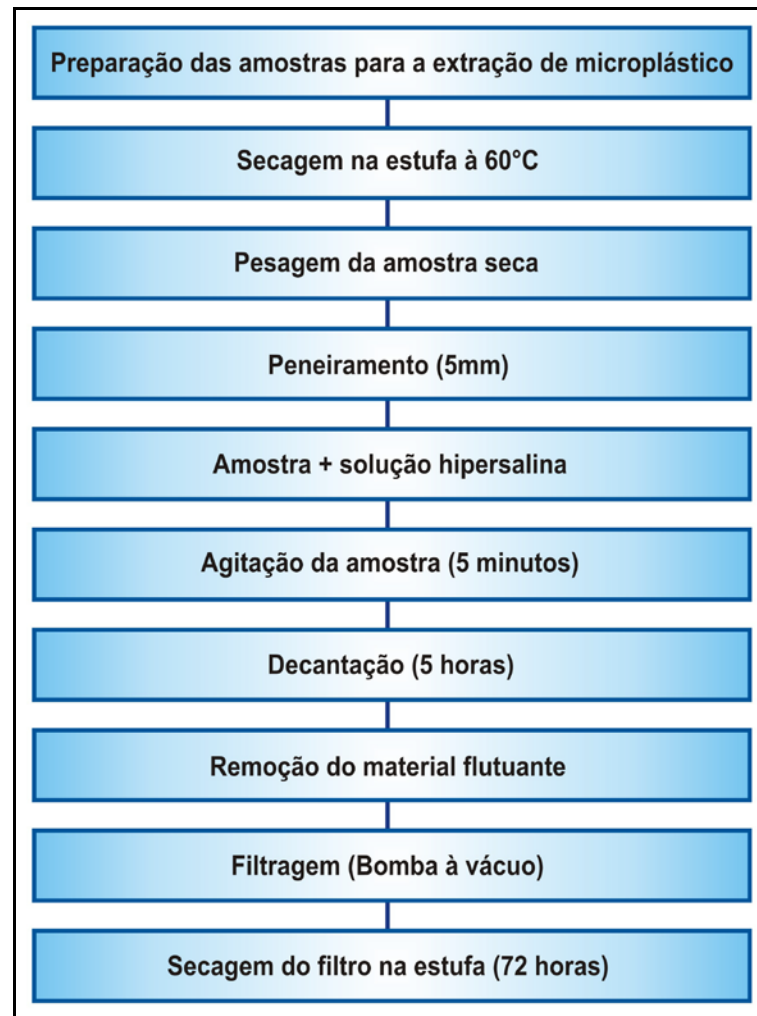
Figura 22 - Metodologia de amostragem de sedimentos (campo de maio de 2019)



Legenda: (A) linha de deixo onde foi feita a amostragem superficial de sedimentos e outros materiais; (B) delimitação de uma área de 1m² na linha de maré alta de sizígia.

Fonte: (A) Francisco Dominguez, 2019; (B) Andre Silva, 2019.

Figura 23 - Etapas da extração de microplásticos



Fonte: Besley et al, 2017, adaptado pela autora, 2020.

2.3 Análise textural (granulometria e morfoscopia) nos sedimentos

As amostras dos sedimentos das praias estudadas passaram por análises granulométrica e morfoscopia, realizadas no Laboratório de Sedimentologia do Instituto de Geociências da UFF (Universidade Federal Fluminense) e no Laboratório de Dinâmicas da Natureza da UERJ (Universidade do Estado do Rio de Janeiro), respectivamente.

Análise granulométrica

A granulometria das 14 amostras de sedimentos coletadas nas praias caribenhas contou com as seguintes etapas (Figura 24):

- (1) Lavagem das amostras com água para a retirada do sal e quaisquer resíduos encontrados nas mesmas, este procedimento foi realizado por 3 vezes durante 3 dias consecutivos;
- (2) Secagem dos sedimentos na estufa à uma temperatura média de 50°C até a secarem totalmente;
- (3) Pesagem da amostra seca;
- (4) Quarteamento das amostras, onde as mesmas foram fracionadas aleatoriamente pelo quarteador em duas partes iguais. Esta etapa foi repetida até se obter 20 gramas, aproximadamente;
- (5) Foi utilizado o Sistema de Análise de Forma e Tamanho de Partícula, com Processamento de Imagem Digital CAMSIZER (Figura 25), para medir e identificar as frações granulométricas presentes em cada amostra.

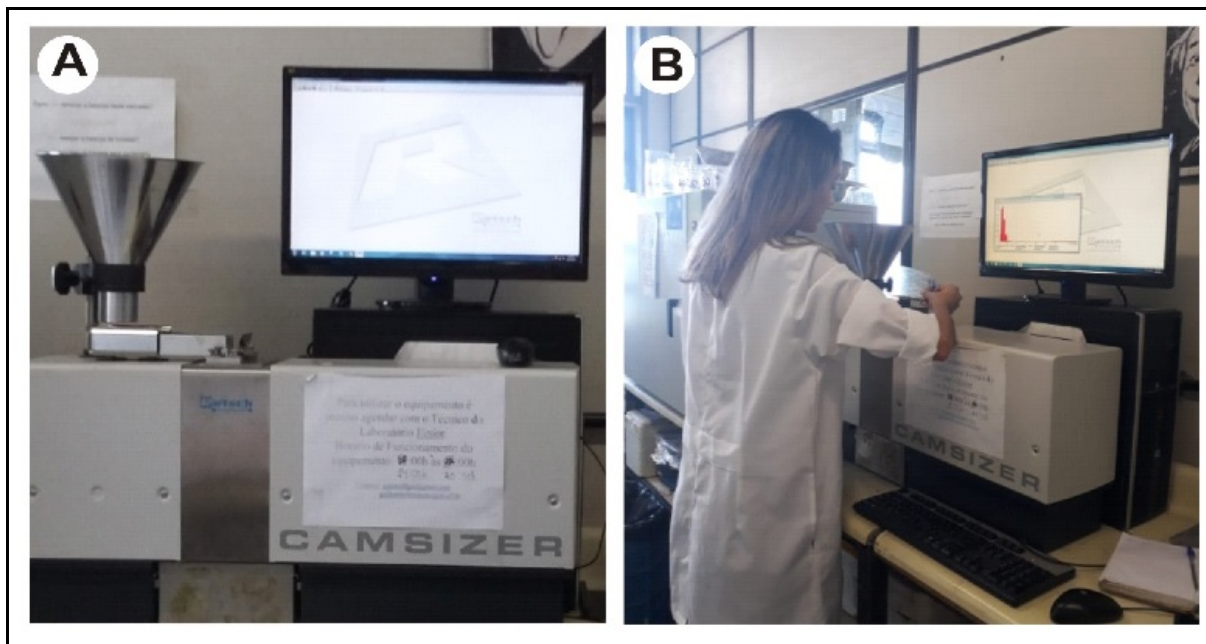
Depois da análise granulométrica foi realizada a classificação dos sedimentos, com base em Wentworth (1922) (Tabela 8).

Figura 24 - Esquema dos procedimentos laboratoriais da análise granulométrica



Fonte: A autora, 2020.

Figura 25 - Etapas da granulometria – análise no CAMSIZER



Legenda: (A) - CAMSIZER; (B) - passagem da amostra pelo equipamento.

Fonte: A autora, 2020.

Tabela 8 - Classificação granulométrica.

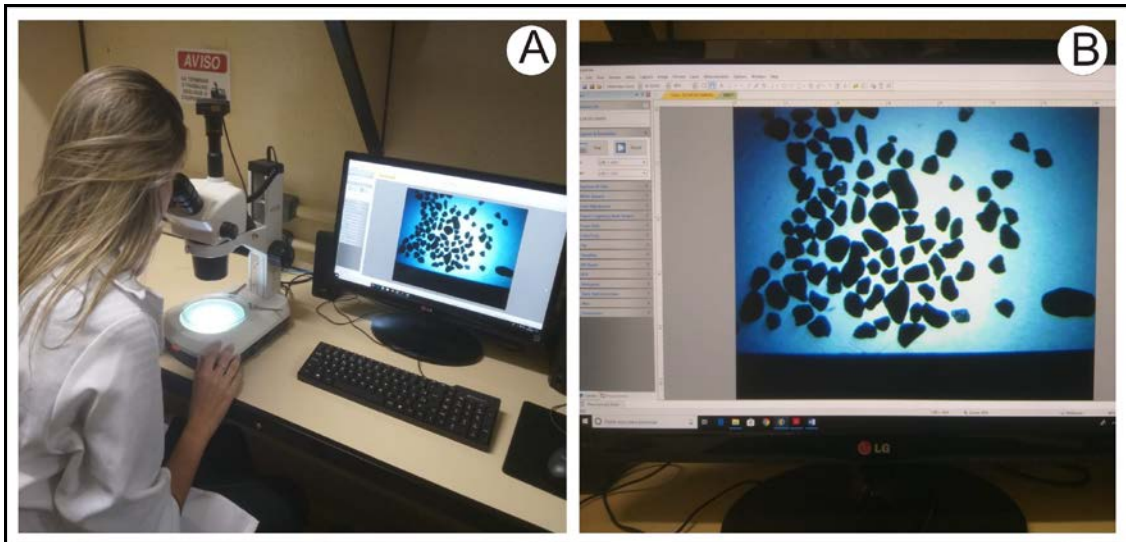
Classificação da fração predominante	Tamanho em milímetros (mm)
Cascalho	2 a 4
Areia muito grossa	1 a 2
Areia grossa	0.50 a 1.00
Areia média	0.25 a 0.50
Areia fina	0.125 a 0.25
Areia muito fina	0.062 a 0.125

Fonte: Adaptada de WENTWORTH, 1922.

Análise morfoscópica

A análise morfoscópica dos sedimentos coletados nas praias estudadas foi realizada no Laboratório de Dinâmicas da Natureza (LABDIN – UERJ/FFP). Para esta etapa foram selecionadas as frações predominantes de cada uma das praias estudadas. Foi utilizada uma lupa binocular (Figura 26), com iluminação por reflexão para a classificação do grau de arredondamento e esfericidade de no mínimo 100 grãos de cada amostra. As imagens foram capturadas com o auxílio do *software ToupView* que permite a observação em detalhes, assim como a captura de imagens bem detalhadas de cada amostra (Figura 26). A classificação morfoscópica dos sedimentos amostrados foi feita com base em Folk (1980) e Tucker (2003) (Figura 27).

Figura 26 - Análise morfológica



Fonte: A autora, 2020.

Figura 27 - Classificação do grau de arredondamento

	Bem arredondado	Arredondado	Subarredondado	Subanguloso	Anguloso	Bem anguloso
Baixa esfericidade						
Alta esfericidade						

Fonte: GRALATO, 2016, traduzido de FOLK, 1980 e TUCKER, 2003.

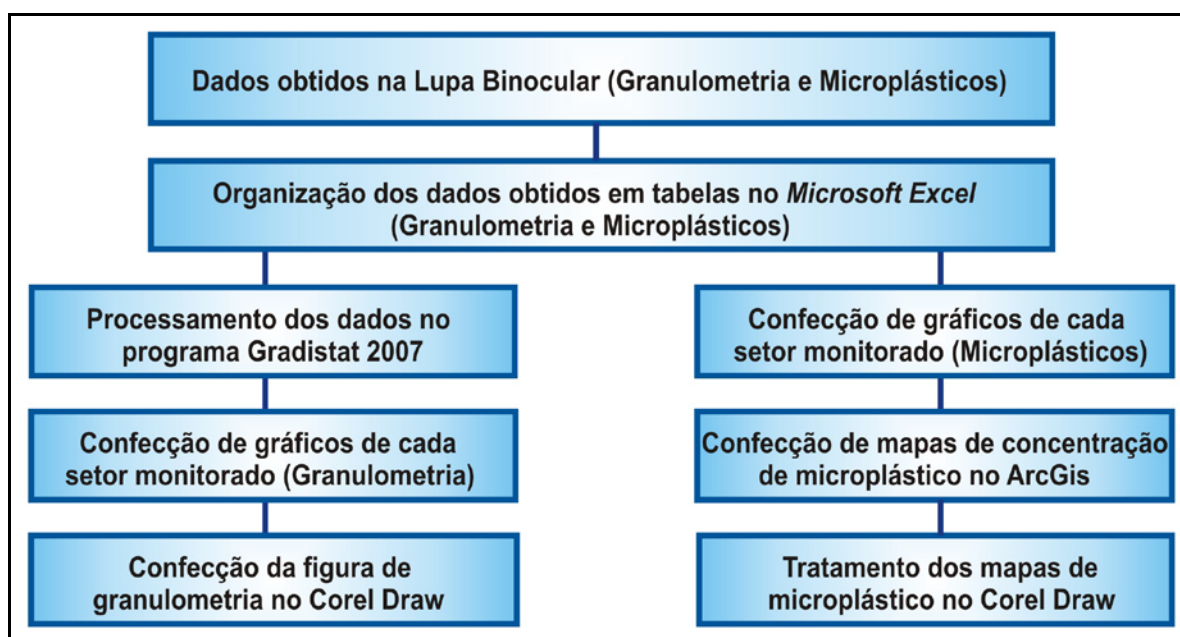
Foi observada a presença de minerais pesados nos sedimentos coletados em todas as praias estudadas. As cores dos grãos foram identificadas em laboratório com o auxílio da Carta de *Munsell* nas seguintes etapas: número da folha, seguido do número da linha e da coluna. Os sedimentos passaram por uma observação visual e em seguida, foram comparados na tabela de cores de *Munsell*, que tem por objetivo a padronização das cores através do método científico, que por meio dos códigos de cores, é possível descrever os sedimentos, levando a uma redução no risco de uma má interpretação acerca das cores dos materiais.

2.4 Tratamento e análise dos dados

Os dados obtidos por meio das análises na Lupa Binocular e com o auxílio do *software ToupView*, foram inicialmente organizados em tabelas no *Microsoft Excel*; em seguida, foram gerados os gráficos de cada setor monitorado e em cada praia (Figura 28). Os dados referentes a extração dos microplásticos e os resultados da textura dos sedimentos foram igualmente processados no *software Microsoft Excel*. Posteriormente, foram confeccionados gráficos (Figura 28) contendo as frações granulométricas identificadas em cada amostra. Todos os dados foram integrados, processados e classificados utilizando o programa GRADISTAT 2007 (BLOTT e PYE, 2001), que calculou os parâmetros estatísticos baseados em Folk e Ward (1957) e classificação granulométrica dos sedimentos modificada de Wentworth (1922).

Posteriormente, foram confeccionados mapas das concentrações dos microplásticos encontrados nos sedimentos coletados em cada praia estudada. A confecção dos mapas foi realizada nos programas *ArcGis 10.1* e no *Corel Draw*; a base cartográfica da área de estudo foi obtida na plataforma de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Figura 28 - Confeção dos gráficos de granulometria e mapas de concentração de microplásticos



Fonte: A autora, 2020.

3 RESULTADOS

As análises realizadas nos sedimentos coletados nos trabalhos de campo ocorridos em dezembro de 2017 e maio de 2019 permitiram observar a presença de micropartículas de plástico em todas as praias selecionadas para este estudo, apresentando concentrações e características bastante variadas ao longo desse trecho do litoral caribenho.

3.1 Microplásticos no litoral de Limón (dezembro de 2017)

No trabalho de campo realizado em dezembro de 2017, foi possível observar a presença de microplásticos de todos os tipos em todas as amostras coletadas nas praias selecionadas, totalizando 136 itens/m² (32,3 itens/kg⁻¹) (Tabela 9 e 10; Figura 29). Esta concentração variou de 3 à 48 micropartículas por metro quadrado (Tabela 9 e Figura 29). A praia que apresentou a maior quantidade de microplástico foi Cieneguita (Figura 1), localizada na porção noroeste do litoral de Limón; enquanto, na praia de Bananito (porção noroeste) e Gandoca (porção sudeste) (Figura 1), foram observados as menores concentrações de microplásticos neste monitoramento (Tabela 9 e Figura 29). Apesar do setor noroeste ter um ponto de monitoramento a mais do que o setor sudeste, neste primeiro foram observadas as maiores concentrações de micro resíduos sólidos.

Praias localizadas na porção noroeste

A quantidade de microplásticos encontrados nas praias estudadas no litoral de Limón em dezembro de 2017 foi maior na porção noroeste, totalizando 81 itens/m² (42,6 itens/kg⁻¹) (Tabela 9 e 10), com destaque para a praia de Cieneguita com 48 itens/m², o que representa 35% do total encontrado neste monitoramento (Tabela 9). Entre os tipos de microplásticos, verificou-se a predominância do isopor (29), seguido de fragmentos (11), pellets (7), e fibra (1) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). A maioria dos materiais observados possuíam tamanho entre 2 > 5mm (Figura 32 e Tabela 11). A morfologia variou bastante entre os microplásticos analisados, predominando o formato irregular (no caso dos isopores) (Figura 33 e Tabela 12). As cores também variaram bastante, com destaque para a cor branca dos diversos tipos de isopores encontrados (Figura 34 e Tabela 13).

Na praia do Aeroporto foram identificados 28 itens/m² (o que corresponde a 21% do total) (Tabela 9), dos quais predominaram fragmentos (18), fibras (5), pellets (4) e isopor (1) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). A maioria dos fragmentos encontrados apresentou tamanho entre 2 > 5mm (Figura 32 e Tabela 11), de formato angular (Figura 33 e Tabela 12) e cores que variaram entre transparente e azul, em sua maioria (Figura 34 e Tabela 13).

Tabela 9 - Quantidade de microplásticos encontrados nas praias estudadas

Praias		Micro partículas de plástico												Total
		Monitoramento de 2017						Monitoramento de 2019						
		Espuma	Fibra	Filme	Fragmento	Pellet	Isopor	Espuma	Fibra	Filme	Fragmento	Pellet	Isopor	
Noroeste	Cieneguita	-	1	-	11	7	29	4	11	17	61	162	35	338
	Aeroporto	-	5	-	18	4	1	-	3	1	3	173	-	208
	Bananito	-	3	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	6
	Manzanillo 1	3	6	6	20	6	-	-	-	-	1	-	-	42
Sudeste	Manzanillo 2	-	2	-	5	1	-	-	1	-	2	7	-	18
	Gandoca 1	-	-	-	3	-	-	-	3	1	-	-	-	7
	Gandoca 2	-	-	3	-	-	-	-	3	-	15	7	-	28
	Total (tipo)	3	17	9	59	18	30	4	22	19	82	349	35	
	Total geral				136						511			647

Fonte: A autora, 2020.

Tabela 10 - Quantidade de microplásticos por metro quadro e por kilograma

	Setor	Itens.m ⁻²	Itens.kg ⁻¹
2017	Noroeste	81	42,6
	Sudeste	55	16,9
2019	Noroeste	471	235,5
	Sudeste	40	14,2
Total 2017		136	32,3
Total 2019		511	106,4
Total Geral		647	70,3

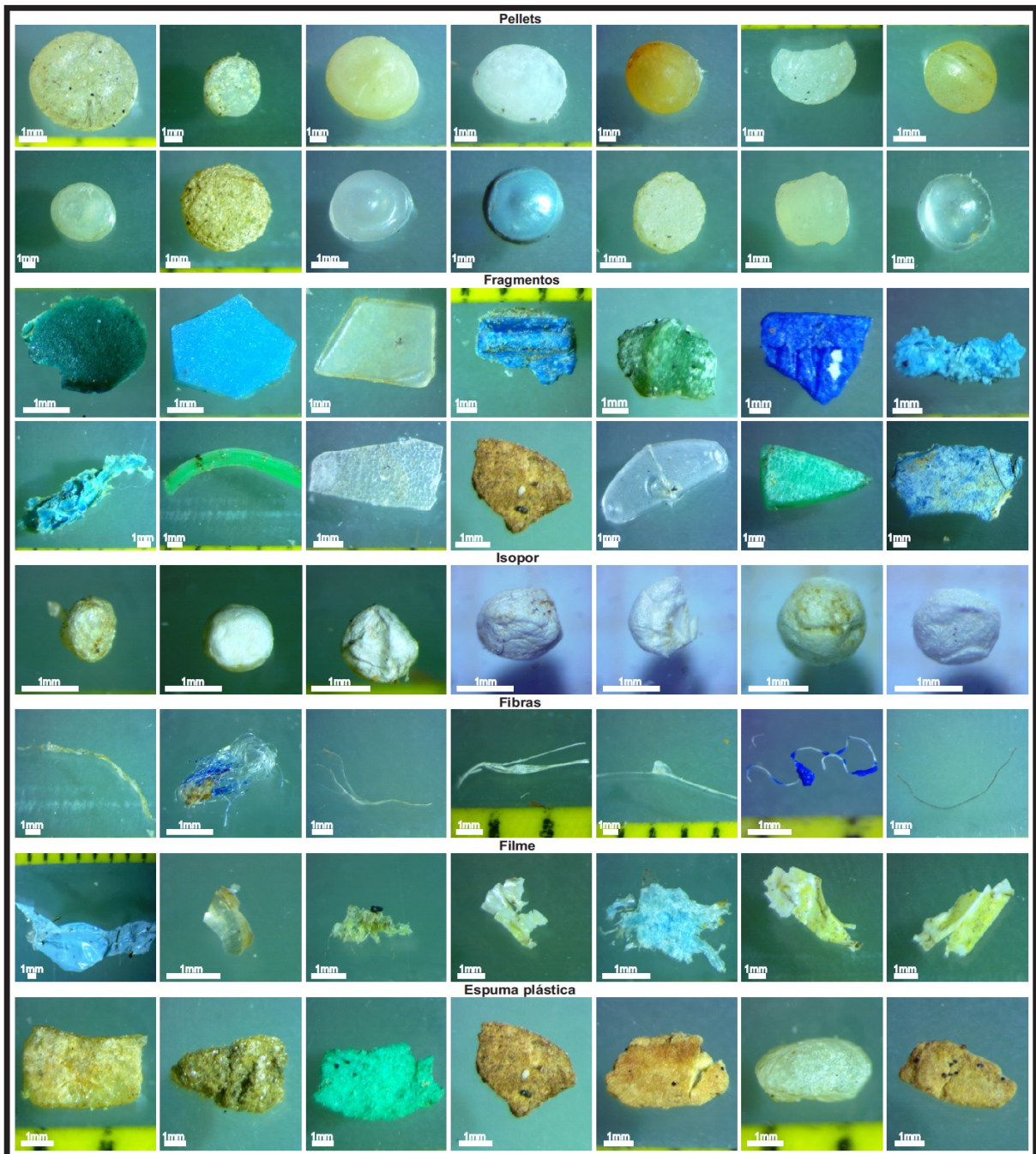
Fonte: A autora, 2020.

Na praia de Bananito foram encontrados somente 5 itens/m² (4%) (Tabela 9), dentre estes foram identificados 3 fibras e 2 fragmentos de plástico (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31), foi a única praia no setor noroeste que apresentou uma baixa concentração de microplásticos (Figura 29 e 30). Os materiais exibiram tamanho entre 2 > 5mm (Figura 32 e Tabela 11) e eram, em sua maioria, angulares (no caso dos fragmentos) e alongados (em relação as fibras) (Figura 33 e Tabela 12), e as cores mais observadas foram transparente e verde (Figura 34 e Tabela 13).

Praias localizadas na porção sudeste

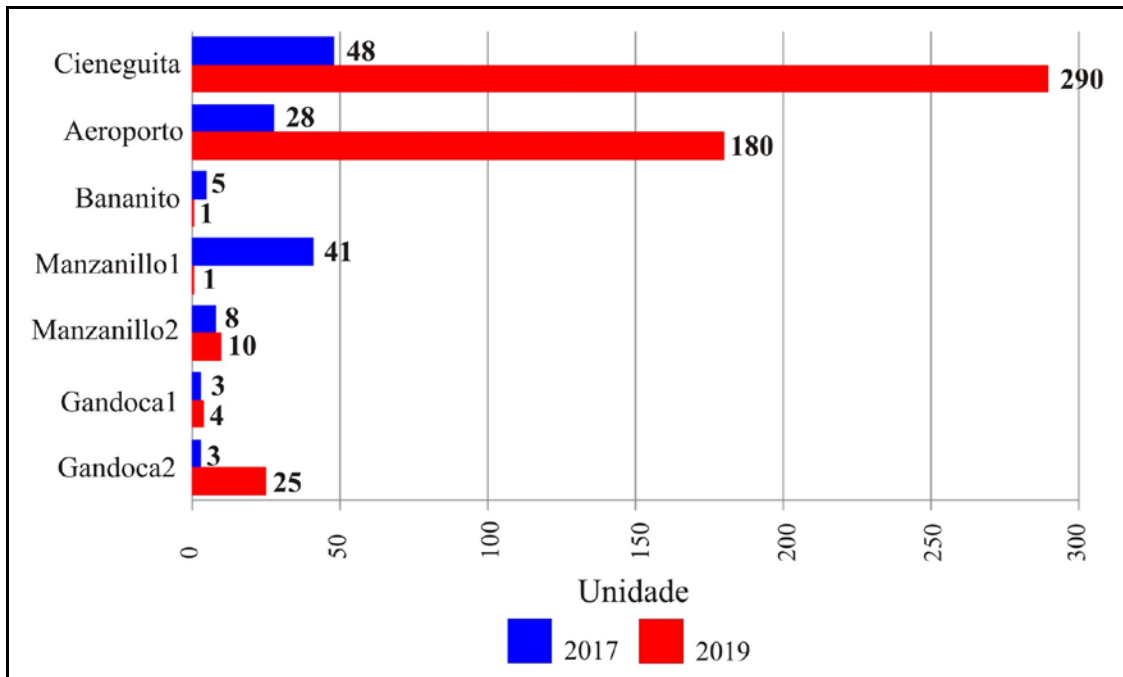
No litoral sudeste de Limón (Figura 1) no ano de 2017 foram encontradas as menores concentrações de microplástico, com o total de 55 itens/m² (23 itens/kg⁻¹) (Tabela 9 e 10). No setor 1 da praia de Manzanillo, diferentemente dos demais locais de monitoramento no litoral sudeste, foi observada uma quantidade maior de micr plásticos (Tabela 9 e Figura 30). Em Manzanillo1, por meio das análises realizadas, foram observados 41 itens/m² (30% do total geral deste monitoramento), distribuídos entre fragmentos (20), pellets (6), fibras (6), filmes (6) e espumas (3) (Tabela 9; Figura 29, 30 e 31); enquanto no setor 2 de Manzanillo observou-se apenas 8 itens/m² (6% do total dos materiais encontrados em 2017) (Tabela 9), que foram identificadas como fragmentos (5), fibras (2) e pellets (1) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). A maioria dos materiais encontrados em ambos os setores apresentaram entre 2 > 5 mm de diâmetro (Figura 32 e Tabela 11); morfologia bastante variada, com a predominância de fragmentos de plástico sub-angulares (Figura 33 e Tabela 12). As cores dos microplásticos analisados foram descritas como transparente, preto e opaco, respectivamente (Figura 34 e Tabela 13).

Figura 29 - Micropartículas de plástico encontradas nos sedimentos



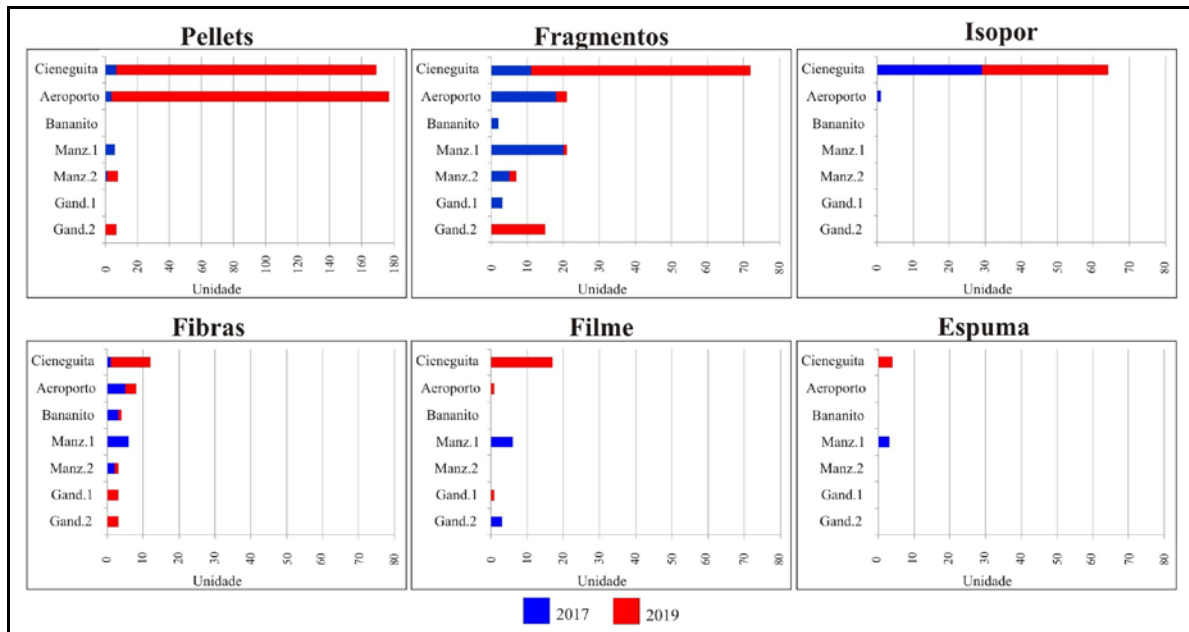
Fonte: A autora, 2020.

Figura 30 - Quantidade total de microplásticos encontrados nos sedimentos em ambos os campos 2017 e 2019



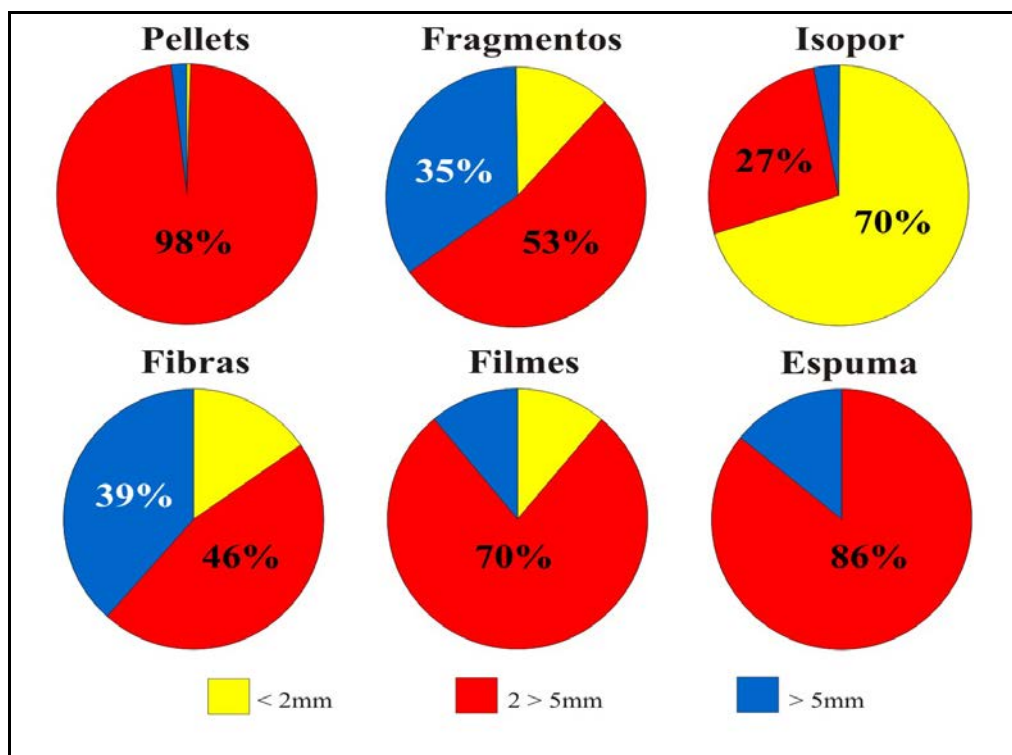
Fonte: A autora, 2020.

Figura 31 - Quantidade de microplásticos encontrados nos sedimentos



Fonte: A autora, 2020.

Figura 32 - Tamanho dos microplásticos identificados



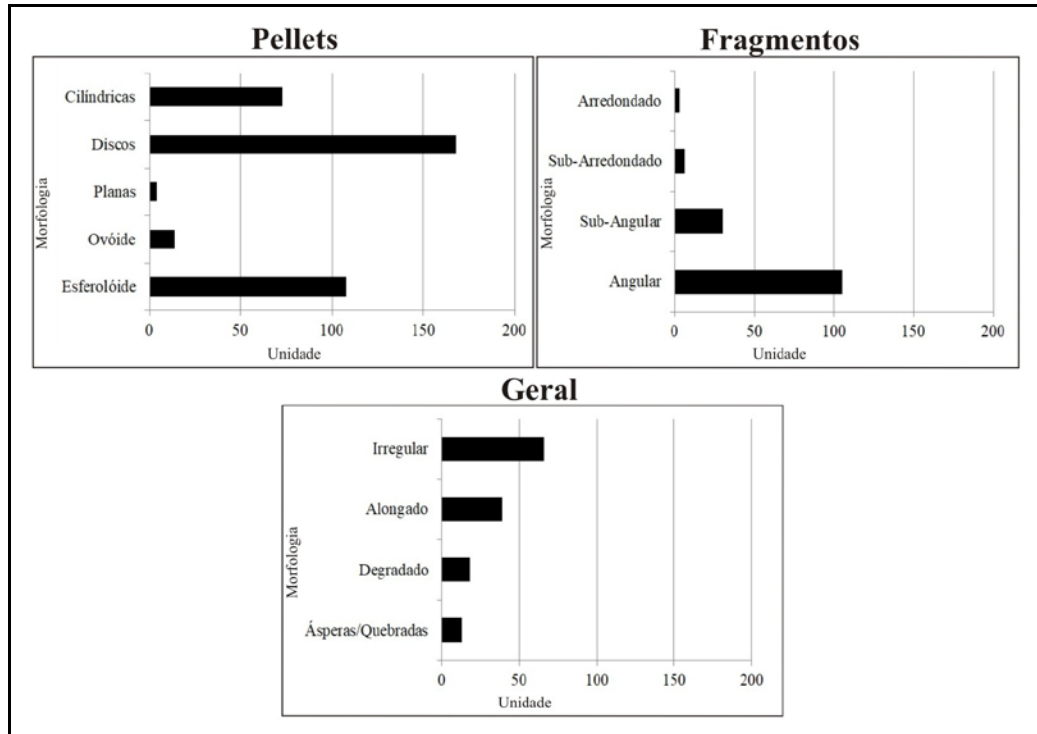
Fonte: A autora, 2020.

Tabela 11 - Tamanho dos microplásticos encontrados nos sedimentos

Tipos	Tamanho	Cieneguita	Aeroporto	Bananito	Manzanillo	Gandoca
Pellet	< 2mm	0	1	0	0	0
	2 > 5mm	169	169	0	14	7
	> 5mm	0	7	0	0	0
Fragmento	< 2mm	7	3	0	2	2
	2 > 5mm	22	15	2	17	7
	> 5mm	20	3	0	9	9
Isopor	< 2mm	45	1	0	0	0
	2 > 5mm	17	0	0	0	0
	> 5mm	2	0	0	0	0
Fibra	< 2mm	1	3	0	0	2
	2 > 5mm	6	4	4	2	2
	> 5mm	5	1	0	7	2
Filme	< 2mm	3	0	0	0	0
	2 > 5mm	15	1	0	4	1
	> 5mm	0	0	0	1	2
Espuma	< 2mm	0	0	0	0	0
	2 > 5mm	3	0	0	3	0
	> 5mm	1	0	0	0	0

Fonte: A autora, 2020.

Figura 33 - Morfologia dos microplásticos identificados



Fonte: A autora, 2020.

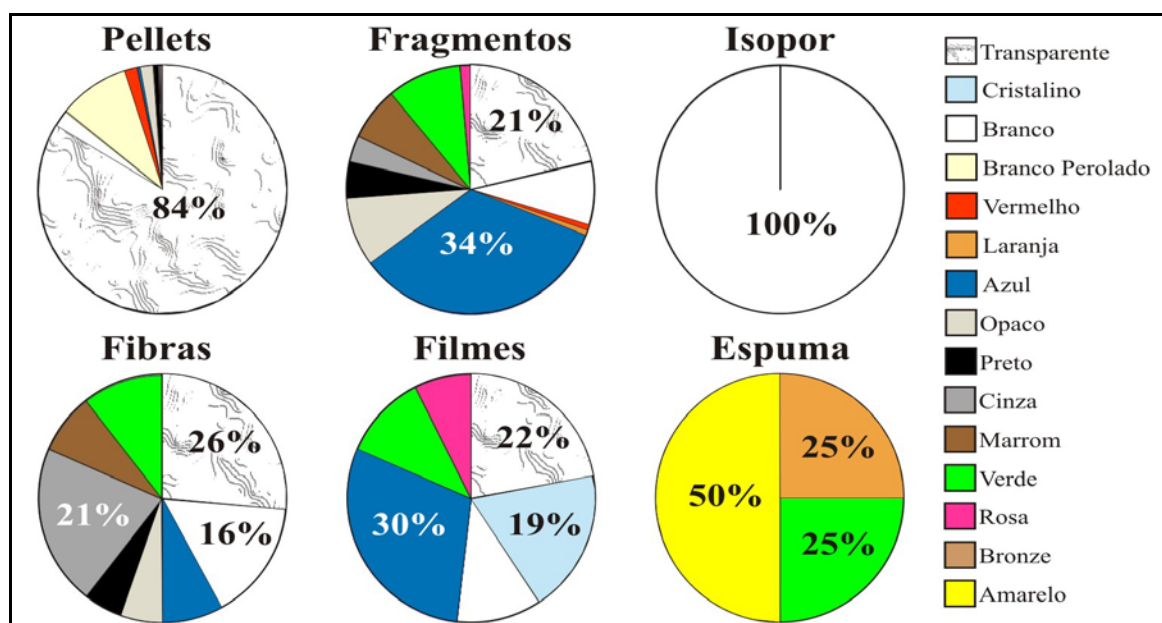
Tabela 12 - Morfologia dos microplásticos encontrados nos sedimentos

	Forma	Cieneg.	Aero.	Bananito	Manz.1	Manz.2	Gand.1	Gand.2
Pellets	Cilíndricas	2	0	0	0	1	0	0
	Discos	1	3	0	2	0	0	0
	Planas	0	0	0	0	0	0	0
	Ovóides	0	0	0	0	0	0	0
	Esferóides	4	1	0	4	0	0	0
Fragme	Arredondado	0	0	0	1	1	1	0
	Sub-arredondado	1	1	0	1	2	0	0
	Sub-angular	3	0	0	15	2	2	0
Geral	Angular	7	17	2	6	0	0	0
	Irregular	27	1	0	0	0	0	0
	Alongado	1	5	3	6	2	0	0
	Degradado	2	0	0	0	0	0	3
	Ásperas / quebradas	0	0	0	6	0	0	0
	TOTAL (2017)	48	28	5	41	8	3	3
	Forma	Cieneg.	Aero.	Bananito	Manz.1	Manz.2	Gand.1	Gand.2
Pellets	Cilíndricas	22	44	0	0	2	0	2
	Discos	65	93	0	0	4	0	0
	Planas	0	2	0	0	0	0	2
	Ovóides	0	13	0	0	1	0	0
	Esferóides	75	21	0	0	0	0	3
	Arredondado	0	0	0	0	0	0	0

Geral	Sub-arredondado	0	1	0	0	0	0	0
	Sub-angular	0	1	0	1	2	0	4
	Angular	61	1	0	0	0	0	11
	Irregular	38	0	0	0	0	0	0
	Alongado	11	3	1	0	1	3	3
	Degradado	11	1	0	0	0	1	0
	Ásperas / quebradas	7	0	0	0	0	0	0
	TOTAL (2019)	290	180	1	1	10	4	25

Fonte: A autora, 2020.

Figura 34 - Cores dos microplásticos identificados



Fonte: A autora, 2020.

Gandoca foi a praia que apresentou as menores concentrações de microplástico por ocasião do monitoramento realizado em dezembro de 2019 e também da porção sudeste deste litoral (Tabela 9). Em ambos os setores dessa praia foi encontrado a mesma quantidade de micro resíduos plásticos, sendo que no setor 1 foram contabilizados somente 3 itens/m² de fragmentos de plástico, (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31); enquanto que em Gandoca 2, foram observados apenas 3 itens/m² do tipo filme (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). Os materiais apresentaram tamanhos entre 2 > 5 mm (Figura 32 e Tabela 11). Os fragmentos exibiram uma morfologia sub-angular e os microplásticos do tipo filme estavam degradados (Figura 33 e Tabela 12); predominando nas cores cristalino (filme) e opaco (fragmentos) (Figura 34 e Tabela 13).

3.2 Microplásticos no litoral de Limón (maio de 2019)

Nas amostras de sedimentos coletadas durante o monitoramento realizado em maio de 2019, foram encontrados microplásticos em todas as praias estudadas e de todos os tipos, apresentando um total de 511 itens/m² (106,4 itens/kg⁻¹) (Tabela 9 e 10; Figura 29 e 30). Esta concentração variou de 1 à 290 micro partículas por m² e representa um quantidade quase 4 vezes maior em relação ao monitoramento anterior, quando foram encontrados somente 136 microplásticos nas mesmas áreas (Tabela 9 e Figura 29 e 30).

Praias localizadas na porção noroeste

A praia de Cieneguita, tal como no monitoramento anterior, foi a que apresentou a maior quantidade de microplásticos nos sedimentos, com 290 itens descritos, o que corresponde a 57% do total de materiais contabilizados nesse monitoramento (Tabela 9 e Figura 29 e 30). Entre os materiais analisados, os pellets são predominantes (162); seguido por fragmentos (61), isopor (35), filmes (17), fibras (11) e espuma (4) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). Os microplásticos encontrados, em sua maioria, apresentaram tamanho predominando no intervalo entre 2 > 5mm (Figura 32 e Tabela 11), com predominância de partículas com formatos esferóide (no caso dos pellets) e angular (em relação aos fragmentos) (Figura 33 e Tabela 12). As cores dos microplásticos analisados variaram bastante, com destaque para os pellets transparentes, além de alguns estarem com um aspecto desgastado; fragmentos predominaram na cor azul e isopores estavam em sua maioria na cor branca (Figura 34 e Tabela 13).

Tabela 13 - Cores dos microplásticos encontrados nos sedimentos

Cores	Espuma	Fibra	Filme	Fragmento	Pellets	Isopor	Total
Transparente	-	10	6	31	306	-	353
Cristalino	-	-	5	-	-	-	5
Branco	-	6	3	12	8	65	95
Branco perolado	-	-	-	-	34	-	34
Vermelho	-	-	-	1	-	-	1
Laranja	1	-	-	1	6	-	8
Azul	-	3	8	49	1	-	61

Opaco	-	2	-	13	7	-	23
Preto	-	2	-	7	2	-	11
Cinza	-	8	-	5	1	-	14
Marrom	-	3	-	10	-	-	13
Verde	1	4	3	14	-	-	22
Rosa	-	-	2	2	-	-	4
Bronze	-	-	-	-	1	-	1
Amarelo	2	-	-	-	-	-	2
Total	4	38	27	145	366	65	647

Fonte: A autora, 2020.

A praia do Aeroporto apresentou a segunda maior concentração de microplásticos entre todos os locais monitorados na área de estudo, com um total de 180 itens/m², o que equivale a 35% do total de materiais encontrados no ano de 2019 (Tabela 9). Entre os microplásticos analisados, foram identificados pellets (173), como sendo o tipo predominante; seguido por fragmentos (3), fibras (3) e filme (1) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). Grande parte dos microplásticos encontrados mediam entre 2 > 5mm (Figura 32 e Tabela 11), com o predomínio de materiais no formato de disco (no caso dos pellets), que estavam em sua maioria na cor transparente (Figura 33 e 34; Tabela 12 e 13).

A praia de Bananito apresentou, tal como no monitoramento anterior, a menor concentração de microplásticos entre as praias localizadas na porção noroeste do litoral estudado (Tabela 9), com apenas 1 item/m² do tipo fibra (Tabela 9 e Figura 29 e 30). A fibra apresentou entre 2 > 5mm (Figura 32 e Tabela 11), com formato alongado (Figura 33 e Tabela 12) e na cor azul (Figura 34 e Tabela 13).

Praias localizadas na porção sudeste

Na porção sudeste do litoral de Limón (Figura 1) foram encontradas as menores concentrações de microplástico quando comparado a porção noroeste (Tabela 9 e Figura 29 e 30). Os setores da praia de Manzanillo apresentaram uma quantidade relativamente baixa de microplásticos (Tabela 9). Em Manzanillo 1 foi encontrado a menor concentração de micro partículas desta porção, apenas 1 item/m² do tipo fragmento de plástico < 2mm (Figura 32 e Tabela 11), com formato sub-angular (Figura 33 e Tabela 12), na cor rosa (Figura 34 e Tabela 31). No setor 2 da praia de Manzanillo foram identificados 10 itens/m² de micro resíduos (Tabela 9). Os microplásticos encontrados foram classificados como pellets (7), fragmentos

(2) e fibra (1) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). Dentre esses materiais, houve o predomínio de partículas com $2 > 5\text{mm}$ (Figura 32 e Tabela 11), com forma de disco (no caso dos pellets) (Figura 33 e Tabela 12) e na cor azul (em relação aos fragmentos) (Figura 34 e Tabela 13).

Na praia de Gandoca foram observadas em 2019 as maiores concentrações de microplásticos da porção sudeste do litoral estudado (Tabela 9), totalizando 29 itens/m², sendo Gandoca 2, o setor com a maior quantidade de micro resíduos plásticos, com 25 itens/m² (5%, sendo a terceira maior concentração observada neste monitoramento). Entre os microplásticos analisados foram identificados: fragmentos (15), pellets (7) e fibras (3) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). No setor 1 de Gandoca foram encontrados apenas 4 itens/m², com fibras (3) e filme (1) (Tabela 9 e Figura 29, 30 e 31). Esse materiais variaram de tamanho entre 2 e 5mm (Figura 32 e Tabela 11); em sua maioria com formato angular (no caso dos fragmentos plásticos) (Figura 33 e Tabela 12) e predominando na cor transparente (Figura 34 e Tabela 13).

3.3 Caracterização dos sedimentos das praias estudadas no litoral de Limón

A análise granulométrica e a morfoscopia dos sedimentos (Figura 35) no litoral de Limón (Figura 1) permitiram caracterizar os materiais presentes nas praias estudadas. Neste sentido, são aqui apresentados os resultados da textura dos sedimentos superficiais das praias estudadas, o que permitiu a classificação das areias e a caracterização da morfologia dos grãos predominantes nos diferentes trechos estudados ao longo da costa caribenha.

Praia de Cieneguita

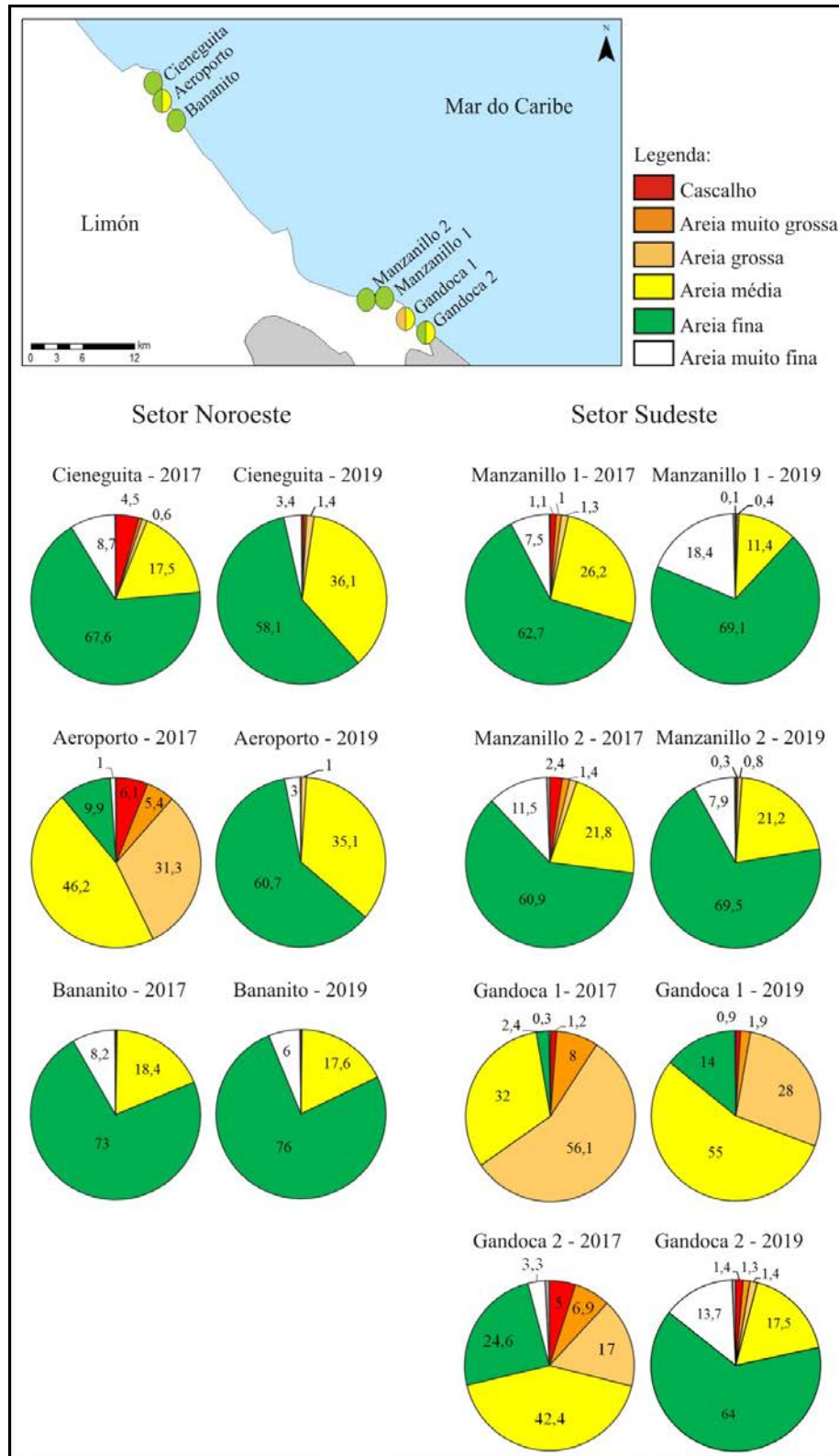
A análise granulométrica dos sedimentos coletados em dezembro de 2017 na praia de Cieneguita aponta para o predomínio de areia fina (67,6%); seguida em menor proporção por areia média (17,5%), areia muito fina (8,7%), cascalho (4,5%), areia grossa (1%) e areia muito grossa (0,6%) (Figura 35 e Tabela 14). Os resultados das análises nos sedimentos coletados em 2019, mostram poucas variações em relação aos resultados obtidos em 2017 e indicam a predominância de areia fina (58,1%) e média (36,1%); com areia muito fina (3,4%), areia grossa (1,4%), cascalho (0,5%) e areia muito grossa (0,4%) em menor quantidade (Figura 35 e Tabela 14). Observou-se o predomínio de sedimentos moderadamente selecionados em ambas as amostragens (Figura 35 e Tabela 14). Estes exibiram grau de

arredondamento que variou de subangular a subarredondado no pós-praia, com um baixo grau de esfericidade; com o predomínio de grãos subangulares (74% em 2017; 49% em 2019) (Tabela 14 e Figura 35). Foi observado também a presença de minerais pesados na cor cinza acastanhado claro (5YR 7/1) (Tabela 14 e Figura 36).

Praia do Aeroporto

A granulometria dos sedimentos da praia do Aeroporto não apresentou muitas variações; com o predomínio de areia fina (58,7%) e areia média (31,3%), seguida por areia muito fina (7%) e cascalho (1,2%); as frações areia muito grossa e grossa somadas representaram apenas (3%) em 2017 (Figura 35 e Tabela 14). A granulometria da praia do Aeroporto em 2019 é representada na sua quase totalidade por areias fina (60,7%) e média (35,1%); as demais frações são representadas por areia muito fina (3%), areia grossa (1%) e cascalho (0,1%) (Figura 35 e Tabela 14). Nota-se que os sedimentos dessa praia são bastante homogêneos entre os períodos de monitoramento (2017 e 2019). Os sedimentos da praia do Aeroporto são moderadamente selecionados e exibem grau de arredondamento que varia de subangular a subarredondado no pós-praia, com predomínio de grãos subangulares (71% - 2017; 74% - 2019) e baixa esfericidade (Tabela 14 e Figura 35). Observou-se também a presença de minerais pesados nos sedimentos, que foram identificados como cinza acastanhado claro (5YR 7/1) (Tabela 14 e Figura 36).

Figura 35 - Granulometria dos sedimentos das praias de Limón



Legenda: Os gráficos de pizza presentes no mapa são referentes a fração predominante encontrada nos trabalhos de campo de 2017 e 2019.

Fonte: A autora, 2020.

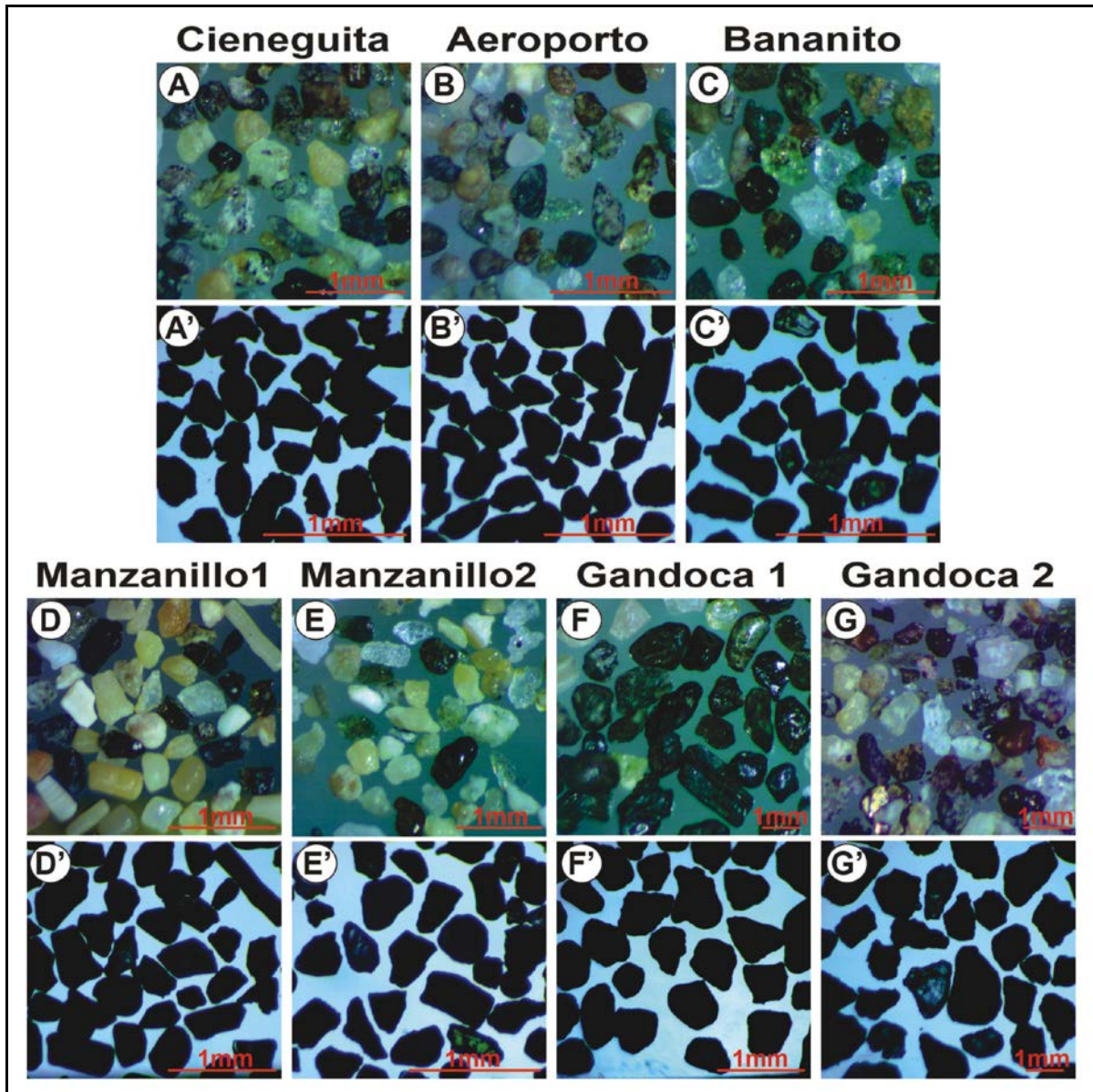
Tabela 14 - Análise granulométrica e morfoscópica dos sedimentos das praias estudadas

ID	Praia	Ano	Cas. (%)	Areia (%)					Lama (%)	Granulometria (0,500mm/0,250 mm/0,125mm)	Morfoscopia	Cor (Carta de Munsell)
				AMG	AG	AM	AF	AMF				
1	Cieneguita	2017	4,5	0,6	1	17,5	67,6	8,7	0,1	Areia Fina	Subangular (79%)	5YR 7/1 Cinza acastanhado claro
2	Cieneguita	2019	0,5	0,4	1,4	36,1	58,1	3,4	0,1	Areia Fina	Subangular (49%)	5YR 7/1 Cinza acastanhado claro
3	Aeroporto	2017	1,2	0,6	1,1	31,3	58,7	7	0,1	Areia Fina	Subangular (71%)	5YR 7/1 Cinza acastanhado claro
4	Aeroporto	2019	0,1	0	1	35,1	60,7	3	0,1	Areia Fina	Subangular (74%)	5YR 7/1 Cinza acastanhado claro
5	Bananito	2017	0	0,1	0,2	18,4	73	8,2	0,1	Areia Fina	Subangular (76%)	10YR 5/1 Cinza-acastanhado
6	Bananito	2019	0	0	0,2	17,6	76	6	0,2	Areia Fina	Subangular (72%)	10Y 3/1 Oliva-escuro
7	Manz. 1	2017	2,4	1,4	1,4	21,8	60,9	11,5	0,6	Areia Fina	Subangular (79%)	5YR 7/1 Cinza acastanhado claro
8	Manz. 1	2019	0,1	0,2	0,4	11,4	69,1	18,4	0,4	Areia Fina	Subangular (75%)	2.5GY 3/1 Cinza oliva-escuro
9	Manz. 2	2017	1,1	1	1,3	26,2	62,7	7,5	0,2	Areia Fina	Subangular (79%)	10Y 8/8 Cinza-claro
10	Manz. 2	2019	0,1	0,3	0,8	21,2	69,5	7,9	0,2	Areia Fina	Subangular (78%)	5YR 7/1 Cinza acastanhado claro
11	Gandoca1	2017	1,2	8	56,1	32	2,4	0,3	0	Areia Grossa	Subangular (58%)	5G 3/1 Cinza esverdeado escuro
12	Gandoca1	2019	0,9	1,9	28	55	14	0,2	0	Areia Média	Subangular (76%)	5G 3/1 Cinza esverdeado escuro
13	Gandoca2	2017	5	6,9	17	42,4	24,6	3,3	0,8	Areia Média	Subangular (70%)	5G 3/1 Cinza esverdeado escuro
14	Gandoca2	2019	1,4	1,3	1,4	17,5	64	13,7	0,7	Areia Fina	Subangular (73%)	5G 3/1 Cinza esverdeado escuro

Legenda: Cas. – Cascalho; AMG – Areia muito grossa; AG – Areia grossa; AM – Areia média; AF – Areia fina; AMF – Areia muito fina.

Fonte: A autora, 2020.

Figura 36 - Morfoscopia dos sedimentos das praias estudadas



Fonte: A autora, 2020.

Praia de Bananito

Em Bananito, assim como nas demais praias, não foram observadas grandes diferenças granulométricas entre os monitoramentos. Em 2017, a granulometria aponta para a predominância da fração areia fina (73%); em menores quantidades aparecem a areia média (18,4%), muito fina (8,2%), grossa (0,2%) e muito grossa (0,1%) (Figura 35 e Tabela 14). Os resultados de 2019 apontam para um padrão bastante semelhante ao apresentado anteriormente, com areia fina (76%) predominando, seguida por areia média (17,6%), muito fina (6%) e grossa (0,2%) (Figura 35 e Tabela 14). Os sedimentos superficiais da praia de Bananito são em geral bem selecionados e a morfoscopia aponta para a maior predominância

de grãos subangulares (76% - 2017; 72% - 2019), variando para subarredondados, em geral com uma baixa esfericidade (Tabela 14 e Figura 35). Nos sedimentos constatou-se a presença significativa de minerais pesados. A cor variou entre cinza-acastanhado (10YR 5/1) em 2017 e oliva-escuro (10Y 3/1) em 2019 (Tabela 14 e Figura 36).

Praia de Manzanillo

A granulometria dos sedimentos da praia de Manzanillo apresentou um padrão bastante homogêneo entre os locais de monitoramento (Figura 35 e Tabela 14). No setor 1 (2017) predominou areia fina (62,7%), com areia média (26,2%), areia muito fina (7,5%), areia grossa (1,3%), cascalho (1,1%) e areia muito grossa (1%) em menor quantidade (Tabela 14); enquanto no mesmo setor em 2019 a areia fina predominou (69,1%), seguida de areia muito fina (18,4%), areia média (11,4%), areia grossa (0,4%), lama (0,4%), areia muito grossa (0,2%) e cascalho (0,1%) em quantidades menores (Tabela 14). Nos dois monitoramentos, os sedimentos coletados se apresentaram moderadamente selecionados; com grãos predominantemente subangulares (79% - 2017; 75% - 2019) e de baixa esfericidade (Tabela 14). A presença de minerais pesados na composição dos sedimentos da praia neste setor do litoral do caribe é notável. A cor dos materiais que compõem a praia variou entre cinza acastanhado claro (5YR 7/1) em 2017 e cinza oliva-escuro (2.5GY 3/1) em 2019 (Tabela 14 e Figura 36).

No setor 2 da praia de Manzanillo em 2017, constatou-se a predominância das frações areia fina (60,9%) e média (21,8%), seguida por areia muito fina (11,5%), cascalho (2,4%), areia muito grossa (1,4%), areia grossa (1,4%) e lama (0,6%) (Figura 35 e Tabela 14). Em 2019, verificou-se o predomínio de areia fina (69,5%) e areia média (21,2%), com areia muito fina (7,9%), areia grossa (0,8%), areia muito grossa (0,3%), lama (0,2%) e cascalho (0,1%) em menores quantidades (Figura 35 e Tabela 14). As areias são em geral moderadamente selecionadas, com grãos predominantemente subangulares (79% - 2017; 78% - 2019) (Tabela 14) e de baixa esfericidade. A composição dos materiais da praia é semelhante à observada no setor 1, com presença expressiva de minerais pesados e cor variando entre cinza-claro (10Y 8/8) em 2017 e cinza acastanhado claro (5YR 7/1) (Tabela 14 e Figura 36).

Praia de Gandoca

A granulometria dos sedimentos da praia de Gandoca apresentou variações significativas entre os setores 1 e 2, assim como no mesmo setor entre 2017 e 2019 (Figura 35). No setor 1 em 2017, verificou-se a predominância de areias grossa (56,1%) a média

(32%), com areia muito grossa (8%), areia fina (2,4%), cascalho (1,2%) e areia muito fina (0,3%) em menor quantidade (Tabela 14); já em 2019, houve a predominância de areias média (55%) a grossa (28%), seguida por areia fina (14%), areia muito grossa (1,9%), cascalho (0,9%) e areia muito fina (0,2%) (Tabela 14). Em ambos os monitoramentos, os grãos se apresentaram moderadamente selecionados (Figura 35 e Tabela 14), com baixa esfericidade e grau de arredondamento variando entre angular (58% - 2017, 76% - 2019) e subarredondado (Tabela 14). A presença de minerais pesados nos sedimentos é marcante e a cor foi classificada como cinza esverdeado escuro (5G 3/1) (Tabela 14 e Figura 36).

No setor 2, verificou-se em 2017 a predominância de areias mal selecionadas, nas frações areia média (42,4%) e fina (24,6%); em menor quantidade aparecem a areia grossa (17%), areia muito grossa (6,9%), cascalho (5%), areia muito fina (3,3%) e lama (0,8%) (Figura 35 e Tabela 14). Em 2019, constatou-se o predomínio de sedimentos moderadamente selecionados, representados principalmente por areia fina (64%); seguida de areia média (17,5%) areia muito fina (13,7%), areia muito grossa (1,3%), areia grossa (1,4%), cascalho (1,4%) e lama (0,7%) (Figura 35 e Tabela 14). Esses grãos são predominantemente subangulares (70% - 2017, 73% - 2019) (Tabela 14) e de baixa esfericidade. A composição dos materiais da praia é semelhante à observada no setor 1, com presença expressiva de minerais pesados na cor cinza esverdeado escuro (5G 3/1) (Tabela 14 e Figura 36).

4 DISCUSSÃO

Os microplásticos presentes em ambientes marinhos e costeiros são uma grande ameaça aos ecossistemas (AVIO et al., 2017), o que torna necessária a realização de pesquisas voltadas para a investigação das prováveis áreas fonte e de acumulação existentes pelo mundo. Os dados aqui apresentados compõem o primeiro estudo realizado no Caribe sul da Costa Rica sobre a ocorrência de microplásticos nas praias da região. Trata-se, portanto, de um estudo pioneiro e que representa um grande esforço institucional e de cooperação internacional entre a UERJ (Brasil) e a UNA (Costa Rica). Este estudo permitiu identificar e classificar os microplásticos ao longo do litoral sul do Caribe (Figura 1); que foram encontradas em todas as amostras coletadas nas praias estudadas, com uma ampla e variada distribuição, envolvendo os tipos microplásticos mais descritos (Figura 37 e 38). A distribuição irregular de microplásticos ao longo de uma determinada costa, como aqui encontrado (Figura 37 e 38), também foi observada em outras praias do mundo, como em Taiwan (KUNZ et al., 2016), em Mumbai, na Índia (JAYASIRI et al., 2013), no litoral da província de Shandong, no leste da China (ZHOU et al., 2018), entre outros (Tabela 15). No litoral fluminense, na enseada de Jurujuba (Brasil), por exemplo, as concentrações de microplásticos variaram entre o mínimo de 11 e o máximo de 201 itens/m² ao longo da costa (CASTRO et al., 2020). O mesmo ocorreu no litoral caribenho da Colômbia, onde as concentrações de microplásticos variaram entre o mínimo de 3 e o máximo de 1387 itens microplásticos/ m² (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020b).

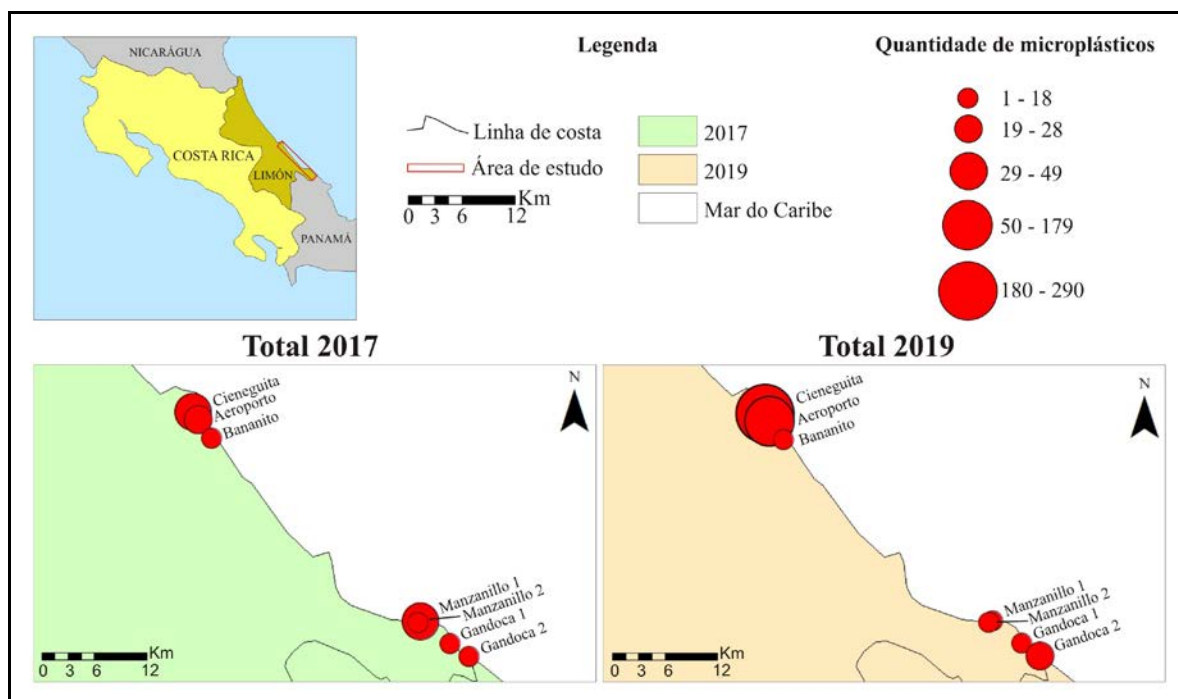
Tabela 15 – Concentração de microplásticos em algumas praias do mundo e métodos de amostragem de sedimentos superficiais

Localização	Área	Metodologia	Metodologia de extração	Concentração(itens.kg ⁻¹)	Média (itens·m ²)	Referencia
Grécia	Praias insulares	Transecto - 1,0 x 1,0m (superficial)	Peneiras	-	130,52 itens·m ²	Kaberi et al., 2013
Filipinas	Baía	Transecto - 1,0 x 1,0m (superficial)	Separação usando peneiras e filtração	-	17,8 itens·m ²	Kalnasa et al., 2019
China	Praias abrigadas	Superficial	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	1.3-14,712.5. kg ⁻¹	9,07 itens·m ²	Zhou et al., 2018
Guatemala	Praias expostas	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	30 itenskg ⁻¹	279 itens·m ²	Mazariegos-Ortiz et al., 2020
Colômbia	Praias expostas	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Peneiras	-	112±103 itens·m ⁻²	Garcés-Ordóñez et al., 2020a
Colômbia	Praias expostas e insulares	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução hipersalina	-	318±314 itens·m ²	Garcés-Ordóñez et al., 2020b
Panamá	Praias expostas e abrigadas	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	294±316 itens·m ²	Borrero et al., 2020
Brasil	Baía	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	166,50 itens.kg ⁻¹	543 itens.m ⁻²	Castro et al., 2020
Brasil	Praia exposta	Transecto - (superficial)	Peneiras	-	0,29 itens.cm ⁻²	Costa et al., 2010
Peru	Praias expostas	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	89,7±143,5 itens·m ⁻²	De-la-Torre et al., 2020

Dubai	Baía	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução de iodeto de potássio	59,71 itens·kg ⁻¹	-	Aslam et al., 2019
Qatar	Baía	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando as soluções saturadas de cloreto de sódio e iodeto de potássio	13,5 itens·kg ⁻¹	81 itens·m ⁻²	Abayomi et al., 2017
Portugal	Praias expostas	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	185,1 itens·m ²	Martins e Sobral et al., 2011
Portugal	Praias expostas	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	-	666±2642 itens·m ²	Antunes et al., 2018
Índia	Baía	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	7,49 itens·kg ⁻¹	68,83 itens·m ²	Jayasiri et al., 2013
Taiwan	Praias abrigadas	Transecto - 0,5 x 0,5cm (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	0,771 itens.g	0,0125 itens·m ³	Kunz et al., 2016
Costa Rica	Praias expostas	Transecto - 1,0 x 1,0m (superficial)	Separação por densidade usando solução saturada de cloreto de sódio	70,3 itens·kg ⁻¹	647 itens·m ²	Madureira, 2020

Fonte: A autora, 2020.

Figura 37 - Concentração de microplásticos por monitoramento



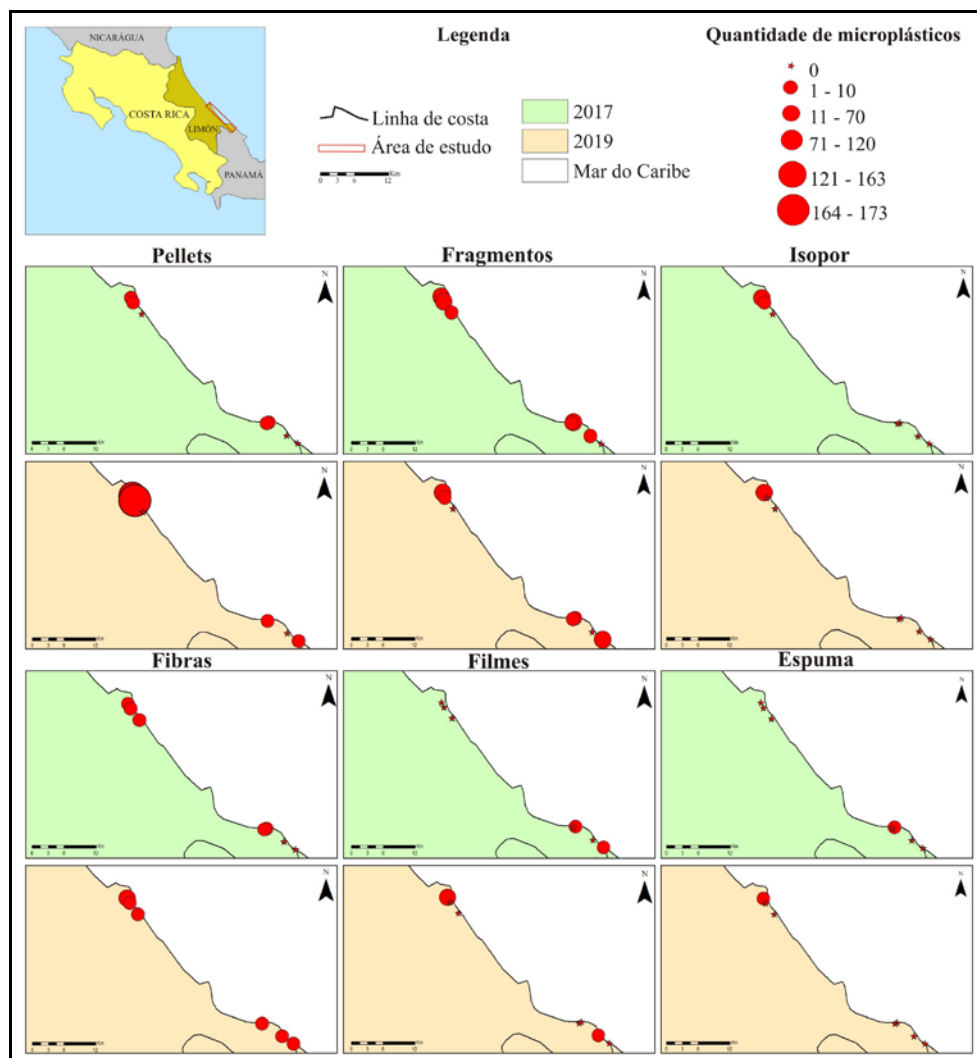
Fonte: A autora, 2020.

Segundo Wilber (1987) micro partículas de plástico são encontradas em todo o Caribe, com concentrações que variam entre 200 e 10.000 microplásticos por m^2 , semelhante ao encontrado em algumas praias neste estudo, como Cieneguita ($338 \text{ itens}/m^2$) e Aeroporto ($208 \text{ itens}/m^2$) (Tabela 9 e Figura 29 e 30). As análises laboratoriais realizadas nas amostras de sedimentos permitiram identificar o total geral de 647 itens ($70,3 \text{ itens}.kg^{-1}$) de microplásticos, considerando-se os sete locais monitorados, o que corresponde ao valor médio de $92,4 \text{ itens}.m^{-2}$ ($70,3 \text{ itens}.kg^{-1}$) (Tabela 9). Uma grande variação espacial na concentração desses materiais foi observada, principalmente quando comparadas as duas coletas realizadas (Figura 29 e 30). A quantidade de microplásticos identificados no monitoramento de maio de 2019 variou de 1 à 290 partículas por m^2 , totalizando $511 \text{ itens}.m^{-2}$ ($106,4 \text{ itens}.kg^{-1}$), o que representa 79% de todo o material encontrado (2017 e 2019). No monitoramento realizado em dezembro de 2017, observou-se de 3 à 48 itens, totalizando $136 \text{ itens}/m^2$ ($32,3 \text{ itens}/kg^{-1}$), o que equivale a 21% do total (Tabela 9 e Figura 29 e 30).

Acredita-se que essa considerável diferença no acúmulo desses materiais se deva aos diferentes usos do litoral de Limón, onde no setor noroeste observa-se uma área mais urbanizada, com a presença de um porto e um aeroporto; enquanto no setor sudeste, existem diversas áreas preservadas, incluindo os parques nacionais, diversas áreas voltadas para as atividades turísticas, com destaque para Manzanillo (Figura 39). Retama et al. (2016), após

estudar a contaminação de microplásticos em praias no litoral do México, concluem que as concentrações variam em sua maioria conforme os usos distintos, com áreas que dispõem de uma boa infraestrutura voltada para o turismo, aeroportos, contrastando com áreas onde predominam unidades de conservação como o Parque Nacional Huatulco. Outro agente importante que pode ter contribuído na maior concentração de micro partículas no campo de maio de 2019 foi uma forte chuva ocorrida 3 dias antes da coleta, que elevou o nível do rio Cieneguita fazendo com que este despejasse uma elevada quantidade de materiais no mar, que posteriormente foram distribuídos ao longo da praia pela ação de correntes, conforme apontado por Karthik et al (2018) que pontuou que em períodos de chuvas intensas, o nível dos rios tende a se elevar, concentrando um maior número de microplásticos nas praias adjacentes. Tais diferenças temporais são semelhantes ao observado em praias do litoral caribenho da Colombia, em um estudo realizado por Garcés-Ordóñez et al. (2020b).

Figura 38 - Concentração de microplásticos



Fonte: A autora, 2020.

O giro subtropical do Atlântico Norte, que se encontra próximo ao Caribe, acumula uma das maiores quantidades de microplásticos (ERIKSEN et al., 2014), contudo, por se tratar de uma região de rota de furacões, estes podem dispersar os resíduos concentrados nos giros, o que possivelmente pode representar uma fonte com enorme potencial para a poluição por este material nas proximidades da área de estudo. Law et al. (2010) por exemplo, realizaram um estudo em águas superficiais na região do Caribe e encontraram entre os anos de 1986 e 2008, uma média de 1.414 materiais por km², comprovando a importância da contribuição do giro para o acúmulo de partículas em diversas áreas do Caribe.

A concentração de microplásticos nas praias estudadas (Figuras 37 e 38) se deve também as potenciais fontes existentes em cada setor, conforme verificado por Antunes et al. (2018) na costa portuguesa, que relacionou a presença desses materiais nas praias as diversas atividades existentes no seu entorno. Nas praias estudadas, verificou-se o maior acúmulo de microplásticos no setor noroeste do litoral de Limón (Figura 1), totalizando 511 itens por m², um número 5,8 vezes maior quando comparado a quantidade encontrada na porção sudeste, com apenas 95 itens (Tabela 9). Essa maior concentração de microplásticos no setor noroeste resulta possivelmente da maior proximidade com as áreas de maior densidade urbana. Essa área tem apresentado um rápido crescimento urbano e industrial, principalmente a partir da construção do porto de Limón (iniciada na década de 1870), do terminal de contêineres de Moin (inaugurado em março de 2019) e do aeroporto internacional de Limón (reaberto em 2006) (Figura 39). De acordo com Gregory (1977), Antunes et al. (2018) e Claessens et al. (2011), as regiões portuárias são mais propensas a concentrar microplásticos como pellets e fibras, tal como observado por estes autores nas praias da Nova Zelândia, no litoral português e na costa Belga, respectivamente. O mesmo foi verificado por Acosta-Coley et al. (2019a) em praias de Cartagena, onde se localiza o mais importante porto do Caribe colombiano; e por Carvalho e Baptista Neto (2016), ao analisar microplásticos nas areias das praias da Baía de Guanabara (RJ, Brasil). Todas as praias localizadas em áreas bastante urbanizadas, com intensa atividade portuária e a presença de aeroportos.

Pedrotti et al. (2016), Wang et al. (2020) e Urban-Malinga et al. (2020) destacam que as maiores concentrações de microplásticos tendem a ocorrer em praias próximas a áreas de grande densidade populacional, com um alto nível de urbanização e zonas industriais, semelhante as características do setor noroeste do litoral de Limón (Figura 39). Cieneguita e Aeroporto representam as praias que apresentaram, respectivamente, as maiores concentrações de microplásticos (338 e 208 itens por m², respectivamente). Ambas estão localizadas numa das áreas mais urbanizadas de Limón; no caso de Cieneguita, a somente 2

km do porto (Figura 1 e 39); a praia do Aeroporto, cerca de 1,7 km ao sul de Cieneguita e a 3,4 km do porto, além de estar localizada na área do Aeroporto Internacional de Limón (Figura 1 e 39). Em Cieneguita foram identificados, em ambos os monitoramentos, as quantidades mais elevadas de materiais, com destaque para os pellets e fragmentos (169 e 72 itens.m⁻², respectivamente - Tabela 9 e Figura 31). Na praia do Aeroporto foi encontrada a segunda maior concentração de microplásticos deste estudo e, sendo o tipo pellets os mais descritos (177 itens/m²) (Tabela 9 e Figura 37). Garcés-Ordóñez et al. (2020b) identificou entre 3 e 1387 itens/m² em sedimentos superficiais de praias no Caribe colombiano; e Bosker et al., (2018) encontrou nas areias de 21 praias das ilhas Antilhas (Caribe) 261 ± 6 microplásticos/kg; ambas localizadas próximas a áreas de alta densidade populacional.

Garcés-Ordóñez et al. (2020a) verificou em amostras de sedimentos de praias em Cartagena (Colômbia) e próximas ao porto e a zona de navegação intensa, as mais elevadas concentrações de microplástico (249 a 1387 itens/m²) com predomínio de pellets. Segundo Jahan et al. (2019), as regiões com presença de importantes portos e concentração de atividades comerciais podem contribuir significativamente para a poluição microplástica marinha, como verificado no setor noroeste do litoral de Limón (Figura 1 e 39). O porto de Limón e o terminal de containeres de Moín são considerados os mais importantes do país, e também da América Latina e do Caribe (no caso de Terminal de Moín) (QUINTANAL et al., 2018). Este terminal de containeres funciona 24 horas por dia desde 2018 para atender a sua grande demanda, que responde por cerca de 90% das exportações e importações da Costa Rica (QUINTANAL et al., 2018). Sendo assim, as intensas atividades que ocorrem tanto no porto, quanto no terminal de containeres, poderiam explicar as elevadas concentrações de microplásticos identificadas nos sedimentos das praias de Cieneguita e Aeroporto (Tabela 9 e Figura 31).

Nesta mesma região, há também a presença de um importante emissário submarino (Figura 39), localizado entre o porto de Limón e o terminal de containeres de Moín. Esse emissário foi construído em 2002 pelo Instituto Costarricense de Aquedutos e Esgotos (AyA). Baptista Neto et al. (2019) e Castro et al. (2020) chamam a atenção em seus estudos realizados no Rio de Janeiro, Brasil, quanto a importância dos emissários na oferta de microplásticos para as áreas litorâneas. Águas residuais, mesmo quando tratadas, tendem a liberar micropartículas plásticas para o ambiente (MURPHY et al., 2016). O projeto do emissário submarino de Limón, conforme Quirós (2002), buscava inicialmente aproveitar a dinâmica costeira para diluir e dispersar detritos provenientes do continente, além de contar com o auxílio de micro-organismos para a degradação definitiva da matéria orgânica liberada.

Com isso, os microplásticos liberados no mar do Caribe por meio do emissário submarino podem estar: (1) retornando para as praias de Cieneguita e Limón, pela dinâmica costeira; (2) e sendo transportados e posteriormente depositados em diferentes trechos ao longo do litoral de Limón ou mesmo para áreas mais afastadas.

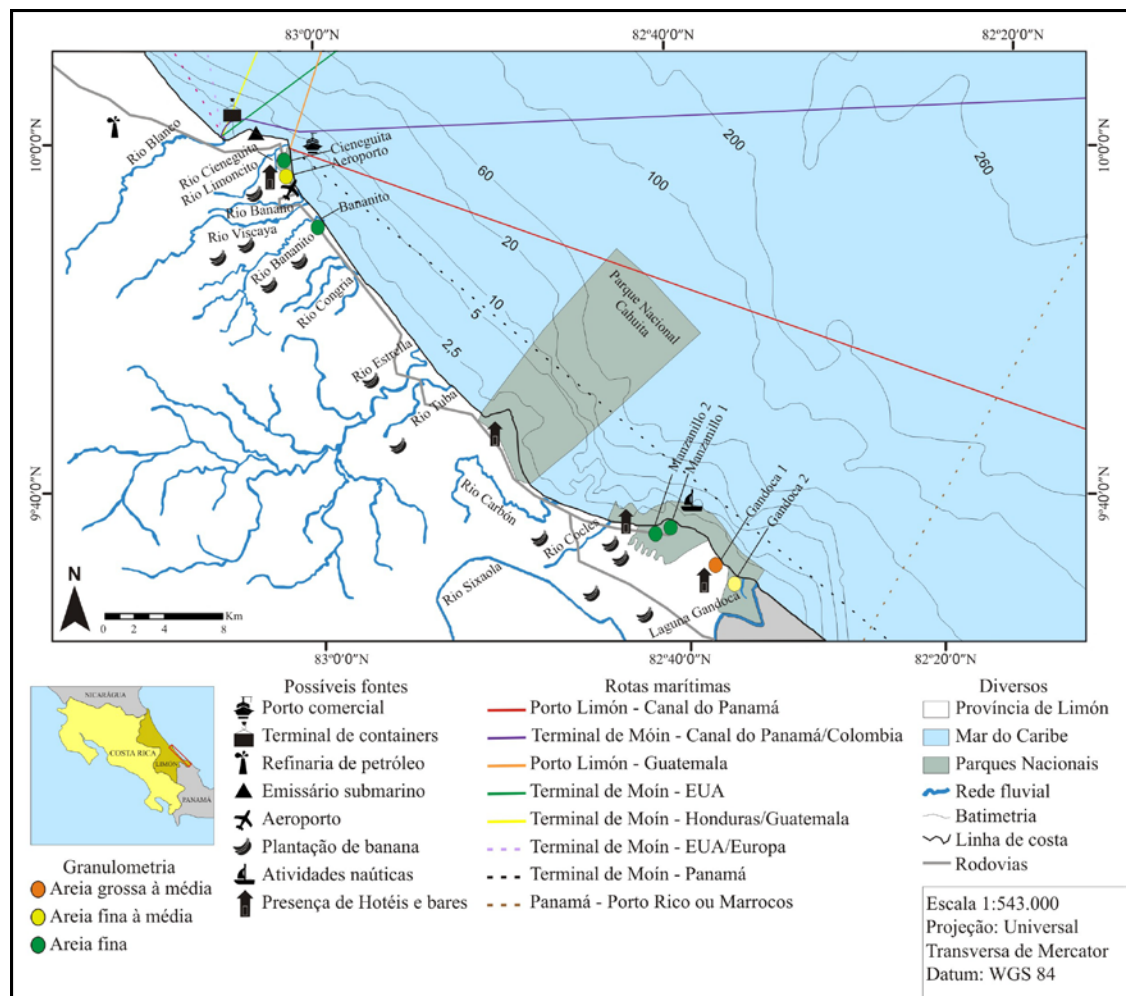
As praias no litoral de Limón são dinâmicas e apresentam uma variabilidade sedimentar fortemente marcada pela troca de materiais entre a parte submarina e emersa (HERNÁNDEZ, 2018; QUESADA et al, 2019; JIMÉNEZ, 2020), o que conseqüentemente favorece a deposição de resíduos antropogênicos na faixa de areia. O comportamento dinâmico das praias, somado a proximidade com a área fonte, pode explicar a maior concentração de microplásticos nas praias de Cieneguita e Aeroporto (Figuras 37 e 38). Segundo Andrade et al. (2003) existe uma forte corrente predominante de noroeste para sudeste que, possivelmente, tende a transportar sedimentos e demais materiais ao longo da costa. Sendo assim, os microplásticos liberados pelo emissário, poderiam chegar até o extremo sul do litoral de Limón por meio dessa corrente e também dos ventos.

Oliveira et al. (2015) e Alomar et al. (2016) pontuam que estes dois mecanismos (correntes e ventos) são agentes potenciais no transporte de resíduos sólidos para áreas distantes da sua fonte. Cabe destacar que, microplásticos do tipo pellets e fibras foram encontrados em quantidades elevadas também nas praias mais distante, no setor sudeste da área de estudo (Figura 38), o que reforça a hipótese de transporte nesta direção pelas correntes costeiras. Semelhante ao identificado por Acosta-Coley et al. (2019a) em Cartagena, onde os autores encontraram uma elevada concentração de microplásticos, principalmente pellets com aspecto novo (27.2 ± 2.77 itens.mg) que chegam até o sudoeste do Caribe colombiano através de correntes marinhas, evidenciando o papel deste agente no transporte e deposição dos microplásticos nos ambientes. Recuperar esses materiais pode ser uma tarefa desafiadora, com isso, vê-se necessário a implementação de estratégias de mitigação e redução do descarte de detritos, em especial no litoral de Limón.

Outra importante via capaz de contribuir com microplásticos para a costa caribenha são os rios. O rio Cieneguita (Figura 39), por exemplo, corta parte da cidade de Limón, que possui muitas residências e comércios em geral, ocupando inclusive as áreas marginais ao canal principal e de alguns dos seus tributários. O rio desagua ao lado do porto de Limón, no extremo norte da praia do mesmo nome (Figura 39). O rio está localizado no setor do litoral que apresenta as maiores taxas pluviométricas anuais da área de estudo. De acordo com Lebreton et al. (2017) e Liu et al. (2020) esta característica pode ser um fator importante para o aumento na concentração de micro partículas transportadas dos rios para o oceano. Segundo

Karthik et al. (2018), a descarga fluvial, junto com as oscilações das marés, as correntes costeiras e o transporte eólico podem contribuir significativamente para a elevada distribuição de microplásticos em áreas próximas a foz de rios e em praias adjacentes. Com isso, a grande concentração de materiais nas praias de Cieneguita e Aeroporto poderiam também ser oriundas de fonte fluvial, posteriormente redistribuídas pelos processos costeiros e os ventos locais, que dispersam e depositam estes resíduos em áreas próximas. Diversos estudos tem chamado a atenção para o papel do escoamento a partir dos sistemas fluviais que, em interação com os processos costeiros, contribui para o acúmulo de microplásticos nos ambientes litorâneos (ZHENG et al., 2019; CASTRO et al., 2020).

Figura 39 - Mapa de usos e variáveis ambientais



Fonte: A autora, 2020. Aquisição dos dados de possíveis fontes (Google Earth); Rotas marítimas (Marine Traffic) e Diversos (McClern et al., 2016; Barrantes et al., 2020).

O fator pluviométrico pode também representar uma fonte de contribuição para a distribuição de microplásticos, em especial em áreas mais urbanizadas. Dris et al. (2016) em seu estudo realizado em Paris, identificou uma grande concentração de micro partículas (29–

280 itens/m²dia⁻¹), com destaque para fibras de tipos diversos, provenientes da precipitação atmosférica daquela região. Os autores destacam que em períodos de menor índice pluviométrico foram acompanhados de uma redução na quantidade de microplásticos. Baptista Neto e Fonseca (2011) também ressaltam a importância do escoamento superficial urbano como fonte de resíduos sólidos para os litorais. Neste sentido, os microplásticos do tipo fibras encontrados no litoral de Limón podem ter na precipitação atmosférica e no escoamento superficial urbano uma de suas fontes, principalmente quando se considera que o litoral apresenta uma estação chuvosa, predominante ao longo de quase todo o ano. As praias de Cieneguita e Aeroporto estão localizadas em uma área onde observa-se as mais elevadas taxas pluviométricas anuais, quando comparada as demais áreas estudadas (QUESADA e PEREZ, 2019), e em ambas as praias foram observadas as maiores concentrações de fibras no presente estudo (Tabela 9 e Figura 31).

A praia de Bananito (Figura 1 e 2), mede cerca de 50 metros de largura e é seccionada pelo Rio Bananito; está localizada em uma área agrícola destinada a plantação de banana, com poucas residências, distante 13 km do Aeroporto e a cerca de 16,5 km do Porto de Limón. No setor nordeste, essa praia foi a que apresentou as menores concentrações de microplásticos em ambos os monitoramentos, variando de 1 à 5 unidades por m² (Tabela 9 e Figura 31). Trata-se de um número muito baixo quando comparado ao encontrado nas praias de Cieneguita e Aeroporto (Tabela 9 e Figura 31 e 39). No monitoramento realizado em maio de 2019 foi possível observar nesta área, a presença de muitos troncos e galhos de grandes árvores depositados sobre a faixa de areia da praia (Figura 2), dificultando o acesso a mesma. Isto seria o resultado de uma forte tempestade ocorrida 3 dias antes, como consequência da Zona de Convergência Intertropical, proporcionando condições bastante instáveis, conforme Instituto Meteorológico Nacional (IMN). Embora, de acordo com o relatório emitido pelo IMN (2019), as chuvas não são características neste período do ano.

Esta forte chuva causou a elevação do nível do rio Bananito, causando inundações na planície litorânea. O rio seccionou a faixa de areia e, possivelmente, removeu parte dos resíduos sólidos (macro e micro) que poderiam estar depositados sobre a praia. Isto explicaria, provavelmente, a baixa ocorrência de partículas nesta praia, mesmo em se tratando de uma área relativamente próxima a Cieneguita e Aeroporto, onde foram observadas elevadas concentrações de microplásticos.

A proximidade com a foz de rios tem explicado as altas concentrações de microplásticos encontradas em algumas praias, como pontuado por Karthik et al. (2018) em praias da costa sudeste da Índia onde contabilizou cerca de 48,9 a 4747,6 mg/m². A chuva

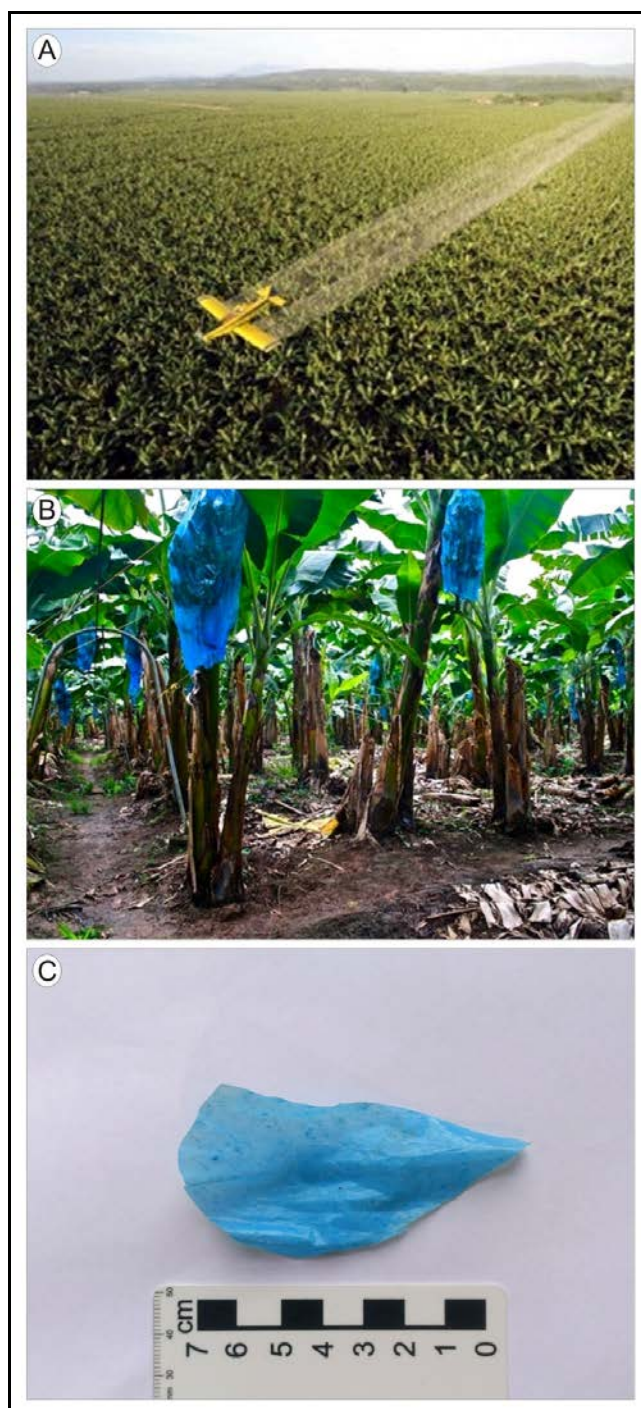
eleva o fluxo dos rios, que por consequência, desloca os resíduos para o oceano (KATAOKA e HINATA, 2015), com isso, em eventos de tempestade, os microplásticos podem facilmente ser transportados e depositados diretamente em águas oceânicas (MASCARENHAS et al., 2008) e ser depositados em outro local. Apesar da pouca quantidade, as fibras e os fragmentos foram os tipos de materiais identificados próximos a foz desses rios (Tabela 9 e Figura 31); resultado semelhante ao observado por Karthik et al. (2018), em sedimentos de praias do litoral de Tamil Nadu, na Índia, próximas a áreas de agricultura e desembocadura de rios (48,9 a 4747,6 mg/m²). O esgoto doméstico e o escoamento agrícola, despejados de forma irregular nos rios, ao chegar no litoral, podem ser outras possíveis fonte de microplásticos para as praias (ANTUNES et al., 2018).

As grandes plantações existentes na região (Figura 40A) podem também contribuir de forma significativa para a oferta de fragmentos e filmes, oriundos dos plásticos utilizados para proteger os cachos de banana (Figura 40B e C). Além disso, há intensa demanda na exportação destes produtos, acaba utilizando grande quantidade de agroquímicos. A Costa Rica importa anualmente, cerca de 12 milhões de quilos (ROLDÁN, 2008). O investimento em agroquímicos tem sido adotado como medida necessária para livrar as plantações do ataque de pragas (MINAET, 2010). O descarte inadequado dos resíduos produzidos é altamente danoso aos ecossistemas e as comunidades locais (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ et al., 1994). Grande parte das plantações estão localizadas próximas a florestas, rios e centros populacionais, expondo estes ambientes e a população ali residente ao risco de contaminação pelo contato com os poluentes (BLANCO, 2015). Nos anos 90, a população de Matina, localizada na província de Limón, teve seus rios poluídos, devido ao vazamento de detritos contaminados por nematicida, usados em fazendas de banana, ocasionando a grande mortalidade de peixes e outros animais que ali habitavam (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ et al., 1994). Este acidente expõe a fragilidade ambiental dos rios da região à poluição, incluindo-se a contaminação por microplásticos.

O litoral de Manzanillo (Figura 1 e 2) compreende um arco de praia com 3,7 km de extensão, numa área pouco urbanizada e com estrutura para o turismo, com pousadas, restaurantes, bares, etc (Figura 39). Esse litoral vem apresentando problemas relacionados à erosão costeira (LIZANO, 2013; BARRANTES et al., 2020) e também devido ao acúmulo de resíduos sólidos na estreita faixa de areia da praia. Os setores 1 e 2 da praia de Manzanillo (Figura 1) apresentaram um total geral de 60 itens, variando entre o mínimo de 1 e o máximo de 41 unidades por m² (Tabela 9 e Figura 31); com destaque para Manzanillo 1, que apresentou o maior acúmulo de materiais entre todos os locais monitorados na porção sudeste

deste litoral, totalizando 41 itens por m² em 2017 (Tabela 9 e Figura 31). Contudo, foi observada nessa área uma redução significativa na quantidade de microplásticos, para somente 1 unidade em 2019 (Tabela 9 e Figura 31). Acredita-se que esta diminuição se deva ao intenso processo erosivo que este setor de Manzanillo está sofrendo (BARRANTES et al., 2020), onde é possível observar a brusca redução na faixa de areia da praia, mais larga na área do setor 2, estreitando-se gradualmente em direção ao setor 1. A erosão pode ser um dos agentes responsáveis pela retirada de sedimentos e microplásticos desta praia, remobilizando e disponibilizando esses materiais para outros locais.

Figura 40 - Plantação de banana no caribe da Costa Rica



Legenda: (A) e (B) – Plantação de banana em Limón; (C) – fragmento de plástico usado para proteger o cacho de banana.

Fonte: A (delmontebananas.weebly.com/working-conditions.html); B (independent.co.uk/news/science/noah-s-ark-of-the-fruit-world-where-the-banana-seeds-of-1600-varieties-are-grown-9239477.html); C (A autora, 2020).

As partículas de microplásticos analisadas apresentaram um aspecto de pouco desgaste (em especial, os pellets), contudo observou-se também a presença de materiais desgastados (Figura 29). Acredita-se que parte maioria destes materiais sejam também

oriundos de fontes marinhas que, conforme Costa et al. (2010), Frias et al. (2016) e Kunz et al. (2016), apontam para o papel da dinâmica costeira no retrabalhamento dos microplásticos. Esses materiais são facilmente transportados pelas ondas que, no litoral do Caribe podem alcançar até 4m de altura sob condição de ventos fortes (LIZANO, 2007). As correntes e as oscilações de maré também exercem um papel importante no transporte de resíduos sólidos. As marés, apesar da baixa amplitude (raramente alcançam mais de 30 cm), influenciam na circulação local, contribuindo para a formação de correntes com velocidades máximas de 20 a 30cm/s (MURILLO, 2001).

A atividade turística local, principalmente na praia de Manzanillo (Figura 39) pode também estar contribuindo significativamente para a concentração de microplásticos nos sedimentos de praia, algo já constatado por diversos autores em praias do Caribe. Monteiro et al. (2018) observou a contaminação por microplásticos em praias localizadas nas ilhas caribenhas, que recebem milhões de turistas a cada ano. Em Aruba, por exemplo, vem sendo identificado o aumento na quantidade de resíduos plásticos nas praias, chegando a atingir 7,41 unidades m^{-2} , produzidos por atividades turísticas recreativas (MONTEIRO et al., 2018). O mesmo foi observado em praias turísticas de Santa Maria, no caribe colombiano, que apresentam uma elevada concentração de microplásticos, principalmente secundários 2 a 92 itens m^{-2} (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020a). Retama et al. (2016), em praias localizadas no sul do México, encontrou concentrações elevadas de microplásticos dos tipos fragmentos e fibras em praias turísticas (0–48 itens/10g em abril de 2013; 2–69 itens/10g em dezembro de 2014); resultado semelhante ao encontrado nas praias do litoral de Limón (Tabela 9 e Figura 31) e que também apontam para o turismo, estabelecimentos comerciais, atividades recreativas e esportes náuticos como possíveis fontes capazes de contribuir para esse acúmulo.

Gandoca (Figura 1 e 2) localizada a cerca de 7 km a sudeste de Manzanillo, compreende um arco praial com 8,2 km de extensão. Trata-se de um litoral bastante dinâmico e sujeito a incidência direta de ondas de tempestades, com evidências de erosão em alguns trechos da praia, de acordo com Quesada et al. (2020). O litoral de Gandoca conta com a presença de um pequeno povoado (com poucas construções), limitado ao sul pelo Rio Sixaola, na divisa com o Panamá. Está inserido no Refúgio Nacional de Vida Silvestre Gandoca-Manzanillo (Figura 39). A praia de Gandoca apresentou a segunda maior concentração de microplásticos na porção sudeste da área estudada, com um total de 28 unidades no setor 2 (Tabela 9 e Figura 31). A área correspondente ao setor 1 de Gandoca está sofrendo com um processo erosivo bastante intenso, responsável por uma grande remobilização de materiais da praia, com concomitante recuo da linha de costa (QUESADA

et al., 2020). Isso talvez explique a menor quantidade de microplásticos observada neste setor, quando comparado ao setor 2 de Gandoca (Tabela 9 e Figura 31). No setor 2 de Gandoca a praia se encontra mais larga, devido a maior estabilidade do perfil praial e a maior proximidade com a desembocadura do rio Gandoca, responsável pelo aporte de sedimentos para este trecho (QUESADA et al., 2020). Tais características podem estar influenciando diretamente para a maior concentração de micro resíduos sólidos em Gandoca 2, quando comparado ao setor 1 desta mesma praia, especialmente de fragmentos plásticos, que predominaram em ambos os monitoramentos (Tabela 9 e Figura 31).

A elevada concentração de fragmentos de microplásticos em Gandoca foi semelhante ao observado na praia de Punta Galeta (294 ± 316 itens/m²), na costa caribenha do Panamá (BORRERO et al., 2020). Ambas estão inseridas em áreas de unidades de conservação ambiental, onde a contribuição local de microplásticos é geralmente pequena, devido ao uso restritivo dessas praias. No entanto, observou-se uma variedade de microplásticos nos sedimentos amostrados (Tabela 9 e Figura 31), possivelmente provenientes da dinâmica costeira e fluvial na área de estudo, que contribui para dispersão e deposição de microplásticos oriundos de outras áreas fonte.

Em termos gerais, foram observados diversos tipos de microplásticos nas praias estudadas no Caribe Sul da Costa Rica, sendo: pellets (367 itens - 57%), fragmentos (141 itens - 22%), isopor (65 itens - 10%), fibras (39 itens - 6%), filmes (28 itens - 4%) e espuma plástica (7 itens - 1%) (Tabela e Figura 29, 30 e 31). A predominância de pellets (367 itens, o que corresponde a 57% do total) aponta para a predominância da contaminação por microplásticos primários; seguido por microplásticos secundários (280 itens, representando 43%); com tamanhos, morfologias e cores bastante variadas (Tabela 11, 12 e 13; Figura 32, 33 e 34). Pellets e fragmentos foram os itens encontrados em maior quantidade nas praias, o mesmo vem sendo observado em praias de outras áreas do Caribe desde os anos 80, conforme relatado inicialmente por Gregory (1983), e posteriormente por Ivar do Sul e Costa (2007), Monteiro et al. (2018), Bosker et al. (2018), Acosta-Coley et al. (2015; 2019a e b), Borrero et al. (2020), Garcés-Ordóñez et al. (2020b), Mazariegos-Ortíz et al. (2020).

A predominância dos pellets (Tabela 9 e Figura 31) foi registrada principalmente nas praias localizadas em áreas urbanas, próximas a potenciais áreas fontes como refinaria, portos, áreas urbanas, industriais e desembocadura de riachos (Figura 39); semelhante ao encontrado por Garcés-Ordóñez et al. (2020b) na costa de Cartagena (3 e 1387 itens/m²) e no litoral português (454 ± 1908 itens/m²) por Antunes et al. (2018). Os materiais com tamanho entre 2

> 5mm predominaram (Figura 32 e Tabela 11), correspondendo a 98% dos pellets encontrados (Figura 32 e Tabela 11).

A morfologia dos pellets identificados por Gregory (1977) na Nova Zelândia (ovóides e esférulas), Kunz et al. (2016), em Taiwan (esférico e cilíndrico) e por Zhou et al. (2018), na China (disco, ovóide e cilíndrico) foi semelhante a observada neste estudo, ocorrendo a predominância de pellets no formato de disco (46%), esferoide (29%) e ovóide (20%) (Figura 33 e Tabela 12). A cor transparente foi predominante (85%), seguido branco perolado (9%), opaco (2%) e laranja (2%) (Figura 34 e Tabela 13), como também observado por Gregory (1977) que identificou uma maior concentração de pellets transparentes em praias da Nova Zelândia próximas à áreas industriais e portuárias; além da presença significativa de pellets com aparência de novos, como encontrado em praias de Cartagena, na costa caribenha da Colômbia por Acosta-Coley et al. (2019a). No entanto, também foram observados alguns pellets com aspecto degradado, semelhantes ao identificado por Acosta-Coley et al. (2019a).

Os fragmentos plásticos foram identificados em todas as praias estudadas e consistiram no segundo tipo de microplástico mais encontrado nos sedimentos analisados (Tabela 9 e Figura 31). O mesmo foi também observado por Mazariegos-Ortíz et al. (2020) em sedimentos superficiais de praias da Guatemala, e por Aslam et al. (2019) em amostras de areias superficiais coletadas na linha de deixa de praias de Dubai, ambos com metodologia de amostragem semelhante a adotada neste estudo. Os fragmentos encontrados nas praias aqui estudadas, em sua maioria, encontravam-se no intervalo de tamanho entre $2 > 5\text{mm}$ (Figura 32 e Tabela 11), predominando os itens com morfologia angular (73%), seguido de sub-angular (21%), sub-arredondado (4%) e arredondado (2%) (Figura 33 e Tabela 11). Alomar et al. (2016), também encontrou o mesmo padrão de morfologia dos microplásticos nos sedimentos superficiais de praias da Ilha Baleares. Os fragmentos na cor azul (35%) foram predominantes nas praias do litoral de Limón (Figura 34 e Tabela 13); como também verificado por Frias et al. (2016) em sedimentos costeiros da plataforma do sul de Portugal, que observou o total de 31 microplásticos, dos quais 6 eram fragmentos, sendo 3 na cor azul e por Pagter et al. (2020) em sedimentos de fundo da Baía de Galway, na Irlanda que dentre os micro resíduos identificados, 45% era composto por fragmentos azuis.

Os microplásticos do tipo isopor constituíram a terceira categoria com maior concentração na área de estudo (Tabela 9 e Figura 31). Contudo, sua presença foi observada somente em praias próximas a áreas urbanizadas, portuárias e junto a foz do Rio Cieneguita (Figura 39), com destaque para a praia de Cieneguita com 64 itens de isopor por m^2 (Tabela 9 e Figura 31). Karthik et al. (2018) também observou uma elevada concentração de isopor em

praias próximas a desembocadura de rios na costa sudeste da Índia, variando entre 10-19%. Esses materiais apresentaram diâmetro inferior a 2mm, em sua maioria, mas também foram identificadas partículas entre $2 > 5$ mm (Figura 32 e Tabela 11); assim como os materiais encontrados em sedimentos de praias da Baía Qinzhou, na China (LI et al., 2018) que identificou microplásticos variando entre 0,16 à 5mm, sendo os itens < 2 mm estavam em maior quantidade, enquanto as partículas entre $2 < 5$ mm foram observadas em menor concentração. Os isopores, em sua totalidade, tinham cor branca, além de grande parte estarem com aspecto desgastado, possivelmente resultado da ação dos processos intempéricos devido ao retrabalhamento pelos processos costeiros e exposição subaérea dos mesmos (Figura 34 e Tabela 13), características semelhantes foram também encontradas em isopores presentes em sedimentos de praias do Caribe da Guatemala por Mazariegos-Ortíz et al. (2020), que observou que estes materiais possuíam um aspecto amarelado indicando seu elevado tempo de exposição em ambientes marinhos.

Fibras foram o tipo de microplástico com a quarta maior concentração encontrada neste estudo (Tabela 9 e Figura 31). Esse tipo de microplástico tende a se acumular em praias de turismo, com a presença de hotéis, bares e/ou restaurantes, próximo a foz de rios e a emissários submarinos (Figura 39), como apontado por Retama et al. (2016) em pesquisa realizada nas praias da Baía de Huatulco, costa do Pacífico do sul do México (50 itens/30g). Baptista Neto et al. (2019) relacionou a grande concentração de fibras encontradas na plataforma continental adjacente a Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil) ao emissário submarino existente naquela área, além dos efluentes de esgotos lançados diretamente na costa ou nos rios que irão posteriormente, desembocar no mar. As fibras não variaram muito em tamanho, predominando entre $2 > 5$ mm (Figura 32 e Tabela 11); possuem formato alongado (Figura 33 e Tabela 12) e cor predominantemente transparente (Figura 34 e Tabela 13); semelhante ao material encontradas na Baía de Guanabara, onde também foram observadas fibras alongadas na cor transparente (CARVALHO e BAPTISTA NETO et al., 2016; BAPTISTA NETO et al., 2019).

As partículas do tipo filme foram a quinta maior concentração (Tabela 9 e Figura 31), Garcés-Ordóñez et al. (2020b) em praias do caribe colombiano também identificou os filmes como sendo os microplásticos em quinta maior quantidade. Estas foram encontradas em elevada concentração em praias com a ocorrência de atividades marinhas e recreativas (Figura 39), conforme identificado por Zhang et al. (2019), nos sedimentos de fundo da Baía de Sishili, na China que observou que as praias turísticas estudadas concentraram uma quantidade significativa de filmes. Estes materiais, em sua maioria, apresentaram um tamanho

que predominou entre $2 > 5\text{mm}$ (Figura 32 e Tabela 11), semelhante ao verificado por Antunes et al. (2019), em praias da costa portuguesa que identificou micro partículas no tamanho entre $2 > 5\text{mm}$ em maior abundância. A morfologia deste filmes predominou como irregular (Figura 33 e Tabela 12), enquanto a cor azul foi identificada em maior quantidade, além de todas exibirem um aspecto desgastado (Figura 34 e Tabela 13).

E em menor quantidade, foram identificadas algumas espumas plásticas em apenas duas praias (Cieneguita e o setor 1 de Manzanillo) (Tabela 9 e Figura 31). Esse tipo de microplástico, de acordo com De-La-Torre et al. (2020), tende a ocorrer em praias com atividades específicas, como práticas recreativas, áreas náuticas, restaurantes e bares, por exemplo, pois a fragmentação dos materiais e resíduos produzidos e descartados indevidamente, pode disponibilizar micropartículas de espuma plástica nos ambientes costeiros e marinhos. As espumas exibiram um tamanho que variou entre $2 > 5\text{mm}$ (Figura 32 e Tabela 11), com predomínio do formato irregular desses materiais (Figura 33 e Tabela 12), sendo predominante a cor marrom, além de também estarem com aspecto degradado (Figura 34 e Tabela 13).

Vale destacar a presença de macro resíduos sólidos nos locais de estudo (Figura 41), desde o limite interno da praia até a linha d'água, com destaque para Cieneguita, Aeroporto e Manzanillo. Dentro os materiais encontrados, os objetos compostos por plástico (Figura 41) foram mais abundantes, conforme também relatado por Schmuck et al. (2017), em ilhas caribenhas e por Garcés-Ordóñez et al. (2020) em praias do caribe colombiano, com destaque para garrafas, embalagens, sacolas, copos, recipientes diversos e tampas de plástico; além da presença de resíduos compostos por isopor, vidro, cordas, madeira modificada, nylon, papelão, espuma, borracha, metal, entre outros (Figura 41). Resíduos sólidos de tamanhos e composição variados, depositados diretamente no ambiente, foram também observados em praias brasileiras, como em Maricá (ROSA e SILVA, 2016; CORRÊA et al., 2019), na Ilha Grande (MACEDO et al., 2020), em praias da Ilha de Trindade, no Atlântico Sul (ANDRADES et al., 2018); assim como em praias do Caribe (DE SCISCILO et al., 2016; SCHMUCK et al., 2017), da Escócia (BUCKINGHAM et al., 2020), da costa sudeste da Índia (JEYASANTA et al., 2020) e no litoral do Canadá (KATAOKA et al., 2018). Nas praias estudadas foram encontrados alguns materiais comumente associados a fonte marinha, como inseticidas e recipientes plásticos para lubrificantes (Figura 41); semelhante aos materiais também encontrados por Corrêa et al. (2019) e Macedo et al. (2020), em diferentes trechos do litoral do Estado de Rio de Janeiro, tal como observado por Cavalcante et al. (2020) em

Fortaleza – Ceará e em diversas praias ao longo de todo o litoral brasileiro por Andrades et al. (2020).

As análises granulométricas permitiram identificar a predominância da fração areia fina na maioria das praias estudadas (Tabela 14 e Figura 35), exceto o setor 1 de Gandoca que variou de areia grossa à média (Tabela 14 e Figura 35). De acordo com McLachlan e Brown (2006) os sedimentos mais finos unidos a hidrodinâmica da praia funcionam como armadilhas para os resíduos, que tendem a se acumular na superfície. Isso poderia explicar a elevada concentração de macro e micro resíduos nas praias do litoral de Limón, sem desconsiderar as demais possibilidades de fontes anteriormente mencionadas (Tabela 14 e Figura 35); enquanto em Gandoca 1 observou-se as menores quantidades de microplásticos (Tabela 14 e Figura 35). Alomar et al. (2016) identificou a presença de microplásticos em sedimentos de fundo de praias de ilhas do Mar Mediterrâneo por meio de análises realizadas em amostras replicadas de sedimentos que foram coletados por mergulhadores usando tubos de 30 cm de comprimento x 3,5 cm de diâmetro. Porém, os resultados obtidos constataram que apenas uma praia com areia fina como fração predominante apresentou uma elevada concentração de materiais, as demais praias que apresentaram um maior acúmulo de partículas, tinham sedimentos variando nas frações média à grossa; o mesmo foi identificado por Pagter et al. (2020) em sedimentos de fundo da Baía de Galway, na costa oeste da Irlanda, coletados com o auxílio de um Reineck box corer. Com isso, é evidente a necessidade de aprofundar os estudos a cerca da relação dos sedimentos e os microplásticos, pois ainda existem algumas divergências entre as pesquisas existentes e, sobretudo, as lacunas que dificultam o conhecimento e o entendimento do comportamento desses materiais nos sedimentos.

Figura 41 - Macroplásticos nas praias de Limón



Fonte: A autora, 2020.

Acredita-se também que as correntes de superfície e de fundo sejam agentes igualmente importantes na dispersão e concentração dos microplásticos (ACOSTA-COLEY et al., 2019a; BALLENT et al., 2013), contudo, a ausência de dados batimétricos, oceanográficos e sedimentológicos, dificultam a compreensão dos processos físicos que transportam e depositam as partículas (KANE et al., 2020). Rebesco et al. (2014) destaca que as correntes termohalinas tem grande importância no transporte de sedimentos finos da superfície para o mar profundo. No entanto, ainda não se sabe se o mesmo ocorre com os microplásticos (KANE et al., 2020). Contudo, a ausência de pesquisas que forneçam dados de batimetria e de dinâmica deste litoral, dificultam o real entendimento da influência das correntes no transporte e deposição de micro partículas nas praias do litoral de Limón, reforçando assim pesquisas mais profundas neste local.

Os resultados obtidos por esta pesquisa indicam que a poluição por microplástico no litoral de Limón é notória e, aparentemente, crescente, com base nos dados aqui apresentados. A recuperação desses materiais liberados no ambiente marinho se trata de uma tarefa desafiadora e que aponta para a necessidade da implementação de medidas e estratégias de

mitigação que visem à conservação da biodiversidade e das atividades econômicas, principalmente aquelas relacionadas ao turismo e pesca local. A Costa Rica se destaca por adotar iniciativas voltadas para uma gestão ambiental eficaz. Conforme Blum (2008), desde a década de 1980, o país adota uma política nacional que promove a educação, conservação e o ecoturismo. Contudo, no litoral caribenho, com destaque para o setor sul há uma necessidade urgente de implementar medidas que assegurem a sua proteção e conservação, que tenham em vista: (1) a ampla conscientização da população e indústrias locais acerca do uso irregular de plásticos e microplásticos; (2) o estímulo a reciclagem deste tipo de material; (3) a redução ou proibição do uso dessas partículas nos setores produtivos do país e (4) a melhoria na infraestrutura do sistema de esgoto. Para este fim, os resultados obtidos pelo presente estudo são de suma importância para subsidiar a construção de uma gestão ambiental mais eficaz e que abranja, em especial, o litoral do Caribe Sul da Costa Rica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No Caribe Sul da Costa Rica foram identificados diversos tipos de microplásticos nos sedimentos de praia coletados, com uma distribuição distinta desses materiais ao longo da costa. O total de microplásticos encontrados corresponde a 647 itens/m² (70,3 itens/kg⁻¹) nas praias estudadas no Caribe sul da Costa Rica. Os resultados obtidos em dezembro de 2017 e maio de 2019 permitiram constatar uma grande variação espacial na concentração de microplásticos nas praias. Em 2019 a quantidade de microplásticos variou de 1 à 290 partículas por m², com um total de 511 itens/m² (106,4 itens/kg⁻¹); enquanto que, no monitoramento realizado em 2017 foram identificadas de 3 à 48 partículas/m², totalizando 136 itens/m² (32,3 itens/kg⁻¹). Esses diferentes padrões de acúmulo de materiais podem ser consequência dos diferentes usos existentes ao longo do litoral. O setor noroeste representa a área mais urbanizada, com a presença de um porto e um aeroporto internacional; enquanto no setor sudeste há a um predomínio de parques nacionais, áreas agrícolas e áreas destinadas a atividades turísticas.

Acredita-se que essa diferença temporal, onde em 2019 foi identificado uma concentração 5,8 vezes maior do que a encontrada em 2017, deva-se a uma forte chuva ocorrida 3 dias antes da coleta, que elevou o nível do rio Cieneguita, fazendo com que este disponibilizasse uma maior quantidade de resíduos no mar, que posteriormente, com o auxílio da dinâmica costeira, estes foram dispersados e depositados nos sedimentos das praias adjacentes (Cieneguita e Aeroporto), que apresentaram as maiores concentrações de microplástico deste monitoramento.

Pellets, fragmentos, isopor, fibras, filmes e espuma plástica representam os microplásticos identificadas nos sedimentos coletados; com destaque para os pellets (367 itens) e fragmentos (141 unidades), que estavam presentes em maior quantidade. Em sua maioria, os microplásticos apresentaram tamanho entre 2 e 5mm; sendo os pellets observados nas formas disco (46%), esferoide (29%) e cilíndrico (20%); os fragmentos predominaram como angulares (73%) e sub-angulares (21%); os demais microplásticos apresentaram formato irregular (49%) e alongado (28%), predominantemente. As cores variaram bastante com o predomínio de transparente (pellets e fibras), azul (fragmentos e filmes), branco (isopor) e marrom (espumas plásticas).

No litoral, observou-se a presença de potenciais fontes de microplásticos para as praias, como as áreas urbanizadas e portuárias que podem contribuir para a disposição e

acúmulo de pellets, fragmentos e isopor, por exemplo; assim como a intensa atividade turística, plantações e o desague de rios que podem também auxiliar na oferta, dispersão e concentração de micro partículas variadas nos sedimentos de praia.

Os dados apresentados nesta pesquisa representam um esforço pioneiro de se estabelecer um diagnóstico da poluição por microplástico no litoral de Limón, Caribe Sul da Costa Rica. O presente estudo foi possível graças a um grande esforço institucional e de cooperação internacional entre a UERJ (Brasil) e a UNA (Costa Rica). Os resultados obtidos expressam relevância acerca do conhecimento e entendimento da ocorrência e distribuição dos microplásticos nas praias selecionadas para o presente estudo. A metodologia adotada neste estudo é amplamente usada em pesquisas desta temática no mundo e foi aqui aplicada com êxito.

A poluição por micro resíduos de plástico é um problema ambiental emergente, seu impacto no litoral de Limón é notório, com isso vê-se a necessidade de dar continuidade ao estudo quanto análise quali-quantitativa, ao comportamento, a dispersão, e os possíveis impactos dos microplásticos nessas praias a médio e longo prazo. O aprofundamento no entendimento desta problemática pode contribuir para a implementação de medidas e leis que visem a redução desse tipo de poluição, em vista da diminuição dos possíveis impactos na biodiversidade local, na população e consequentemente na economia, cujo turismo é o setor que mais movimentava a economia da Costa Rica.

REFERÊNCIAS

ABAYOMI, O. A.; RANGE, P.; AL-GHOUTI, M. A.; OBBARD, J. P.; ALMEER, S. H.; BEN-HAMADOU, R. *Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf*. Marine Pollution Bulletin, v. 124, n. 1, p. 181–188. 2017. DOI:10.1016/j.marpolbul.2017.07.011.

ABIDLI, S.; LAHBIB, Y.; TRIGUI EL MENIF, N. *Microplastics in commercial mollusks from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia)*. Marine Pollution Bulletin, n. 142, p. 243–252. 2019. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.03.048.

ACOSTA-COLEY, I.; OLIVERO-VERBEL, J. *Microplastic resin pellets on an urban tropical beach in Colombia*. Environ Monit Assess, v. 187, n. 7, 435. 2015.

ACOSTA-COLEY, I.; MENDEZ-CUADRO, D.; RODRIGUEZ-CAVALLO, E.; DE LA ROSA, J.; OLIVERO-VERBEL, J. *Trace elements in microplastics in Cartagena: A hotspot for plastic pollution at the Caribbean*. Marine Pollution Bulletin, v. 139, p. 402–411. 2019a. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.016.

ACOSTA-COLEY, I.; DURAN-IZQUIERDO, M.; RODRIGUEZ-CAVALLO, E.; MERCADO-CAMARGO, J.; MENDEZ-CUADRO, D.; OLIVERO-VERBEL, J. *Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on Caenorhabditis elegans*. Marine Pollution Bulletin, v. 146, p. 574–583. 2019b.

AGENCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GAS NATURAL E BIOCMBUSTÍVEIS (ANP). 2016. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/Carregamento-Comercializacao-Autoprodutor-Autoimportador-Consumo-Em-Refinarias-E-Fafens/2-Uncategorised/709-Petroleo-E-Derivados>. Acessado em: 07/04/2020 às 13h48.

AKHBARIZADEH, R.; MOORE, F.; KESHAVARZI, B.; MOEINPOUR, A. *Microplastics and potentially toxic elements in coastal sediments of Iran's main oil terminal (Khark Island)*. Environmental Pollution, v. 220, p. 720–731. 2017. DOI:10.1016/j.envpol.2016.10.038.

ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. *Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size*. Marine Environmental Research, v. 115, p. 1–10. 2016. DOI:10.1016/j.marenvres.2016.01.005.

ALVARADO, G. E.; CÁRDENES, G. *Geology, Tectonics, and Geomorphology of Costa Rica: A Natural History Approach*. In: Costa Rican Ecosystems, cap. 3, Editora: UChicagoPress. 2016.

ÁLVAREZ, G.; BARROS, A.; VELANDO, A. *The use of European shag pellets as indicators of microplastic fibers in the marine environment*. Marine Pollution Bulletin, v. 137, p. 444–448. 2018.

ALVAREZ-ZEFERINO, J. C.; OJEDA-BENÍTEZ, S.; CRUZ-SALAS, A. A.; MARTÍNEZ-SALVADOR, C.; VÁZQUEZ-MORILLAS, A. *Microplastics in Mexican beaches*. Resources, Conservation & Recycling, v. 155, 104633. 2020.

ALVES, V. E. N.; FIGUEIREDO, G. M. *Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 146, p. 326–335, 2019. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.06.042.

AMIN, R. M.; SOHAIMI, E. S.; ANUAR, S. T.; BACHOK, Z. *Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 150, 110616. 2020.

ANDRADE, C. A.; BARTON, E. D.; MOOERS, C. N. K. *Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coast*. *Journal of Geophysical Research*, v. 108, n. C6. 2003. DOI:10.1029/2002JC001549.

ANDRADES, R.; SANTOS, R. G.; JOYEUX, J. C.; CHELAZZI, D.; CINCINELLI, A.; GIARRIZZO, T. *Marine debris in Trindade Island, a remote island of the South Atlantic*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 137, p. 180–184. 2018. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.10.003.

ANDRADES, R.; PEGADO, T.; GODOY, B. S.; REIS-FILHO, J. A.; NUNES, J. L. S.; GILLO, A. C.; MACHADO, R. C.; SANTOS, R. G.; DALCIN, R. H.; FREITAS, M. O.; KUHNEN, V. V.; BARBOSA, N. D.; ADELIR-ALVES, J.; ALBUQUERQUE, T.; BENTES, B.; GIARRIZZO, T. *Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 151, 110842. 2020.

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

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

ANDRADY, A. L. *Persistence of Plastic Litter in the Oceans*. In: Bergmann, M., Gutow, L. e Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*, p. 57–72. 2015.

ANTUNES, J. C.; FRIAS, J. G. L.; MICAELLO, A. C.; SOBRAL, P. *Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, n. 130, p. 62–69. 2013. DOI:10.1016/j.ecss.2013.06.016.

ANTUNES, J.; FRIAS, J.; SOBRAL, P. *Microplastics on the Portuguese coast*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 131, p. 294–302. 2018. DOI:10.1016/j.marpolbul.2018.04.025.

ARAÚJO, M. C. B. *Resíduos sólidos em praias do litoral sul de Pernambuco: origens e consequências*. 2003. 136f. Dissertação (Mestrado em oceanografia) – Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. *Municipal Services on Tourist Beaches: Costs and Benefits of Solid Waste Collection*. *Journal of Coastal Research*, West Palm Beach (Florida), v. 22, n. 5, p. 1070-1075. 2006.

ASENSIO-MONTESINOS, F.; ANFUSO, G.; WILLIAMS, A. T. *Beach litter distribution along the western Mediterranean coast of Spain*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 141, p. 119–126. 2019. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.02.031

ASLAM, H.; ALI, T.; MORTULA, M. M.; ATTAELMANAN, A. G. *Evaluation of microplastics in beach sediments along the coast of Dubai, UAE*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 150. 2019. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.110739.

AU, S. Y.; LEE, C. M.; WEINSTEIN, J. E.; VAN DEN HURK, P.; KLAINÉ, S. J. *Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: Identifying critical research needs*. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 13, n. 3, p. 505–509. 2017. DOI: 10.1002/ieam.1907.

AUGELLI, J. P. *Costa Rica's frontier legacy*. *Geographical Review*, v. 77, n. 1, p. 1–16. 1987.

AVIO, C. G.; GORBI, S.; REGOLI, F. *Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat*. *Marine Environmental Research*, v. 128, p. 2–11. 2017. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.05.012.

BAAK, J. E.; PROVENCHER, J. F.; MALLORY, M. L. *Plastic ingestion by four seabird species in the Canadian Arctic: Comparisons across species and time*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 158, 111386. 2020.

BAECHLER, B. R.; GRANÉK, E. F.; HUNTER, M. V.; CONN, K. E. *Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: Spatial, temporal, and species variability*. *Limnology and Oceanography Letters*, v. 5, p. 54–65. 2020.

BALLENT, A.; PANDO, S.; PURSER, A.; JULIANO, M. F.; THOMSEN, L. *Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon*. *Biogeosciences*, v. 10, n. 12, p. 7957–7970. 2013. DOI: 10.5194/bg-10-7957-2013.

BANCIN, L. J.; WALTHER, B. A.; LEE, Y.-C.; KUNZ, A. *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. 2019. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.01.028.

BAPTISTA NETO, J. A.; CARVALHO, D. G.; MEDEIROS, K.; DRABINSKI, T. L.; VAZ DE MELO, G.; SILVA, R. C. O.; SILVA, D. C. P.; BATISTA, L. S.; DIAS, G. T. M.; FONSECA, E. M.; FILHO, J. R. S. *The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 149. 2019.

BAPTISTA NETO, J. A. B.; DA FONSECA, E. M. *Seasonal, spatial and compositional variation of beach debris along of the eastern margin of Guanabara Bay (Rio de Janeiro) in the period of 1999–2008*. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 11, p. 31–39. 2011.

BARBOSA, A. E.; FERNANDES, J. N.; DAVID, L. M. *Key issues for sustainable urban stormwater management*. *Water Research*, v. 46, n. 20, p. 6787–6798. 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2012.05.029.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. *Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, v. 364, p. 1985–1998. 2009.

BARRANTES-CASTILLO, G.; AROZARENA-LLOPIS, I.; SANDOVAL-MURILLO, L. F.; VALVERDE-CALDERÓN, J. F. *Playas críticas por erosión costera en el caribe sur de Costa Rica, durante el periodo 2005-2016*. Revista Geográfica de América Central, n. 64, v. 1. 2020a. DOI: <http://dx.doi.org/10.15359/rgac.64-1.4>.

BARRANTES-CASTILLO, G.; CALDERÓN, J. F. V.; JIMÉNEZ, D. P.; MORALES, N. R. *Gira de reconocimiento del efecto del oleaje severo ocurrido entre el 13 y 20 de enero de 2020 en el Caribe sur, Costa Rica*. Programa de Geomorfología Ambiental. Universidad Nacional de Costa Rica. Actividad: monitoreo de erosión costera en Costa Rica. Informe interno, 24p. 2020b.

BAZTAN, J.; CARRASCO, A.; CHOUINARD, O.; CLEAUD, M.; GABALDON, J. E.; HUCK, T.; JAFFRÈS, L.; JORGENSEN, B.; MIGUELEZ, A.; PAILLARD, C.; VANDERLINDEN, J. *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, p. 302–311. 2014.

BELLASI, A.; BINDA, G.; POZZI, A.; GALAFASSI, S.; VOLTA, P.; BETTINETTI, R. *Microplastic Contamination in Freshwater Environments: A Review, Focusing on Interactions with Sediments and Benthic Organisms*. Environments, v. 7, n. 4. 2020. DOI: 10.3390/environments7040030.

BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer Open, 456p. 2015. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3_1.

BESLEY, A.; VIJVER, M. G.; BEHRENS, P.; BOSKER, T. *A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand*. Marine Pollution Bulletin, v. 114, p. 77-83. 2017.

BIRD, E. C. F. *Coastal Geomorphology: An Introduction*. 2. ed. Inglaterra: Other Wiley Editorial Offices. 2008.

BLAIR, R. M.; WALDRON, S.; PHOENIX, V.; GAUCHOTTE-LINDSAY, C. *Microand nanoplastic pollution of freshwater and wastewater treatment systems*. Springer Science Reviews, n. 5, p. 19–30. 2017.

BLAIR, R. M.; WALDRON, S.; PHOENIX, V.; GAUCHOTTE-LINDSAY, C. *Microscopy and elemental analysis characterisation of microplastics in sediment of a freshwater urban river in Scotland, UK*. Environmental Science and Pollution Research, n. 26, p. 12491–12504. 2019. DOI: [org/10.1007/s11356-019-04678-1](https://doi.org/10.1007/s11356-019-04678-1).

BLANCO, E. *Efectos sociales y ambientales de las actividades productivas en la región Atlántico/Caribe de Costa Rica: Una analisis desde el metabolismo social. 1990-2015*. Cuadernos de Antropología, v. 25, n. 2, p. 3-20. 2015.

BLOTT, S. J.; PYE, K. *GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments*. Technical communication. *Earth Surface Processes and Landforms*, n. 26, p. 1237-1248. 2001.

BLUM, N. *Environmental education in Costa Rica: Building a framework for sustainable development?* *International Journal of Educational Development*, v. 28, n. 3, p. 348–358. 2008. DOI: 10.1016/j.ijedudev.2007.05.008.

BOGGS JR., S. *Principles of sedimentology and stratigraphy*. Fourth Edition. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 662p. 2006.

BORRERO, D. D.; FÁBREGA DUQUE, J.; OLMOS, J.; GARCÉS-ORDÓÑEZ, O.; AMARAL, S. S. G. DO; VEZZONE, M.; FELIZARDO, J. P. S.; MEIGIKOS DOS ANJOS, R. *Distribution of Plastic Debris in the Pacific and Caribbean Beaches of Panama*. *Air, Soil and Water Research*, n. 13. 2020. DOI: 10.1177/1178622120920268.

BOSKER, T.; GUAITA, L.; BEHRENS, P. *Microplastic pollution on Caribbean beaches in the Lesser Antilles*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 133, p. 442–447. 2018. DOI:10.1016/j.marpolbul.2018.05.060.

BRENTANO, R.; PETRY, M. V. *Marine debris ingestion and human impacts on the Pygmy sperm whale (*Kogia breviceps*) in southern Brazil*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 150, 110595. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110595.

BROOK, R. D.; RAJAGOPALAN, S.; JEFFREY, R.; BHATNAGAR, A.; DIEZ-ROUX, A. V.; HOLGUIN, F.; HONG, Y.; LUEPKER, R. V.; MITTLEMAN, M. A.; PETERS, A.; SISCOVICK, D.; SMITH, JR, S. C.; WHITSEL, L.; KAUFMAN, J. D.; DIEZ-ROUX, A. V. *Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease: An Update to the Scientific Statement From the American Heart Association*. *Circulation*, n. 121, v. 21, p. 2331–2378. 2010. DOI:10.1161/cir.0b013e3181dbecel.

BROOKS, A. L.; WANG, S.; JAMBECK, J. R. *The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade*. *Science Advances*, v. 4, n. 6, 0131. 2018.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. *Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines*. *Environmental Science & Technology*, v. 44, p. 3404–3409. 2010.

BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. *Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks*. *Environmental Science & Technology*, v. 45, p. 9175-9179. 2011. DOI: 10.2021/es201811s.

BOUWMEESTE, H.; HOLLMAN, P. C. H.; PETERS, R. J. B. *Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: experiences from nanotoxicology*. *Environmental Science e Technology*, n. 49, p. 8932–8947. 2015.

BUCHANAN, J. B. *Pollution by synthetic fibres*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 2, n. 2. 1971. DOI: 10.1016/0025-326x(71)90136-6

BUCKINGHAM, J.; CAPPER, A.; BELL, M. *The missing sink - quantification, categorisation and sourcing of beached macro-debris in the Scottish Orkney Islands*. Marine Pollution Bulletin, v. 157, 111364. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111364.

CADORE, S.; MATOSO, E.; SANTOS, M. C. *A espectrometria atômica e a determinação de elementos metálicos em material polímero*. Química Nova, v. 3, n. 6. p.1533-1542. 2008.

CALDWELL, A.; SEAVEY, J.; CRAIG, E. *Foraging strategy impacts plastic ingestion risk in seabirds*. Limnology and Oceanography Letters, v. 5, p. 163–168. 2020.

CAMPANALE, C.; STOCK, F.; MASSARELLI, C.; KOCHLEUS, C.; BAGNUOLO, G.; REIFFERSCHIED, G.; URICCHIO, V. F. *Microplastics and their possible sources: The example of Ofanto river in Southeast Italy*. Environmental Pollution, 113284. 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113284.

CAMPOS-DURÁN, D.; QUESADA-ROMÁN, A. *Riesgos Intensivos y Extensivos en América Central entre 1990 y 2015*. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ, v. 40, n. 2, p. 234-249. 2017b. ISSN 0101-9759, e-ISSN 1982-3908.

CANNAS, S.; FASTELLI, P.; GUERRANTI, C.; RENZI, M. *Plastic litter in sediments from the coasts of south Tuscany (Tyrrhenian Sea)*. Marine Pollution Bulletin, v. 119, n. 1, p. 372–375. 2017. DOI:10.1016/j.marpolbul.2017.04.008.

CARBERY, M.; O’CONNOR, W.; PALANISAMI, T. *Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health*. Environment International, v. 115, p. 400–409. 2018. DOI:10.1016/j.envint.2018.03.007.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. *Plastics on the Sargasso Seasurface*. Science, v. 175, p. 1240-1241. 1972.

CARSON, H. S.; COLBERT, S. L.; KAYLOR, M. J.; MCDERMID, K. J. *Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments*. Marine Pollution Bulletin, n. 62, v. 8, p. 1708–1713. 2011. DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.05.032.

CARTER, R. W. G. *Coastal Environments: An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines*. 1. ed. London: Academic Press. 1988.

CARVALHO, D. G. *Poluição por microplástico em praias e sedimentos de fundo da Baía de Guanabara, RJ*. 2016. 102f. Dissertação (Mestrado em dinâmica dos oceanos e da terra) - Instituto de Geociências, Departamento de Geologia Marinha, Universidade Federal Fluminense, 2016.

CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. *Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay Southeast Brazil*. Ocean & Coastal Management, Journal homepage: www.elsevier.com/locate/ocecoaman. v. 128, p. 10-17. 2016.

CARVALHO, R. H.; LACERDA, P. D.; SILVA MENDES, S.; BARBOSA, B. C.; PASCHOALINI, M.; PREZOTO, F.; SOUSA, B. M. *Marine debris ingestion by sea turtles (Testudines) on the Brazilian coast: an underestimated threat?* Marine Pollution Bulletin, v. 101, p. 746–749. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.002>.

CASTRO, L. P.; CHACÓN, J. B.; HERRERA, B. S. *Mamíferos del Refugio Nacional de Vida Silvestre Limoncito, Westfalia, Limón, Costa Rica*. Brenesia, v. 71-72, p. 21-26. 2009.

CASTRO, R. O.; SILVA, M. L.; ARAÚJO, F. V. *Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems*. Ocean and Coastal Management, v. 165, p. 385–400. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>.

CASTRO, R. O.; SILVA, M. L.; MARQUES, M. R. C.; ARAÚJO, F. V. *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, v. 160, 111537. 2020.

CAU, A.; AVIO, C. G.; DESSÌ, C.; FOLLESA, M. C.; MOCCIA, D.; REGOLI, F.; PUSCEDDU, A. *Microplastics in the crustaceans *Nephrops norvegicus* and *Aristeus antennatus*: Flagship species for deep-sea environments?* Environmental Pollution, 113107. 2020. DOI: [10.1016/j.envpol.2019.113107](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113107).

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. *Marine debris on a tropical coastline: Abundance, predominant sources and fate in a region with multiple activities (Fortaleza, Ceará, northeastern Brazil)*. Waste Management, v. 108, p. 13–20. 2020. DOI: [10.1016/j.wasman.2020.04.026](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.026).

CHEN, Q.; GUNDLACH, M.; YANG, S.; JIANG, J.; VELKI, M.; YIN, D.; HOLLERT, H. *Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity*. Science of The Total Environment, v. 584/585, p. 1022–1031. 2017. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.01.156](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.156).

CHEN, W.-Q.; CIACCI, L.; SUN, N.-N.; YOSHIOKA, T. *Sustainable cycles and management of plastics: A brief review of RCR publications in 2019 and early 2020*. Resources, Conservation and Recycling, v. 159, 104822. 2020. DOI: [10.1016/j.resconrec.2020.104822](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104822).

CHUBARENKO, I.; ESIUKOVA, E.; BAGAEV, A.; ISACHENKO, I.; DEMCHENKO, N.; ZOBKOV, M.; EFIMOVA, I.; BAGAEVA, M.; KHATMULLINA, L. *Behavior of Microplastics in Coastal Zones*. Microplastic Contamination in Aquatic Environments, p. 175–223. 2018. DOI: [10.1016/b978-0-12-813747-5.00006-0](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-813747-5.00006-0).

CIFUENTES, M.; MASTERSON, Y. D. *Parque Nacional Cahuita*. Plan Emergente. Programa de Manejo Integrado de Recursos Naturales (CATIE) y Servicio de Parques Nacionales Ministerio de Recursos Naturales. Energía y Minas. 1991.

CLAESSENS, M.; MEESTER, S.; LANDUYT, L. V.; CLERCK, K. D.; JANSSEN, C. R. *Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast*. Marine Pollution Bulletin, v. 62, p. 2199–2204. 2011.

COE, J. M.; ANDERSSON, S.; ROGERS, D. B. *Marine debris in the Caribbean Region*. In: Coe, J. M., Rogers, D. B. (Eds.), *Marine Debris: Sources, Impacts and Solutions*. Springer, New York, p. 25–34. 1997.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. *Microplastics as contaminants in the marine environment: A review*. Marine Pollution Bulletin, v. 62, p. 2588–2597. 2011.

COMISIÓN PRESIDENCIAL PARA LA GOBERNANZA MARINA. Informe. San José, Costa Rica. 2012.

COMPA, M.; MARCH, D.; DEUDERO, S. *Spatio-temporal monitoring of coastal floating marine debris in the Balearic Islands from sea-cleaning boats*. Marine Pollution Bulletin, v. 141, p. 205–214. 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.02.027.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução Conama, n. 457. 2013.

CONSTANT, M.; KERHERVÉ, P.; MINO-VERCELLIO-VEROLLET, M.; DUMONTIER, M.; SÀNCHEZ VIDAL, A.; CANALS, M.; HEUSSNER, S. *Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea*. Marine Pollution Bulletin, v. 142, p. 263–273. 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.032.

CONSOLI, P.; SINOPOLI, M.; DEIDUN, A.; CANESE, S.; BERTI, C.; ANDALORO, F.; ROMEO, T. *The impact of marine litter from fish aggregation devices on vulnerable marine benthic habitats of the central Mediterranean Sea*. Marine Pollution Bulletin, v. 152, 110928. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.110928.

COOPER, D. A.; CORCORAN, P. L. *Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii*. Marine Pollution Bulletin, n. 60, p. 650–654. 2010. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.12.026.

CORCORAN, P. L.; BIESINGER, M. C.; GRIFI, M. *Plastics and beaches: A degrading relationship*. Marine Pollution Bulletin 58, p. 80–84. 2009.

CORRÊA, L. F.; SILVA, A. L. C.; PINHEIRO, A. B.; PINTO, V. C. S.; MACEDO, A. V.; MADUREIRA, E. A. L. *Distribuição e fonte de resíduos sólidos ao longo do arco praial de Jacaré-Squarema (RJ)*. Revista Tamoios, São Gonçalo (RJ), n. 15, v. 1, p. 57-79. 2019. DOI: 10.12957/tamoios.2019.42363.

CORTÉS, J. *The coral reef at Cahuita, Costa Rica, a reef under stress*. M.Sc. Thesis, McMaster University, Hamilton, Ontario. 176p. 1981.

CORTÉS, J.; FONSECA, A. C.; BARRANLES, M.; DENYER, P. *Type, distribution, and origin of sediments of the Gandoca-Manzanillo National Wildlife Refuge, Limon, Costa Rica*. Revista de Biología Tropical, v. 7. 1998.

CORTÉS, J.; JIMÉNES, C. E. *Past, present and future of the coral reefs of the Caribbean coast of Costa Rica*. In: Cortés, J. (Ed.), Latin American coral reefs. Amsterdam: Elsevier Science, p. 223–239. 2003.

CORTÉS, J.; JIMÉNEZ, C. E.; FONSECA, A. C.; ALVARADO, J. J. *Status and conservation of coral reefs in Costa Rica*. Revista de biología tropical, v. 58 (Suppl. 1), p. 33-50. 2010. DOI: 10.15517/rbt.v58i1.20022.

CORTÉS, J.; SOTO-SOTO, R.; JIMÉNEZ, C. *Efectos ecológicos del terremoto de Limón*. Geología da América Central. Volume especial Terremoto de Limón, p. 187-192. 1994.

COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J. A.; SILVA-CAVALCANTI, J. S.; ARAÚJO, M. C. B.; SPENGLER, A.; TOURINHO, P. S. *On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach*. Environ. Monit. Assess. v. 168, p. 299–304. 2010.

COX, K. D.; COVERNTON, G. A.; DAVIES, H. L.; DOWER, J. F.; JUANES, F.; DUDAS, S. E. *Human Consumption of Microplastics*. Environmental Science & Technology, n. 53, v. 12, p. 7068–7074. 2019. DOI: 10.1021/acs.est.9b01517.

CÓZAR, A.; MARTÍ, E.; DUARTE, C. M.; GARCÍA-DE-LOMAS, J.; VAN SEBILLE, E.; BALLATORE, T. J.; EGUÍLUZ, V. M.; GONZÁLEZ-GORDILLO, J. I.; PEDROTTI, M. L.; ECHEVARRÍA, F.; TROUBLÈ, R.; IRIGOIEN, X. *The Arctic Ocean as a deadend for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation*. Science Advance, v. 3. 2017.

DAVIDSON, T. M. *Boring crustaceans damage polystyrene floats under docks polluting marine waters with microplastic*. Marine Pollution Bulletin, v. 64, n. 9, p. 1821–1828. 2012. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.06.005.

DAVIDSON-ARNOTT, R. *Introduction to Coastal Process and Geomorphology*. 1. ed. Londres: Cambridge University Press. 2010.

DAVIES, J. L. *A morphogenic approach to world shorelines*. Zeit.f. Geomorph., n. 8, p. 27-142. 1964.

DAVIS, Jr. A. R. *Coastal Sedimentary Environments*, Springer-Verlag, 420p. 1978.

DAVIS, A. R. *Coastal Sedimentary Environments*. 3. ed. New Yorque: Springer-Verlag, p. 625-663. 1985.

DAVIS Jr, R. A.; FITZGERALD, D. M. *Beaches and Coasts*. 1. ed. Blackwell Publishing. 2004.

DE CAMINO, R.; SEGURA, O.; ARIAS, L. G.; PÉREZ, I. *Costa Rica: forest strategy and the evolution of land use*. Washington, DC: World Bank. 2000.

DE-LA-TORRE, G. E.; DIOSES-SALINAS, D. C.; CASTRO, J. M.; ANTAY, R.; FERNÁNDEZ, N. Y.; ESPINOZA-MORRIBERÓN, D.; SALDAÑA-SERRANO, M. *Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru*. Marine Pollution Bulletin, v. 151, 110877. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110877.

DEHAUT, A.; CASSONE, A.; FRERE, L.; HERMABESSIERE, L.; HIMBER, C.; RINNERT, E.; RIVIERE, G.; LAMBERT, C.; SOUDANT, P.; HUVET, A.; DUFLOS, G.; PAUL-PONT, I. *Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization*. Environmental Pollution, n. 215, p. 223-233. 2016.

DEKIFF, J. H.; REMY, D.; KLASMEIER, J.; FRIES, E. *Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney*. *Environmental Pollution*, v. 186, p. 248–256. 2014. DOI:10.1016/j.envpol.2013.11.019.

DENYER, P.; ARIAS, O.; PERSONIUS, S. *Efecto tectónico del terremoto de Limón*. *Revista Geológica de América Central*, v. especial, p. 39-52. 1994.

DERRAIK, J. G. *The pollution of the marine environment by plastic debris: a review*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, p. 842-852. 2002.

DE SCISCILO, T.; MIJTS, E. N.; BECKER, T.; EPPINGA, M. B. *Beach debris on Aruba, Southern Caribbean: Attribution to local land-based and distal marine-based sources*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 106, n. 1-2, p. 49–57. 2016. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.03.039.

DIAZ-BASANTES, M. F.; CONESA, J. A.; ANDRES FULLANA, A. *Microplásticos no mel, cerveja, leite e refrigerantes no Equador como contaminantes emergentes*. *Sustentabilidade*, n. 12, v. 14, 5514. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12145514>.

DING, J.; JIANG, F.; LI, J.; WANG, Z.; SUN, C.; WANG, Z.; FU, L.; DING, N. X.; HE, C. *Microplastics in the Coral Reef Systems from Xisha Islands of South China Sea*. *Environmental Science e Technology*, v. 53, p. 8036–8046. 2019.

DRIS, R.; IMHOF, H.; SANCHEZ, W.; GASPERI, J.; GALGANI, F.; TASSIN, B.; LAFORSCH, C. *Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles*. *Environ. Chem.* v. 12, p. 539–550. 2015b.

DRIS, R.; GASPERI, J.; SAAD, M.; MIRANDE, C.; TASSIN, B. *Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?* *Marine Pollution Bulletin*, n. 104, p. 290–293. 2016.

DONOHUE, M. J.; MASURA, J.; GELATT, T.; REAM, R.; BAKER, J. D.; FAULHABER, K.; LERNER, D. T. *Evaluating exposure of northern fur seals, *Callorhinus ursinus*, to microplastic pollution through fecal analysis*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 138, p. 213–221. 2019.

DOWARAH, K.; PATCHAIYAPPAN, A.; THIRUNAVUKKARASU, C.; JAYAKUMAR, S.; DEVIPRIYA, S. P. *Quantification of microplastics using Nile Red in two bivalve species *Perna viridis* and *Meretrix meretrix* from three estuaries in Pondicherry, India and microplastic uptake by local communities through bivalve diet*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 153, 110982. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.110982.

DUIS, K.; COORS, A. *Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects*. *Environmental Sciences Europe*, v. 28, n. 1. 2016.

ENDO, S.; TAKIZAWA, R.; OKUDA, K.; TAKADA, H.; CHIBA, K.; KANEHIRO, H.; OGI, H.; YAMASHITA, R.; DATE, T. *Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences*. *Marine Pollution Bulletin*. v. 50, p. 1103–1114. 2005.

ERIKSEN, M.; LEBRETON, L. C. M.; CARSON, H. S.; THIEL, M.; MOORE, C. J.; BORERRO, J. C.; GALGANI, F.; RYAN, P. G.; REISSER, J. *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, e111913. 2014.

EUROPEAN COMMISSION. *Plastic Waste: Ecological and Human Health Impacts*. Science for Environment Policy: in-depth reports, 44p. 2011.

FADARE, O. O.; OKOFFO, E. D. *Covid-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment*. Science of the Total Environment, v. 737, 140279. 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140279.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). *Banana Market Review: Preliminary results for 2018*. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO, 12p. 2018.

FARIAS, C. R. S. M.; JARDIM, T. D. M. *Rio+20: oceanos, mares e zonas costeiras*. [Boletim Legislativo, n. 17 Brasília: Senado Federal]. Disponível em: <<http://www12.senado.leg.br/publicacoes/estudos-legislativos/tipos-de-estudos/outras-68-publicacoes/tema-se-agendas-para-o-desenvolvimento-sustentavel/rio-20-oceanos-mares-e-zonas-costeiras> >. 6 p. 2012. Acessado em: 02/05/2020.

FENDALL, L. S.; SEWELL, M. A. *Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers*. Marine Pollution Bulletin, n. 58, p. 1225-1228. 2009.

FERNÁNDEZ, J. A. G.; BOTTAZZI, G. B.; ASTORGA, A. *Tectónica y estratigrafía de la Cuenca Limón Sur*. Revista Geológica de América Central, vol. esp. Terremoto de Limón, p. 15–28. 1994.

FERNANDINO, G.; ELLIFF, C. I.; SILVA, I. R.; BRITO, T. S.; BITTENCOURT, A. C. S. P. *Plastic fragments as a major component of marine litter: a case study in Salvador, Bahia, Brazil*. Journal of Integrated Coastal Zone Management, v. 16, n. 3, p. 281–287. 2016. DOI: <https://doi.org/10.5894/rgci649>.

FERNANDINO, G.; ELLIFF, C.; FRANCISCHINI, H.; DENTZIEN-DIAS, P. *Anthropoquinas: First description of plastics and other man-made materials in recently formed coastal sedimentary rocks in the southern hemisphere*. Marine Pollution Bulletin, v. 154, 111044. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111044>.

FIGUEIREDO, G. M.; VIANNA, T. M. P. *Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton*. Marine Pollution Bulletin, v. 135, p. 256–265. 2018. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.07.020.

FISNER, M.; TANIGUCHI, S.; MAJER, A. P.; BÍCEGO, M. C.; TURRA, A. *Concentration and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: implications for small-scale diagnostic and environmental monitoring*. Marine Pollution Bulletin, v. 76, p. 349–354. 2013b.

FISNER, M.; MAJER, A. P.; BALTHAZAR-SILVA, D.; GORMAN, D.; TURRA, A. *Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample*

variability and spatial heterogeneity. Environmental Science and Pollution Research, v. 24, n. 15, p. 13732–13740. 2017a. DOI:10.1007/s11356-017-8883-y.

FOK, L.; CHEUNG, P. K. *Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution*. Marine Pollution Bulletin, v. 99, p. 112-118. 2015.

FOLK, R. L. *Petrology of sedimentary rocks*. Hemphill Publishing Company. Austin, Texas, EUA, p. 182. 1980.

FOLK, R. L.; WARD, W. C. *Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters*. Journal of Sedimentary Petrology, n. 27, p. 3-26. 1957.

FRÈRE, L.; PAUL-PONT, I.; RINNERT, E.; PETTON, S.; JAFFRÉ, J.; BIHANNIC, I.; SOUDANT, P.; LAMBERT, C.; HUVET, A. *Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France)*. Environmental Pollution, v. 225, p. 211–222. 2017. DOI:10.1016/j.envpol.2017.03.023.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. *Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast*. Marine Pollution Bulletin, v. 60, p. 1988–1992. 2010.

FRIAS, J. P. G. L.; MARTINS, J.; SOBRAL, P. *Research in plastic marine debris in mainland Portugal*. Revista de Gestão Costeira Integrada, v. 11, n. 1, p. 145-148. 2011.

FRIAS, J. P. G. L.; GAGO, J.; OTERO, V.; SOBRAL, P. *Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters*. Marine Pollution Bulletin. v. 114. p. 24-30. 2016.

FRIEDMAN, G. M.; SANDERS, J. E. *Principles of Sedimentology*. New York, John Wiley & Sons. p. 792. 1978.

FRIES, E.; DEKIFF, J. H.; WILLMEYER, J.; NUELLE, M.-T.; EBERT, M.; REMY, D. *Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy*. Environmental Science: Processes & Impacts, v. 15, n. 10. 2013. DOI:10.1039/c3em00214d.

FUNDÉU. *Microplásticos en una sola palabra* [Internet]. Disponível em: <https://www.fundeu.es/recomendacion/microplasticos-en-una-sola-palabra/>. 2018a. Acessado em 13/04/2020.

GAGO, J.; PORTELA, S.; FILGUEIRAS, A. V.; SALINAS, M. P.; MACÍAS, D. *Ingestion of plastic debris (macro and micro) by longnose lancetfish (Alepisaurus ferox) in the North Atlantic Ocean*. Regional Studies in Marine Science. 2020. DOI: 10.1016/j.rsma.2019.100977.

GALGANI, F.; LEAUTE, J. P.; MOGUEDET, P.; SOUPLET, A.; VERIN, Y.; CARPENTIER, A.; GORAGUER, H.; LATROUITE, D.; ANDRAL, B.; CADIOU, Y.; MAHE, J. C.; POULARD, J. C.; NERISSON, P. *Litter on the sea floor along European coasts*. Marine Pollution Bulletin, n. 40, p. 516–527. 2000.

GALGANI, F.; HANKE, G.; MAES, T. *Global distribution, composition and abundance of marine litter*. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*, Springer, p. 29–56. 2015.

GALLOWAY, T. S.; COLE, M.; LEWIS, C. *Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem*. *Nature Ecology & Evolution*, n. 5, p. 116. 2017.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O.; DÍAZ, L. F. E.; CARDOSO, R. P.; MUNIZ, M. C. *The impact of tourism on marine litter pollution on Santa Marta beaches, Colombian Caribbean*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 160, 111558. 2020a.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O.; ESPINOSA, L. F.; CARDOSO, R. P.; CARDOZO, B. B. I.; ANJOS, R. M. *Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia*. *Environmental Pollution*, v. 267, 115495. 2020b.

GARCÍA, S. *Referencias históricas y evolución de los plásticos*. *Revista Iberoamericana de Polímeros*, v. 10, n. 1, p. 71-80. 2009.

GARCÍA-RIVERA, S.; LIZASO, J. L. S.; MILLÁN, J. M. B. *Spatial and temporal trends of marine litter in the Spanish Mediterranean seafloor*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 137, p. 252–261. 2018. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.09.051.

GARCIA, T. M.; CAMPOS, C. C.; MOTA, E. M. T.; SANTOS, N. M. O.; CAMPELO, R. P. DE S.; PRADO, L. C. G.; JUNIOR, M. M.; SOARES, M. DE O. *Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil)*. *Marine Pollution Bulletin*, 110705. 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110705.

GARRISON, T. *Fundamentos de oceanografía*. Ed. Cengage Learning Nacional, Brasil, p. 191-261. 2010.

GARSIDE, M. *Global plastic production from 1950-2018*. 2019. Disponível em www.statista.com/statistics/282732/global-production-of-plastics-since-1950/. Acessado em 25 de setembro de 2020.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. *Production, use, and fate of all plastics ever made*. *Science Advances*, n. 3, p. 1–5. 2017.

GUERRANTI, C.; MARTELLINI, T.; PERRAC, G.; SCOPETANI, C.; CINCINELLI, A. *Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 68, p. 75–79. 2019.

GUIDANCE ON MONITORING OF MARINE LITTER IN EUROPEAN SEAS. *Joint Research Centre of the European Commission*. European Union. 128 p. 2013. DOI: 10.2788/99475.

GUIDELINES FOR THE MONITORING AND ASSESSMENT OF PLASTIC LITTER IN THE OCEAN (GESAMP). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. Kershaw, P. J. (Ed.). (IMO/FAO/UNESCO IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Reports & Studies, n. 90, 96p. 2015.

GUIDELINES FOR THE MONITORING AND ASSESSMENT OF PLASTIC LITTER IN THE OCEAN (GESAMP). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment*. Kershaw, P. J., Rochman, C. M. (Eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Reports & Studies, n. 93, 220p. 2016.

GUIDELINES FOR THE MONITORING AND ASSESSMENT OF PLASTIC LITTER IN THE OCEAN (GESAMP). *Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean*. Kershaw P. J., Turra A. and Galgani F. (Eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Reports & Studies, n. 99, 130p. 2019.

GORNI, A. A. *Introdução aos plásticos*. Disponível em: <http://www.gorni.eng.br/intropol.html>. Acessado em 15 de setembro de 2020. 2003.

GRBIĆ, J.; HELM, P.; ATHEY, S.; ROCHMAN, C. *Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources*. Water Research, 115623. 2020. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115623.

GRACA, B.; SZEWC, K.; ZAKRZEWSKA, D.; DOŁĘGA, A.; SZCZERBOWSKA-BORUCHOWSKA, M. *Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea—a preliminary study*. Environmental Science and Pollution Research, v. 24, n. 8, p. 7650–7661. 2017. DOI:10.1007/s11356-017-8419-5.

GRAY, A. D.; WERTZ, H.; LEADS, R. R.; WEINSTEIN, J. E. *Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition*. Marine Pollution Bulletin, v. 128, p. 223–233. 2018. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.01.030.

GREGORY, M. R. *Plastic pellets on New Zealand beaches*. Marine Pollution Bulletin, v. 8, p. 82-84. 1977.

GREGORY, M. R. *Virgin Plastic Granules on Some Beaches of Eastern Canada and Bermuda*. Marine Environmental Research, n.10. p. 73-92. 1983.

GREGORY, M. R.; ANDRADY, A. L. *Plastic in the marine environment*. In: Andrady AL, editor. *Plastics and the environment*. New York (NY): John Wiley. p 379–401. 2003.

GREENPEACE INTERNATIONAL. *Plastic debris in the world's oceans*. Ottho Heldringstraat 5, 1066 AZ Amsterdam, Netherlands. T+31 20 718 2000 F+31 20 514 8156 www.oceans.greenpeace.org.

GOLDSTEIN, M. C.; ROSENBERG, M.; CHENG, L. *Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect*. Biology Letters, v. 8, n. 5, p. 817–820. 2012. DOI: 10.1098/rsbl.2012.0298.

GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, M.; HERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, C.; GONZÁLEZ-SÁLAMO, J.; LÓPEZ-DARIAS, J.; HERNÁNDEZ-BORGES, J. *Monitoring of meso and microplastic*

debris in Playa Grande beach (Tenerife, Canary Islands, Spain) during a moon cycle. Marine Pollution Bulletin. 2019. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.110757.

GORMAN, M. *Environmental Hazards: Marine Pollution*. ABCCLIO Inc, Santa Barbara.
HALL, K. Impacts of Marine Debris and Oil: Economic and Social Costs to Coastal Communities. KIMO, Shetland, p. 97. 1993.

HALL, N. M.; BERRY, K. L. E.; RINTOUL, L.; HOOGENBOOM, M. O. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Marine Biology*, v. 162, p. 725–732, 2015. DOI: 10.1007/s00227-015-2619-7

HALE, R. C. *Analytical challenges associated with the determination of microplastics in the environment*. *Analytical Methods*, v. 9, n. 9, p. 1326–1327. 2017. DOI: 10.1039/c7ay90015e

HAN, M.; NIU, X.; TANG, M.; ZHANG, B.; WANG, G.; YUE, W.; KONG, X.; ZHU, J. *Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary*. *Science of the Total Environment*. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135601>.

HARA, J.; FRIAS, J.; NASH, R. *Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 152, 110905. 2020.

HARTMANN, N. B.; RIST, S.; BODIN, J.; JENSEN, L. H. S.; SCHMIDT, S. N.; MAYER, P.; MEIBON, A.; BAUN, A. *Microplastics as vectors for environmental contaminants: exploring sorption, desorption, and transfer to biota*. *Integrated Environmental Assessment and Management*, n. 13, p. 488–493. 2017.

HE, B.; GOONETILLEKE, A.; AYOKO, G. A.; RINTOUL, L. *Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia*. *Science of The Total Environment*, 134467. 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134467.

HENDRAWATI; SAVITRI, A. K.; FITRIYATI, N.; MUSTIKA, A. A. *Formulation of the body scrub cream containing moringa seed powder (*moringa oleifera*) and its examination dermal acute irritation*. *International Journal of GEOMATE*, v.17, n. 62, p. 244-249. 2019.

HEO, N. W.; HONG, S. H.; HAN, G. M.; HONG, S.; LEE, J.; SONG, Y. K.; JANG, M.; SHIM, W. J. *Distribution of Small Plastic Debris in Cross-section and High Strandline on Heungnam Beach, South Korea*. *Ocean Science Journal*, v. 48, n. 2, p. 225-233. 2013.

HERMABESSIERE, L.; DEHAUT, A.; PAUL-PONT, I.; LACROIX, C.; JEZEQUEL, R.; SOUDANT, P.; DUFLOS, G. *Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review*. *Chemosphere*, v. 182, p. 781–793. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096>.

HIDALGO-RUZ, V.; THIEL, M. *Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project*. *Marine Environmental Research*. p. 87-88. 2013.

HIEN, T. T.; NHON, N. T. T.; THU, V. T. M.; QUYEN, V. T. T.; NGUYEN, N. T. *The Distribution of Microplastics in Beach Sand in Tien Giang Province and Vung Tau City*,

Vietnam. *Journal of Engineering and Technological Sciences*, v. 52, n. 2, p. 208-221. 2020. DOI: 10.5614/j.eng.technol.sci.2020.52.2.6.

HIPFNER, J. M.; GALBRAITH, M.; TUCKER, S.; STUDHOLME, K. R.; DOMALIK, A. D.; PEARSON, S. F.; GOOD, T. P.; ROSS, P. S.; HODUM, P. *Two forage fishes as potential conduits for the vertical transfer of microfibrils in Northeastern Pacific Ocean food webs*. *Environmental Pollution*, v. 239, p. 215-222. 2018.

HIRAI, H.; TAKADA, H.; OGATA, Y.; YAMASHITA, R.; MIZUKAWA, K.; SAHA, M.; WARD, M. W. *Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches*. *Marine Pollut. Bull.*, v. 62, n. 8, p. 1683–1692. 2011.

HORN, D.; GRANER, E. F.; STEELE, C. L. *Effects of environmentally relevant concentrations of microplastic fibers on Pacific mole crab (Emerita analoga) mortality and reproduction*. *Limnology and Oceanography Letters*. 2019. DOI: 10.1002/lol2.10137.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. *Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities*. *Science of The Total Environment*, n. 586, p. 127–141. 2017b. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.

HUIN, N.; CROXALL, J. P. *Fishing gear, oil and marine debris associated with seabirds at Bird Island, South Georgia, during 1993/1994*. *Marine Ornithology*, 24. p. 19–22. 1996.

HURLEY, R.; WOODWARD, J.; ROTHWELL, J. J. *Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding*. *Nature Geoscience*, v. 11, n. 4, p. 251–257. 2018.

IÑIGUEZ, M. E.; CONESA, J. A.; FULLANA, A. *Microplastics in Spanish Table Salt*. *Science Reports*, n. 7, 8620. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09128-x>.

INSTITUTO COSTARRICENSE DE TURISMO (ICT). *Anuario estadístico de turismo*, 70p. 2009.

INSTITUTO COSTARRICENSE DE TURISMO (ICT). *Anuario estadístico de turismo*, 73p. 2011.

INSTITUTO COSTARRICENSE DE TURISMO (ICT). *Anuario estadístico de turismo*, 40p. 2014.

INSTITUTO COSTARRICENSE DE TURISMO (ICT). *Anuario estadístico de turismo*, 65p. 2017.

INSTITUTO COSTARRICENSE DE TURISMO (ICT). *Anuario estadístico de turismo*, 65p. 2019.

INSTITUTO METEOROLÓGICO NACIONAL DA COSTA RICA (IMN). *Clima de Costa Rica: el clima y las regiones climáticas de Costa Rica*, 3p. Disponível em: <https://www.imn.ac.cr>. 2017.

INSTITUTO DE NACIONAL DE ESTADÍSTICAS Y CENSOS (INEC). VI Censo Agropecuario. Resultados generales. San José, 146p. 2014a.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. *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. 2007. DOI:10.1016/j.marpolbul.2007.05.004.

IVAR DO SUL, J. A.; SPENGLER, A.; COSTA, M. F. *Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic)*. Marine Pollution Bulletin, v. 58, p. 1229–1244. 2009.

IVAR DO SUL, J. A.; SANTOS, I. R.; FRIEDRICH, A. C.; MATTHIENSEN, A.; FILLMANN, G. *Plastic Pollution at a Sea Turtle Conservation Area in NE Brazil: Contrasting Developed and Undeveloped Beaches*. Estuaries and Coasts, v. 34, n. 4, p. 814–823. 2011. DOI:10.1007/s12237-011-9392-8

IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C.; NIESSNER, R. *Microplastic in aquatic ecosystems*. Angewandte Chemie International Edition, v. 56, p. 1720-1739. 2016.

JAHAN, S.; STREZOV, V.; WELDEKIDAN, H.; KUMAR, R.; KAN, T.; SARKODIE, S. A.; HE, J.; DASTJERDI, B.; WILSON, S. P. *Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia*. Science of the Total Environment, v. 695, 133924. 2019.

JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMA, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. L. *Plastic waste inputs from land into the ocean*. Marine Pollution Bulletin, v. 347, p. 768–771. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.

JAYASIRI, H. B.; PURUSHOTHAMAN, C. S.; VENNILA, A. *Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India*. Marine Pollution Bulletin, n. 77, p. 107–112. 2013. DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.10.024

JEYASANTA, K. I.; SATHISH, N.; PATTERSON, J.; EDWARD, J. K. P. *Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India*. Marine Pollution Bulletin, v. 154, 111055. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111055

JONES, M. M. *Fishing debris in the Australian marine environment*. Marine Pollution Bulletin, n. 543, p. 25-33. 1995.

KABERI, H.; TSANGARIS, C.; ZERI, C.; MOUSDIS, G.; PAPADOPOULOS, A.; STREFTARIS, N. *Microplastics along the shoreline of a Greek island (Kea isl., Aegean Sea): types and densities in relation to beach orientation, characteristics and proximity to sources*. Proceedings of the 4th International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE) and SECOTOX Conference, p. 24-28. 2013. ISBN: 978-960-6865-68-8

KANE, I. A.; CLARE, M. A.; MIRAMONTES, E.; WOGELIUS, R.; ROTHWELL, J. J.; GARREAU, P.; POHL, F. *Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation*. Science, 5899. 2020. DOI: 10.1126/science.aba5899

KAPOSI, K. L.; MOS, B.; KELAHER, B. P.; DWORJANYN, S. A. *Ingestion of Microplastic Has Limited Impact on a Marine Larva*. *Environmental Science & Technology*, v. 48, n. 3, p. 1638-1645. 2014. DOI:10.1021/es404295e.

KATAOKA, T.; HINATA, H. *Evaluation of beach cleanup effects using linear system analysis*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 91, p. 73–81. 2015.

KATAOKA, T.; MURRAY, C. C.; ISOBE, A. *Quantification of marine macro-debris abundance around Vancouver Island, Canada, based on archived aerial photographs processed by projective transformation*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 132, p. 44–51. 2018. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.060

KATAOKA, T.; NIHEI, Y.; KUDOU, K.; HINATA, H. *Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan*. *Environmental Pollution*, v. 244, p. 958–965. 2019.

KARTHIK, R.; ROBIN, R. S.; PURVAJA, R.; GANGULY, D.; ANANDAVELU, I.; RAGHURAMAN, R.; HARIHARAN, G.; RAMAKRISHNA, A.; RAMESH, R. *Microplastics along the beaches of southeast coast of India*. *Science of The Total Environment*, n. 645, p. 1388–1399. 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.242

KATSANEVAKIS, S. *Marine Debris, a Growing Problem: Sources, Distribution, Composition and Impacts*. *Marine Pollution: New Research*. In: HOFER, T. N. *Marine Pollution: New Research*, Nova Science Publishers, p. 53–100. 2008.

KEISLING, C.; HARRIS, R. D.; BLAZE, J.; COFFIN, J.; BYERS, J. E. *Low concentrations and low spatial variability of marine microplastics in oysters (*Crassostrea virginica*) in a rural Georgia estuary*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 150, 110672. 2020.

KIM, I.-S.; CHAE, D.-H.; KIM, S.-K.; CHOI, S.; WOO, S.-B. *Factors Influencing the Spatial Variation of Microplastics on High-Tidal Coastal Beaches in Korea*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, n. 69, v. 3, p. 299–309. 2015. DOI:10.1007/s00244-015-0155-6.

KLEMEŠ, J. J.; VAN FAN, Y.; TAN, R. R.; JIANG, P. *Minimising the present and future plastic waste, energy and environmental footprints related to COVID-19*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 109883. 2020b. DOI: 10.1016/j.rser.2020.109883.

KOELMANS, A. A.; KOOI, M.; LAW, K. L.; SEBILLE, E. V. *All is not lost: deriving a top-down mass budget of plastic at sea*. *Environmental Research Letters*, v. 12, 114028. 2017.

KOHLMANN, B.; SOLÍS, Á.; ELLE, O.; SOTO, X.; RUSSO, R. *Biodiversity, conservation, and hotspot atlas of Costa Rica: a dung beetle perspective (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae)*. *Zootaxa*, p. 1-34. 2007. DOI:10.11646/zootaxa.1457.1.1.

KOLE, P. J.; LÖHR, A. J.; VAN BELLEGHEM, F.; RAGAS, A. *Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14, n. 10, 1265. 2017. DOI: 10.3390/ijerph14101265.

KOMAR, P. D. *Beach Processes and Sedimentation*. 1ª Edição, Nova Jersey: Prentice-Hall. 1976.

KOMAR, P. D. *Handbook of coastal processes and erosion*. 1ª edição, CRC Press. 2018.
KÜHN, S.; VAN FRANEKER, J. A. *Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 151, 110858. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110858.

KUNZ, A.; WALTHER, B. A.; LÖWEMARK, L.; LEE, Y. C. *Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 111, p. 126–135. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.022>.

KUSUI, T.; NODA, M. *International survey on the distribution of stranded and buried litter on beaches along the Sea of Japan*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 47, p. 175-179. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00478-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00478-2).

LAING, A. K. *An Introduction to Ocean Waves*. In: World Meteorological Organization. *Guide to Wave Analysis and Forecasting*. Geneva – Switzerland, second edition, WMO, n. 702, p. 1 - 14. 1998.

LAIST, D. W. *Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 18, n. 6b, p. 319-326. 1987.

LAIST, D. W. *Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records*. In: Coe, J., Rogers, D.B. (Eds.) *Marine Debris: Sources, Impacts and Solutions*. Springer Series on Environmental Management, New York, USA, p. 99–119. 1997.

LAGLBAUER, B. J. L.; FRANCO-SANTOS, R. M.; ANDREU-CAZENAVE, M.; BRUNELLI, L.; PAPADATOU, M.; PALATINUS, A.; GREGO, M.; DEPREZ, T. *Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 89, p. 356–366. 2014.

LAVERS, J. L.; BOND, A. L. *Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2017. DOI: 10.1073/pnas.1619818114, 201619818.

LAW, K. L.; MORET-FERGUSON, S.; MAXIMENKO, N. A.; PROSKUROWSKI, G.; PEACOCK, E. E.; HAFNER, J.; REDDY, C. M. *Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre*. *Science*, p. 1185–1188. 2010.

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. *Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 77, v. 1-2, p. 349–354. 2013. DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.08.013.

LEBRETON, L.; SLAT, B.; FERRARI, F.; SAINTE-ROSE, B.; AITKEN, J.; MARTHUSE, R.; HAJBANE, S.; CUNSOLO, S.; SCHWARZ, A.; LEVIVIER, A.; NOBLE, K.; DEBELJAK, P.; MARAL, H.; SCHOENEICH-ARGENT, R.; BRAMBINI, R.;

REISSER, J. *Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic*. Science Reports, v. 8, 4666. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>.

LESTARI, P.; TRIHADININGRUM, Y. *The impact of improper solid waste management to plastic pollution in Indonesian coast and marine environment*. Marine Pollution Bulletin, v. 149, 110505. 2019.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. *Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection*. Water Research, v. 137, p. 362-374. 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.056.

LIEBEZEIT, G.; DUBAISH, F. *Microplastics in beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v. 89, p. 213–217. 2012.

LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. *Synthetic particles as contaminants in German beers*. Food Additives & Contaminants: Part A, v. 31, n. 9, p. 1574–1578. 2014. DOI:10.1080/19440049.2014.945099.

LIU, Z.; YU, P.; CAI, M.; WU, D.; ZHANG, M.; CHEN, M.; ZHAO, Y. *Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile Eriocheir sinensis*. Science of The Total Environment. 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.265.

LIU, T.; ZHAO, Y.; ZHU, M.; LIANG, J.; ZHENG, S.; SUN, X. *Seasonal variation of micro and meso-plastics in the seawater of Jiaozhou Bay, the Yellow Sea*. Marine Pollution Bulletin, v. 152, 110922. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110922>.

LIZANO, O. G. *Algunas Características de las Mareas en la Costa Pacífica y Caribe de Centroamérica*. Ciencia y Tecnología, p. 51-64. 2006.

LIZANO, O. G. *Climatología del viento y oleaje frente a las costas del Costa Rica*. Ciencia y Tecnología: Investigación. Ciencia y Tecnología, v. 25, p. 43-56. 2007. ISSN: 0378-0524.

LIZANO, O. G. *Erosión em las playas de Costa Rica, incluyendo la Isla del Coco*. Intersedes. v. 14, n. 27, p. 6-27. 2013.

LIZANO, A. M. A.; LIZANO R. O. R. *Creación de escenarios de inundación en la Ciudad de Puntarenas ante el aumento del nivel del mar*. Intersedes - Revista Electrónica de las Sedes Regionales de la Universidad de Costa Rica, v. 11, n. 21, p. 215-229. 2010. ISSN: 2215-2458.

LUIJENDIJK, A.; HAGENAARS, G.; RANASINGHE, R.; BAART, F.; DONCHYTS, G.; AARNINKHOF, S. *The State of the World's Beaches*. Scientific Reports, v. 8, n. 664. 2018.

MACEDO, A. V.; SILVA, A. L. C.; MADUREIRA, E. A. L.; SILVESTRE, C. P. *Poluição por lixo nas praias de Abraão e Preta na borda setentrional-oriental da Ilha Grande (Angra dos Reis, RJ) e o impacto sócio-ambiental*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA E APLICADA, 17. Anais: Os desafios da geografia física na fronteira do conhecimento. São Paulo: UNICAMP, 2017, v. 1, p. 3009-3014. 2017.

MACEDO, A. V.; SILVA, A. L. C.; MADUREIRA, E. A. L.; DINIZ, L. F.; PINHEIRO, A. B. *Poluição por resíduos sólidos em praias da baía da Ilha Grande, Angra dos Reis e Paraty (RJ)*. Mares: Revista de Geografia e Etnociências, v.1, p. 53-66. 2020.

MACHOVSKY-CAPUSKA, G. E.; ANDRADES, R.; SANTOS, R. G. *Debris ingestion and nutritional niches in estuarine and reef green turtles*. Marine Pollution Bulletin, n. 153, 110943. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.110943.

MADUREIRA, E. A. L.; SILVA, A. L. C.; MACEDO, A. V.; GRALATO, J. C. A. *Análise da composição, distribuição e origem do lixo nas praias oceânicas de Dois Rios e Lopes Mendes na Ilha Grande (Angra dos Reis, RJ)*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA E APLICADA, 17. Anais: Os desafios da geografia física na fronteira do conhecimento. São Paulo: UNICAMP, 2017. v.1. p. 3015-3020. 2017.

MAG/SPN (Ministerio de Agricultura y Ganadería. Servicio de Parques Nacionales). *Plan Operativo Parque Nacional Cahuita 1980-1981*. 1980.

MAJER, A. P.; VEDOLIN, M. C.; TURRA, A. *Plastic pellets as oviposition site and means of dispersal for the ocean-skater insect Halobates*. Marine Pollution Bulletin, v. 64, n. 6, p. 1143–1147. 2012. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.03.029.

MARTIN, C.; CORONA, E.; MAHADIK, G. A.; DUARTE, C. M. *Adhesion to coral surface as a potential sink for marine microplastics*. Environmental Pollution, 113281. 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113281.

MARTINELLI, J. C.; PHAN, S.; LUSCOMBE, C. K.; GAMIÑO, J. L. P. *Low incidence of microplastic contaminants in Pacific oysters (Crassostrea gigas Thunberg) from the Salish Sea, USA*. Science of the Total Environment, v. 715, 136826. 2020.

MARTINS, J.; SOBRAL, P. *Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size?* Marine Pollution Bulletin, v. 62, p. 2649–2653. 2011.

MASCARENHAS, R.; BATISTA, C. P.; MOURA, I. F.; CALDAS, A. R.; NETO, J. M. C.; VASCONCELOS, M. Q.; ROSA, S. S.; BARROS, T. V. S. *Marine debris at a sea turtles nesting área at Pariaba State, Brazilian Northeast*. Revista da Gestão Costeira Integrada, v. 8, n. 2, p. 221–231. 2008.

MATHALON, A.; HILL, P. *Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia*. Marine Pollution Bulletin, v. 81, p. 69–79. 2014.

MATSUGUMA, Y.; TAKADA, H.; KUMATA, H.; KANKE, H.; SAKURAI, S.; SUZUKI, T.; ITOH, M.; OKAZAKI, Y.; BOONYATUMANOND, R.; ZAKARIA, M. P.; WEERTS, S.; NEWMAN, B. *Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 73, p. 230–239. 2017.

MAXIMENKO, N.; CORRADI, P.; LAW, K. L.; SEBILLE, E. V.; GARABA, S. P.; LAMPITT, R. S.; GALGANI, F.; MARTINEZ-VICENTE, V.; GODDIJN-MURPHY, L.; VEIGA, J. M.; THOMPSON, R. C.; MAES, C.; MOLLER, D.; LÖSCHER, C. R.; ADDAM, A. M.; LAMSON, M.; CENTURIONI, L. R.; POSTH, N.; LUMPKIN, R.; VINCI, M.;

MARTINS, A. M.; PIEPER, C. D.; ISOBE, A.; HANKE, G.; EDWARDS, M.; CHUBARENKO, I. P.; RODRIGUEZ, E.; ALIANI, S.; ARIAS, M.; ASNER, G. P.; BROSICH, A.; CARLTON, J. T.; CHAO, Y.; COOK, A.; CUNDY, A.; GALLOWAY, T. S.; GIORGETTI, A.; GONI, G. J.; GUICHOUX, Y.; HARDESTY, B. D.; HOLDSWORTH, N.; LEBRETON, L.; LESLIE, H. A.; MACADAM-SOMER, I.; MACE, T.; MANUEL, M.; MARSH, R.; MARTINEZ, E.; MAYOR, D.; MOIGNE, M. L.; JACK, M. E. M.; MOWLEM, M. C.; OBBARD, R. W.; PABORTSAVA, K.; ROBBERTSON, B.; ROTARU, A. E.; SPEDICATO, M. T.; THIEL, M.; TURRA, A.; WILCOX, C. *Towards the Integrated Marine Debris Observing System*. *Frontiers in Marine Science*, n. 6, 447. 2019. DOI: 10.3389/fmars.2019.00447.

MAZARIEGOS-ORTÍZ, C.; ROSALES, M. A.; CARRILLO-OVALLE, L.; CARDOSO, R. P.; MUNIZ, M. C.; ANJOS, R. M. *First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 156, 111220. 2020.

MCCLEARN, D.; ARROYO-MORA, J. P.; CASTRO, E.; COLEMAN, R. C.; ESPELETA, J. F.; GARCÍA-ROBLEDO, C.; GILMAN, A.; GONZÁLEZ, J.; JOYCE, A. T.; KUPREWICZ, E.; LONGINO, J. T.; MICHEL, N. L.; RODRÍGUEZ, C. M.; ROMERO, A.; SOTO, C.; VARGAS, O.; WENDT, A.; WHITFIELD, S.; TIMM, R. M. *The Caribbean lowland evergreen moist and wet forests*. In M. Kappelle (Ed.), *Costa Rican Ecosystems*. Chicago, IL: University of Chicago Press. 744p. 2016.

MCDERMID, K. J.; MCMULLEN, T. L. *Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 48, p. 790–794. 2004. doi:10.1016/j.marpolbul.2003.10.017.

MCLACHLAN, A.; BROWN, A. C. *The Ecology of Sandy Shores* (2nd edition), Academic Press, Elsevier. 392p. 2006.

MILADINOVA, S.; MACIAS, D.; STIPS, A.; GARCIA-GORRIZ, E. *Identifying distribution and accumulation patterns of floating marine debris in the Black Sea*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 153, 110964. 2020.

MILLER, M. E.; KROON, F. J.; MOTTI, C. A. *Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices*. *Marine Pollution Bulletin*, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.058>.

MILLER, J. *Antarctica is not protected from an influx of new species*, *Physics Today*, v. 71, n. 9, p. 14-16. 2018.

MINISTERIO DE AMBIENTE, ENERGÍA Y TELECOMUNICACIONES (MINAET). *Propuesta de reglamento de uso público del Parque Nacional Cahuita, Costa Rica*. 2012.

MISTRI, M.; INFANTINI, V.; SCOPONI, M.; GRANATA, T.; MORUZZI, L.; MASSARA, F.; DONATIE, M.; MUNARI, C. *Small plastic debris in sediments from the Central Adriatic Sea: Types, occurrence and distribution*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, n. 1, p. 435–440. 2017. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.063.

MOLNAR, J. L.; GAMBOA, R. L.; REVENGA, C.; SPALDING, M. D. *Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 6, 1342, p. 485–492. 2008.

MONTEIRO, R. C. P.; IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. *Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean*. *Environmental Pollution*, n. 238, p. 103–110. 2018. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.096.

MOORE, C. J. *Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat*. *Environment Research*, Elsevier, v. 108, p. 131–139. 2008.

MORA, S.; MORA, R. *Los deslizamientos causados por el Terremoto de Limón: factores de control y comparación con otros eventos en Costa Rica*. *Revista Geologica de America Central*, volume especial, p. 139-152. 1994.

MOREIRA, F. T.; PRANTONI, A. L.; MARTINI, B.; DE ABREU, M. A.; STOIEV, S. B.; TURRA, A. *Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological considerations for estimating the input of microplastics*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 102, n. 1, p. 114–121. 2016a. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.051.

MOREIRA, F. T.; BALTHAZAR-SILVA, D.; BARBOSA, L.; TURRA, A. *Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches*. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 313–321. 2016b.

MURILLO, L. M. *Las mares em Costa Rica*. *Intersedes*, v. 2, n. 2-3, p. 93-108. 2001.

MURPHY, F.; EWINS, C.; CARBONNIER, F.; QUINN, B. *Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment*. *Environmental Science & Technology*, v. 50, n. 11, p. 5800–5808. 2016. DOI: 10.1021/acs.est.5b05416.

MURPHY, F.; QUINN, B. *The effects of microplastic on freshwater Hydra attenuata feeding, morphology & reproduction*. *Environmental Pollution*, n. 234, p. 487–494. 2018. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.11.029.

MUTO, M. M.; HELKER, V. T.; DELEAN, B. J.; ANGLISS, R. P.; BOVENG, P. L.; BREIWICK, J. M.; BROST, B. M.; CAMERON, M. F.; CLAPHAM, P. J.; DAHLE, S. P.; DAHLHEIM, M. E.; FADELY, B. S.; FERGUSON, M. C.; FRITZ, L. W.; HOBBS, R. C.; IVASHCHENKO, Y. V.; KENNEDY, A. S.; LONDON, J. M.; MIZROCH, S. A.; REAM, R. R.; RICHMOND, E. L.; SHELDEN, K. E. W.; SWEENEY, K. L.; TOWELL, R. G.; WADE, P. R.; WAITE, J. M.; ZERBINI, A. N. *Alaska marine mammal stock assessments*. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-404, 395p. 2020.

NAJI, A.; ESMAILI, Z.; MASON, S. A.; DICK VETHAAK, A. *The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf, Iran*. *Environmental Science Pollution Research*, v. 24, p. 20459–20468. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9587-z>.

NEL, H. A.; FRONEMAN, P. W. *A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 101, n. 1, p. 274–279. 2015. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.043.

NEUMANN, B.; VAFEIDIS, A. T.; ZIMMERMANN, J.; NICHOLLS, R. J. *Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment*. *PLoS ONE*, v. 10, n. 3, e0118571. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118571>.

NG, K. L.; OBBARD, J. P. *Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 52, p. 761–767. 2006.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). *Report on Modeling Oceanic Transport of Floating Marine Debris*. Marine Debris Program, Silver Spring, MD, 21p. 2016.

NELMS, S. E.; BARNETT, J.; BROWNLOW, A.; DAVISON, N. J.; DEAVILLE, R.; GALLOWAY, T. S.; LINDEQUE, P. K.; SANTILLO, D.; GODLEY, B. J. *Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory?* *Scientific Reports*, v. 9, 1075. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37428-3>.

NUELLE, M. T.; DEKIFF, J. H.; REMY, D.; FRIES, E. *A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments*. *Environmental Pollution*, v. 184, p. 161–169. 2014. DOI:10.1016/j.envpol.2013.07.027.

OGATA, Y.; TAKADA, H.; MIZUKAWA, K.; HIRAI, H.; IWASA, S.; ENDO, S.; MATO, Y.; SAHA, M.; OKUDA, K.; NAKASHIMA, A.; MURAKAMI, M.; ZURCHER, N.; BOOYATUMANONDO, R.; ZAKARIA, P. M.; DUNG, L. Q.; GORDON, M.; MIGUEZ, C.; SUZUKI, S.; MOORE, C.; KARAPANAGIOTI, H. K.; WEERTS, S.; MCCLURG, T.; BURRESM, T.; SMITH, W.; VELKENBURG, M. V.; LANG, J. S.; LANG, R. C.; LAURSEN, D.; DANNER, B.; STEWARDSON, N.; THOMPSON, R. C. *International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, p. 1437–1446. 2009.

OLIVATTO, G. P.; MARTINS, M. C. T.; MONTAGNER, C. C.; HENRY, T. B.; CARREIRA, R. S. *Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 139, p. 157–162. 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.042.

OLIVEIRA, F.; MONTEIRO, P.; BENTES, L.; HENRIQUES, N. S.; AGUILAR, R.; GONÇALVES, J. M. S. *Marine litter in the upper São Vicente submarine canyon (SW Portugal): Abundance, distribution, composition and fauna interactions*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 97, n. 1-2, p. 401–407. 2015. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.05.060.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). *Rational use of personal protective equipment for coronavirus disease 2019 (COVID-19)*. Interim guidance, 7p. 2020.

PAGTER, E.; FRIAS, J.; KAVANAGH, F.; NASH, R. *Varying levels of microplastics in benthic sediments within a shallow coastal embayment*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 106915. 2020. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106915.

PATRÍCIO SILVA, A. L.; PRATA, J. C.; WALKER, T. R.; DUARTE, A. C.; OUYANG, W.; BARCELÒ, D.; ROCHA-SANTOS, T. *Increased plastic pollution due to Covid-19 pandemic: challenges and recommendations*. Chemical Engineering Journal, 126683. 2020b. DOI: 10.1016/j.cej.2020.126683.

PEDERSEN, A. F.; GOPALAKRISHNAN, K.; BOEGEHOLD, A. G.; PERAINO, N. J.; WESTRICK, J. A.; KASHIAN, D. R. *Microplastic ingestion by quagga mussels, Dreissena bugensis, and its effects on physiological processes*. Environmental Pollution, v. 260, 113964. 2020.

PEDROTTI, M. L.; PETIT, S.; ELINEAU, A.; BRUZAUD, S.; CREBASSA, J.-C.; DUMONTET, B.; MARTÍ, E.; GORSKY, G.; CÓZAR, A. *Changes in the Floating Plastic Pollution of the Mediterranean Sea in Relation to the Distance to Land*. PLOS ONE, v. 11, n. 8, e0161581. 2016. DOI: 10.1371/journal.pone.0161581.

PENG, X.; CHEN, M.; CHEN, S.; DASGUPTA, S.; XU, H.; TA, K.; DU, M.; LI, J.; GUO, Z.; BAI, S. *Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean*. Geochemical Perspectives Letters, v. 9, p. 1-5. 2018. DOI: 10.7185/geochemlet.1829.

PENNINO, M. G.; BACHILLER, E.; LLORET-LLORET, E.; PUIGSERVER, M. A.; ESTEBAN, A.; JADAUD, A.; BELLIDO, J. M.; COLL, M. *Ingestion of microplastics and occurrence of parasite association in Mediterranean anchovy and sardine*. Marine Pollution Bulletin, v. 158, 111399. 2020.

PEREIRA, R. M.; ÁVILA, C. A.; LIMA, P. R. A. S. *Minerais em grãos: técnicas de coleta, preparação e identificação*, Oficina de textos. 2005. ISBN: 85-86238-46-5.

PIEDRAHITA, J. *El arrecife coralino de Punta Cahuita: origen de un pueblo y un parque nacional, experiencias para el desarrollo sostenible*. La Nación S.A., San José. Costa Rica. 1997.

PHAM, C. K.; RAMIREZ-LLODRA, E.; ALT, C. H. S.; AMARO, T.; BERGMANN, M.; CANALS, M.; COMPANY, J. B.; DAVIES, J.; DUINEVELD, G.; GALGANI, F.; HOWELL, K. L.; HUVENNE, V. L. I.; ISIDRO, E.; JONES, D. O. B.; LASTRAS, G.; MORATO, T.; GOMES-PEREIRA, J. N.; PURSER, A.; STEWART, H.; TOJEIRA, I.; TUBAU, X.; ROOIJ, D. V.; TYLER, P. A. *Marine Litter Distribution and Density in European Seas, from the Shelves to Deep Basins*. Plos ONE, v. 9, n. 4. 2014. DOI:10.1371/journal.pone.0095839.

PLASTICS EUROPE. *Plastics – the Facts 2017. An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Disponível em: https://www.plasticseurope.org/application/files/5715/1717/4180/Plastics_the_facts_2017_FINAL_for_website_one_page.pdf. Acessado: 13/04/2020 às 10h20.

PLASTICS EUROPE. *Plastics - The Facts 2018 - An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Plasticseurope.org. 2018. Disponível em: <http://>

stagingplasticseurope.idloom.com/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf. Acessado: 13/04/2020 às 9h50.

PLASTICS EUROPE. *Plastics – The Facts 2019 – An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Brussels: Plastics Europe. 2019.

PLEE, T. A.; POMORY, C. M. *Microplastics in sandy environments in the Florida Keys and the panhandle of Florida, and the ingestion by sea cucumbers (Echinodermata: Holothuroidea) and sand dollars (Echinodermata: Echinoidea)*. Marine Pollution Bulletin, v. 158, 111437. 2020.

POBLACIÓN Y SALUD EN MESOAMÉRICA. Universidad de Costa Rica, Centro Centroamericano de Población, v. 13, n. 2. 2016.

POETA, G.; CONTI, L.; MALAVASI, M.; BATTISTI, C.; ACOSTA, A. T. R. *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. DOI:10.1016/j.ecss.2016.08.041.

PORTZ, L.; MANZOLLI, R. P.; HERRERA, G. V.; GARCIA, L. L.; VILLATE, D. A.; IVAR DO SUL, J. A. *Marine litter arrived: Distribution and potential sources on an unpopulated atoll in the Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Sea*. Marine Pollution Bulletin, v. 157, 111323. 2020.

PRATA, J. C. *Microplastics in wastewater: State of the know ledge on sources, fate and solutions*. Marine Pollution Bulletin, n. 129, v. 1, p. 262–265. 2018. DOI:10.1016/j.marpolbul.2018.02.046.

PRESTHOLDT, T. E.; KEMP, L. *The effects of anthropogenic marine debris on the behavior of the purple shore crab, Hemigrapsus nudus*. Journal of Sea Research, v. 163, 101916. 2020. DOI: 10.1016/j.seares.2020.101916.

QUESADA, C. A.; ALVARADO, E. B.; BARROS, F. D. *Caracterización de los procesos de erosión costera en el Caribe sur: caso playa Gandoca, Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca-Manzanillo, Limón, Costa Rica*. Monografía - Trabajo Final de Graduación presentada a la Escuela de Ciencias Geográficas para optar por el grado de Licenciatura en Ciencias Geográficas con énfasis en Ordenamiento del Territorio, 181f. 2020.

QUESADA-ROMÁN. *Impactos geomorfológicos del terremoto de Limón (1991; ms=7.5) y consideraciones para laprevención de riesgos asociados en Costa Rica*. Revista Geográfica de América Central, v. 56, p. 93-111. 2016.

QUESADA-ROMÁN, A.; PÉREZ-BRICEÑO, P. M. *Geomorphology of the Caribbean coast of Costa Rica*. Journal of Maps, v. 15, n. 2, p. 363-371. 2019. DOI: 10.1080/17445647.2019.1600592.

QUINTANAL, H. I. *Ampliación del puerto de Moín (Costa Rica)*. 2018. 229 f. Dissertação (Mestrado na Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos) - Universidad de Cantabria, 2018.

QUIRÓS, O. B.; VEGA, P. B.; SILES, C. S. *Diseño del proceso constructivo del proyecto emisario submarino de la ciudad de Limón*. Proyecto de Graduación (Licenciatura en Ingeniería en Construcción). Instituto Tecnológico de Costa Rica. Escuela de Ingeniería en Construcción. 2002.

REES, G.; POND, K. *Marine litter monitoring programmes - a review of methods with special reference to national surveys*. *Marine Pollution Bulletin* 30, p. 103–108. 1995.

REDDY, S. M.; BASHA, S.; ADIMURTHY, S.; RAMACHANDRAIAH, G. *Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, n. 68, p. 656-660. 2006.

REED, S.; CLARK, M.; THOMPSON, R.; HUGHES, K. A. *Microplastics in marine sediments near Rothera Research Station, Antarctica*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 133, p. 460–463. 2018.

REISSER, J.; SHAW, J.; HALLEGRAEFF, G.; PROIETTI, M.; BARNES, D. K. A.; THUMS, M.; WILCOX, C.; HARDESTY, B. D.; PATTIARATCHI, C. *Millimeter-Sized Marine Plastics: A New Pelagic Habitat for Microorganisms and Invertebrates*. *PLoS ONE*, v. 9, n. 6, e100289. 2014. DOI: 10.1371/journal.pone.0100289.

RETAMA, I.; JONATHAN, M. P.; SHRUTI, V. C.; VELUMANI, S.; SARKAR, S. K.; ROY, P. D.; RODRÍGUEZ-ESPINOSA, P. F. *Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 113, n. 1-2, p. 530–535. 2016. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.08.053.

RIBIC, C. A. *Use of indicator items to monitor marine debris on a New Jersey beach from 1991 to 1996*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 36, p. 887–891. 1998.

RILLIG, M. C.; LEHMANN, A.; DE SOUZA MACHADO, A. A.; YANG, G. *Microplastic effects on plants*. *New Phytologist*, 2019. DOI:10.1111/nph.15794.

RÍOS, N.; FRIAS, J. P. G. L.; RODRÍGUEZ, Y.; CARRIÇO, R.; GARCIA, S. M.; JULIANO, M.; PHAM, C. K. *Spatio-temporal variability of beached macro-litter on remote islands of the North Atlantic*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 133, p. 304–311. 2018. DOI:10.1016/j.marpolbul.2018.05.038.

RIST, S.; ALMROTH, B. C.; HARTMANN, N. B.; THERESE M.; KARLSSON, T. M. *A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics*. *Science of the Total Environment*, v. 626, p. 720–726. 2018.

RYAN, P. G.; MOORE, C. J.; VAN FRANEKER, J. A.; MOLONEY, C. L. *Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment*. *Philosophical Transactions of the Royal Society. Biological Sciences*, n. 364, p. 1999-2012. 2009.

RODRIGUES, J. P.; DUARTE, A. C.; SANTOS-ECHEANDÍA, J.; ROCHA-SANTOS, T. *Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: a critical overview*. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2019. DOI: 10.1016/j.trac.2018.11.038.

ROLDÁN, C. *XIV Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. Agricultura: Tendencias recientes e implicaciones ambientales. Un año de crisis climática y alimentaria (Informe final)*. San José. Programa Estado de la Nación. 2008. Disponível em http://www.estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/014/Agricultura-Roldan-2008.pdf Acessado em 17/02/2020.

ROSA, K. S.; SILVA, A. L. C. *A Influência dos processos costeiros na origem e distribuição do lixo na praia de Itaipuaçu* (Maricá, RJ). 2016.

SADER, S. A.; JOYCE, A. T. *Deforestation rates and trends in Costa Rica— 1940 to 1983*. *Biotropica*, v. 20, p. 11– 19. 1988.

SAEED, T.; AL-JANDAL, N.; AL-MUTAIRI, A.; TAQI, H. *Microplastics in Kuwait marine environment: Results of first survey*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 152. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110880.

SALAZAR, A. M.; LIZANO, O. G.; ALFARO, E. J. *Composición de sedimentos en las zonas costeras de Costa Rica utilizando Fluorescencia de Rayos-X (FRX)*. *Revista de Biología Tropical*, v. 52 (Suppl. 2), p. 61-75. 2004.

SANTOS, I. R.; BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M. *Resíduos Sólidos*. In: Baptista Neto, J. A., Wallner-Kersanach, M., Patchineelam, S. M. (Eds). *Poluição Marinha*. Interciência, p. 309-330. 2008.

SATHISH, N.; JEYASANTA, K. I.; PATTERSON, J. *Abundance, characteristics and surface degradation features of microplastics in beach sediments of five coastal areas in Tamil Nadu, India*. *Marine Pollution Bulletin*, n. 142, p. 112–118. 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.037.

SCHERER, C.; WEBER, A.; STOCK, F.; VURUSIC, S.; EGGERCI, H.; KOCHLEUS, C.; ARENDT, N.; FOELDI, C.; DIERKES, G.; WAGNER, M.; BRENNHOLT, N.; REIFFERSCHIED, G. *Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river*. *Science of The Total Environment*, 139866. 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139866.

SCHYMANSKI, D.; GOLDBECK, C.; HUMPF, H.-U.; FÜRST, P. *Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: release of plastic particles from different packaging into mineral water*. *Water Research*, v. 129, p. 154–162. 2018.

SCHMUCK, A. M.; LAVERS, J. L.; STUCKENBROCK, S.; SHARP, P. B.; BOND, A. L. *Geophysical features influence the accumulation of beach debris on Caribbean islands*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 121, n. 1-2, p. 45-51. 2017. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.05.043.

SHEAVLY S. B.; REGISTER K. M. *Marine debris & plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions*. *Journal of polymers and the environment*, v. 15, n. 4, p. 301-305. 2007.

SINAC/MINAET. *GRUAS II: Propuesta de Ordenamiento Territorial para la conservación de la biodiversidad*. 2008.

SILVA, M. A. M.; RESENDE, M. C. C. M.; SANTOS, C. L. *Um Estudo sobre a Dinâmica das Praias de Niterói (Baía de Guanabara, RJ)*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 71, n. 4, p. 962 – 967. 1999.

SILVA, R.; MARTÍNEZ, M. L.; HESP, P. A.; CATALAN, P.; OSORIO, A. F.; MARTELL, R.; FOSSATI, M.; SILVA, G. M.; MARIÑO-TAPIA, I.; PEREIRA, P.; CIENGUEGOS, R.; KLEIN, A.; GOVAERE, G. *Present and Future Challenges of Coastal Erosion in Latin America*. In: Silva, R., e Strusińska-Correia, A. (eds.), Coastal Erosion and Management along Developing Coasts: Selected Cases. Journal of Coastal Research, n. 71, p. 1-16. 2014.

SILVA, M. L.; CASTRO, R. O.; SALES, A. S.; ARAÚJO, F. V. *Marine debris on beaches of Arraial do Cabo, RJ, Brazil: An important coastal tourist destination*. Marine Pollution Bulletin, v. 130, p. 153–158. 2018.

SILVA, C. J. M.; SILVA, A. L. P.; GRAVATO, C.; PESTANA, J. L. T. *Ingestion of small-sized and irregularly shaped polyethylene microplastics affect Chironomus riparius life-history traits*. Science of The Total Environment, v. 672, p. 862–868. 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.017.

SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS DE CONSERVACIÓN (SINAC) DEL MINISTERIO DE AMBIENTE, ENERGÍA Y TELECOMUNICACIONES (MINAET). *GRUAS II: Propuesta de Ordenamiento Territorial para la conservación de la biodiversidad de Costa Rica*. v. 3: Análisis de Vacíos en la Representatividad e Integridad de la biodiversidad marina y costera. San José, CR. p. 60. 2008.

SMITH, K. *We are seven billion*. Nature Climate Change, v. 1, n. 7, p. 331–335. 2011. DOI:10.1038/nclimate1235.

SMITH, M.; LOVE, D. C.; ROCHMAN, C. M.; NEFF, R. A. *Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health*. Current Environmental Health Reports. 2018. DOI:10.1007/s40572-018-0206-z.

SOMERVILLE, S. E.; MILLER, K. L.; MAIR, J. M. *Assessment of the aesthetic quality of a selection of beaches in the Firth of Forth, Scotland*. Marine Pollution Bulletin, v. 46, p. 1184–1190. 2003.

SONG, Y. K.; HONG, S. H.; JANG, M.; HAN, G. M.; RANI, M.; LEE, J.; SHIM, W. J. *A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples*. Marine Pollution Bulletin, n. 93, v. 1-2, p. 202–209. 2014. DOI:10.1016/j.marpolbul.2015.01.015.

SONG, Y. K.; HONG, S. H.; JANG, M.; HAN, G. M.; SHIM, W. J. *Occurrence and Distribution of Microplastics in the Sea Surface Microlayer in Jinhae Bay, South Korea*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 69, n. 3, p. 279–287. 2015. DOI: 10.1007/s00244-015-0209-9.

STOLTE, A.; FORSTER, S.; GERDTS, G.; SCHUBERT, H. *Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast*. Marine Pollution Bulletin. v. 99. p. 216–229. 2015.

STONE, V.; JOHNSTON, H.; CLIFT, M. J. D. *Air pollution, ultrafine and nanoparticle toxicology: cellular and molecular interactions*. IEEE Trans. Nanobiosci, v. 6, p. 331–340. 2007. DOI: [org/10.1109/TNB.2007.909005](https://doi.org/10.1109/TNB.2007.909005).

SU, L.; XUE, Y.; LI, L.; YANG, D.; KOLANDHASAMY, P.; LI, D.; SHI, H. *Microplastics in Taihu Lake, China*. Environmental Pollution, v. 711–719. 2016.

SUARIA, G.; PEROLD, V.; LEE, J. R.; LÉBOUARD, F.; ALIANI, S.; RYAN, P. G. *Floating macro- and microplastics around the Southern Ocean: Results from the Antarctic Circumnavigation Expedition*. Environment International, n. 136, 105494. 2020. DOI: [10.1016/j.envint.2020.105494](https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105494).

SUSSARELLU, R.; SUQUET, M.; THOMAS, Y.; LAMBERT, C.; FABIOUX C.; PERNET, M. E. J.; GOÏC, N. L.; QUILLIEN, V.; MINGANT, C.; EPELBOIN, Y.; CORPOREAU, C.; GUYOMARCH, J.; ROBBENS, J.; PAUL-PONTA, I.; SOUDANT, P.; HUVET, A. *Oyster production is affected by exposure to polystyrene microplastics*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 113, n. 9, p. 2430–2435. 2016.

TANAKA, K.; TAKADA, H.; IKENAKA, Y.; NAKAYAMA, S. M. M.; ISHIZUKA, M. *Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii*. Marine Pollution Bulletin. 2019. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2019.110732](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110732).

TANIGUCHI, S.; COLABUONO, F. I.; DIAS, P. S.; OLIVEIRA, R.; FISNER, M.; TURRA, A.; IZAR, G. M.; ABESSA, D. M. S.; SAHA, M.; HOSODA, J.; YAMASHITA, R.; TAKADA, H.; LOURENÇO, R. A.; MAGALHÃES, C. A.; BÍCEGO, M. C.; MONTONE, R. C. *Spatial variability in persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons found in beach-stranded pellets along the coast of the state of São Paulo, southeastern Brazil*. Marine Pollution Bulletin, v. 106, p. 87–94. 2016.

TAYLOR, M. L.; GWINNETT, C.; ROBINSON, L. F.; WOODALL, L. C. *Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms*. Scientific Reports, v. 6, 33997. 2016.

TEUTEN, E.; ROWLAND, S.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. *Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants*. Environmental Science & Technology, v. 41, p. 7759–7764. 2007.

TEKMAN, M. B.; KRUMPEN, T.; BERGMANN, M. *Marine litter on deep Arctic seafloor continues to increase and spreads to the North at the HAUSGARTEN observatory*. Deep-Sea Research Part I, n. 120, p. 88–99. 2017.

THE ORION PUBLISHING GROUP. *Chega de plástico*. Sextante, Rio de Janeiro, 128p. 2019.

THIEL, M.; HINOJOSA, I.; VASQUEZ, N.; MACAYA, E. *Floating marine debris in coastal waters of the SE-Pacific (Chile)*. Marine Pollution Bulletin, v. 46, p. 224–231. 2003.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E. *Lost at Sea: where is all the plastic?* Science, v. 304, p. 838. 2004.

THOMPSON, R. C. *Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions*. In: BERGMANN, M., GUTOW, L. e KLAGES, M (Eds.). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer Open, p. 456. 2015.

TOBIAS, A. *Evaluation of the lockdowns for the SARS-CoV-2 epidemic in Italy and Spain after one month follow up*. *Science of the Total Environment*, v. 725, 138539. 2020.

TONG, H.; JIANG, Q.; HU, X.; ZHONG, X. *Occurrence and identification of microplastics in tap water from China*. *Chemosphere*, v. 252. 2020. ISSN 0045-6535, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126493>.

TUCKER, M. E. *Sedimentary Petrology An Introduction*. v. 3. Halsted Press Book. 1981.

TURNER, A.; HOLMES, L. *Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean)*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, n. 2, p. 377–381. 2011. DOI:10.1016/j.marpolbul.2010.09.027.

TURRA, A.; MANZANO, A. B.; DIAS, R. J. S.; MAHIQUES, M. M.; BARBOSA, L.; BALTHAZAR-SILVA, D.; MOREIRA, F. T. *Three-dimensional distribution of plastic pellets in Sandy beaches: shifting paradigms*. *Scientific Reports*, v. 4. 2014.

URBAN-MALINGA, B.; ZALEWSKI, M.; JAKUBOWSKA, A.; WODZINOWSKI, T.; MALINGA, M.; PALYS, B.; DĄBROWSKA, A. *Microplastics on sandy beaches of the southern Baltic Sea*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 155, 111170. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111170

UNEP. *Marine Litter: A Global Challenge*. Nairobi: UNEP, 232p. 2009.

UNEP. *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme, Nairobi. 274p. 2016.

UNEP. *Emissions Gap Report 2018*. United Nations Environment Programme. 112p. 2018.

VAN, A.; ROCHMAN, C. M.; FLORES, E. M.; HILL, K. L.; VARGAS, E.; VARGAS, S. A.; HOH, E. *Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego*. *California Chemosphere*, v. 86, p. 258-263. 2012. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.09.039

VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R. *Microplastics in bivalves cultured for human consumption*. *Environmental Pollution*, v. 193, p. 65–70. 2014. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.

VAN WEZEL, A.; CARIS, I.; KOOLS, S. A. E. *Release of primary microplastics from consumer products to wastewater in the Netherlands*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 35, n. 7, p. 1627–1631. 2016. DOI: 10.1002/etc.3316.

VEERASINGAM, S.; MUGILARASAN, M.; VENKATACHALAPATHY, R.; VETHAMONY, P. *Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic*

pellets along the Chennai coast, India. Marine Pollution Bulletin, n. 109, p. 196–204. 2016. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.082.

VEDOLIN, M. C.; TEOPHILO, C. Y. S.; TURRA, A.; FIGUEIRA, R. C. L. *Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics*. Marine Pollution Bulletin, v. 129, n. 2, p. 487–493. 2017. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.10.019.

VETHAAK, A. D.; LESLIE, H. A. *Plastic Debris Is a Human Health Issue*. Environmental Science & Technology, v. 50, n. 13, p. 6825–6826. 2016. DOI: 10.1021/acs.est.6b02569.

VIDYASAKAR, A.; NEELAVANNAN, K.; KRISHNAKUMAR, S.; PRABAHARAN, G.; PRIYANKA, S. A.; MAGESH, N. S.; GODSON, P. S.; SRINIVASALU, S. *Macrodebris and microplastic distribution in the beaches of Rameswaram Coral Island, Gulf of Mannar, Southeast coast of India: A first report*. Marine Pollution Bulletin, n. 137, p. 610–616. 2018. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.007.

VILLAGRAN, D. M.; TRUCHET, D. M.; BUZZI, N. S.; LOPEZ, A. D. F.; SEVERINI, M. D. F. *A baseline study of microplastics in the burrowing crab (Neohelice granulata) from a temperate southwestern Atlantic estuary*. Marine Pollution Bulletin, v. 150, 110686. 2020.

WAGNER, S.; HÜFFER, T.; KLÖCKNER, P.; WEHRHAHN, M.; HOFMANN, T.; REEMTSMA, T. *Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects*. Water Research, v. 139, p. 83–100. 2018. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.051.

WAKKAF, T.; EL ZRELLI, R.; KEDZIERSKI, M.; BALTI, R.; SHAIK, M.; MANSOUR, L.; TLIG-ZOUARIA, S.; BRUZAUD, S.; RABAOU, L. *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, n. 158, 111355. 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111355.

WALKER, T. R. *Drowning in debris: Solutions for a global pervasive marine pollution problem*. Marine Pollution Bulletin, v. 126. 2018. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.11.039

WALKER, S.; ROTHMAN, R. *Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review*. Journal of Cleaner Production, v. 261, 121158. 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121158.

WANG, T.; HU, M.; SONG, L.; YU, J.; LIU, R.; WANG, S.; WANG, Z.; SOKOLOVA, I. M.; HUANG, W.; WANG, Y. *Coastal zone use influences the spatial distribution of microplastics in Hangzhou Bay, China*. Environmental Pollution. 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115137.

WARING, R. H.; HARRIS, R. M.; MITCHELL, S. C. *Plastic contamination of the food chain: a threat to human health?* Maturitas, v. 115, p. 64–68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.maturitas.2018.06.010>.

WEITZNER, V.; FONSECA, M. *Cahuita, del conflicto a la colaboración en cultivar la paz: Conflicto y Colaboración en el Manejo de Recursos Naturales*. Canadá: Ed. Daniel Bucles. 2000.

WENTWORTH, C. K. *A scale of grade and class terms for clastic sediments*. The Journal of Geology. Published by: The University of Chicago Press, vol. 30, No. 5, p. 377- 392. 1922.

WESTON, J. N. J.; CARRILLO-BARRAGAN, P.; LINLEY, T. D.; REID, W. D. K.; JAMIESON, A. J. *New species of Eurythenes from hadal depths of the Mariana Trench, Pacific Ocean (Crustacea: Amphipoda)*. Zootaxa, v. 4748, n. 1, p. 163–181. 2020. DOI: 10.11646/zootaxa.4748.1.9.

WESSEL, C. C.; LOCKRIDGE, G. R.; BATTISTE, D.; CEBRIAN, J. *Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries*. Marine Pollution Bulletin, v. 109, n. 1, p. 178–183. 2016. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.06.002.

WOODALL, L. C.; SANCHEZ-VIDAL, A.; CANALS, M.; PATERSON, G. L. J.; COPPOCK, R.; SLEIGHT, V.; CALAFAT, A.; ROGERS, A. D.; NARAYANASWAMY, B. E.; THOMPSON, R. C. *The deep sea is a major sink for microplastic debris*. Royal Society Open Science, v. 1, n. 4. 2014. DOI:10.1098/rsos.140317.

WORLD ECONOMIC FORUM (WEF). *The New Plastics Economy - Rethinking the Future Of Plastics*. Cologny: World Economic Forum. 2016.

WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. *Plastic and Human Health: A Micro Issue?* Environmental Science & Technology, n. 51, v. 12, p. 6634–6647. 2017. DOI:10.1021/acs.est.7b00423.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. *The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review*. Environmental Pollution, n. 178, p. 483–492. 2013.

WU, H. H. *A study on transnational regulatory governance for marine plastic debris: Trends, challenges, and prospect*. Marine Policy, 103988. 2020. DOI:10.1016/j.marpol.2020.103988.

YIN, L.; WEN, X.; DU, C.; JIANG, J.; WU, L.; ZHANG, Y.; HU, Z.; HU, S.; FENG, Z.; ZHOU, Z.; LONG, Y.; GU, Q. *Comparison of the abundance of microplastics between rural and urban areas: A case study from East Dongting Lake*. Chemosphere, 125486. 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125486.

YOSHIDA, S. *A bacterium that degrades and assimilates poly (ethylene terephthalate)*. Science, n. 351, 6278, p. 1196–1199. 2016.

ZAKERI, M.; NAJI, A.; AKBARZADEH, A.; UDDIN, S. *Microplastic ingestion in important commercial fish in the southern Caspian Sea*. Marine Pollution Bulletin, v. 160, 111598. 2020.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. *Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris*. Environmental Science & Technology, v. 47, p. 7137–7146. 2013. DOI: 10.1021/es401288x.

ZHANG, B.; WU, D.; YANG, X.; TENG, J.; LIU, Y.; ZHANG, C.; ZHAO, J.; YIN, X.; YOU, L.; LIU, Y.; WANG, Q. *Microplastic pollution in the surface sediments collected from*

Sishili Bay, North Yellow Sea, China. Marine Pollution Bulletin, v. 141, p. 9–15. 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.02.021.

ZHAO, X.; CORNISH, K.; VODOVOTZ, Y. *Narrowing the gap for bioplastic use in food packaging-an update*. Environmental Science & Technology. 2020. DOI: 10.1021/acs.est.9b03755.

ZHENG, Y.; LI, J.; CAO, W.; LIU, X.; JIANG, F.; DING, J.; YIN, X.; SUN, C. *Distribution characteristics of microplastics in the seawater and sediment: A case study in Jiaozhou Bay, China*. Science of the Total Environment, v. 674, p. 27-35. 2019.

ZHENG, S.; ZHAO, Y.; LIANGWEI, W.; LIANG, J.; LIU, T.; ZHU, M.; QINGJIE LI, Q.; SUN, X. *Characteristics of microplastics ingested by zooplankton from the Bohai Sea, China*. Science of the Total Environment, 136357. 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136357.

ZHOU, Q.; ZHANG, H.; FU, C.; ZHOU, Y.; DAI, Z.; LI, Y.; TU, C.; LUO, Y. *The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea*. Geoderma, v. 322, p. 201–208. 2018.

CORBANA. Disponível em: www.corbana.co.cr/banano-de-costa-rica/#estadistica. Acesso em 12 de abril de 2020 às 22h.

CRHOY. Disponível em: www.crhoy.com/site/dist/boletin.html. Acesso em 13 de junho de 2018.

ECURED. Disponível em: www.ecured.cu/Refugio_Nacional_de_Vida_Silvestre_Limoncito. Acesso em 02 de julho de 2020 às 20h.

MARINE TRAFFIC. Disponível em: www.marinetraffic.com/en/photos/of/ships. Acesso em 27 de agosto de 2019.

PETROBRAS. Disponível em: <https://petrobras.com.br/pt/nossas-atividades/areas-de-atuacao/exploracao-e-producao-de-petroleo-e-gas/>. Acesso em 15 de junho de 2020 às 10h.

RACE FOR WATER. Disponível em: www.raceforwater.org/en/. Acesso em 01 de setembro de 2020 às 9h45.

SISTEMA COSTARRICENSE DE INFORMACIÓN JURÍDICA. Disponível em: www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_norma.aspx?param1=NRM&nValor1=1&nValor2=38394&nValor3=91558&strTipM=FN. Acesso em 04 de março de 2020 às 13h45.

SISTEMA COSTARRICENSE DE INFORMACIÓN JURÍDICA. Disponível em: http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=90187. Acesso em 04 de setembro de 2020 às 10h.

TABUA DE MARES. Disponível em: <https://tabuademares.com/cr/costa-mar-caribe/limon>. Acesso em 07 de maio de 2019.