



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

JOSÉ DONISETE ARAÚJO FILHO

**ANÁLISE SAZONAL DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS EM PRAIAS URBANAS DE
FORTALEZA**

FORTALEZA

2024

JOSÉ DONISETE ARAÚJO FILHO

**ANÁLISE SAZONAL DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS EM PRAIAS URBANAS DE
FORTALEZA**

Dissertação sobre o estudo e análise de resíduos plásticos coletados em praias densamente povoadas na orla de Fortaleza - CE diferenciando os períodos de chuva e estiagem uma vez por mês durante o ano de 2023, apresentada ao Programa de Pós-Graduação de Ciências Marinhas tropicais na Universidade Federal do Ceará como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ciências Marinhas Tropicais.

Professor: Dr. Paulo Henrique Gomes de Oliveira Sousa

FORTALEZA

2024

JOSÉ DONISETE ARAÚJO FILHO

**ANÁLISE SAZONAL DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS EM PRAIAS URBANAS DE
FORTALEZA**

Proposta de Qualificação de Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica.

Professor: Dr. Paulo Henrique Gomes de Oliveira Sousa

Aprovada em: ____ / ____ / ____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Henrique Gomes de Oliveira Sousa
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo
Universidade Federal do Ceará – UFC

Prof. Dr. Áurio lúcio Leocádio da Silva
Universidade Federal do Ceará – UFC

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A689a Araújo Filho, José Donisete.

Análise Sazonal dos Resíduos Plásticos em Praias Urbanas de Fortaleza / José Donisete Araújo Filho. – 2025.

79 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2025.

Orientação: Prof. Dr. Paulo Henrique Gomes de Oliveira Sousa.

1. Resíduos Sólidos. 2. Poluição. 3. Oceanos. 4. Praias. 5. Índices. I. Título.

CDD 551.46

AGRADECIMENTOS

À Instituição CAPES, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio. Vale ressaltar que o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao Prof. Dr. Paulo Henrique Gomes de Oliveira Sousa, pela excelente orientação e toda a ajuda de forma entusiástica e firme na qual me permitiu concluir esta pesquisa.

Aos professores participantes da banca examinadora Dr. Tommaso Giarrizzo e Dr. Áurio Lúcio Leocádio da Silva pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

RESUMO

As costas praianas do mundo todo são afetadas por diversos contaminantes nos quais, a grande maioria, configuram-se por vários tipos de resíduos sólidos, dando destaque, aos plásticos que demoram consideráveis anos até sua degradação. Assim, o lixo nos oceanos é distribuído de forma ampla por diversos biomas marinhos, além de ser muito comum de encontrar em praias arenosas. No entanto, tais resíduos impactam de forma grave os ecossistemas oceânicos, a biodiversidade e as diversas cadeias tróficas interligadas. Desse modo, este trabalho propõe analisar resíduos plásticos coletados em duas praias da costa do município de Fortaleza em períodos de chuva e estiagem, objetivando avaliar através da utilização de índices qualitativos e quantitativos a disposição desses resíduos nestas praias densamente frequentadas. Durante a pesquisa como metodologia utilizou-se a coleta dos resíduos sólidos feita por áreas com extensão de 150 metros empregando uma forma adaptada da diretriz OSPAR em duas praias turísticas no município de Fortaleza no estado do Ceará no período de chuva e outra no período de estiagem. Para as análises dos materiais, foram trabalhados quatro índices, sendo três desses (Índice de Costa Limpa; Índice de Ambiente Limpo; Índice de Abundância Plástica) já utilizados por alguns pesquisadores na prática ambiental para identificação do grau de limpeza das praias. Também, nesta investigação, é apresentado um novo índice (Índice de Estado Ambiental Atual) com foco em classificar o estado ambiental de costas de praias com dois fatores de peso distintos sem auxílio de repetitivas coletas. Ao final deste estudo, percebeu-se que as praias pesquisadas apresentavam estados de aparente semelhança mesmo em períodos de chuva e estiagem com uma alteração curiosa na praia no Futuro no período de estiagem fazendo esta pesquisa se deparar com fator externo, a atuação de correntes hidrodinâmicas. É importante frisar que se viu interação positiva entre os índices estudados, mesmo o novo índice mostrando-se ser mais rígido que os demais. Outro ponto a ser analisado é que pesquisas como esta em análise são relevantes uma vez que fundamentam de vez sua eficácia e promovem sua competência em novos ambientes. Foi percebido, também, circunstâncias marcantes advindas deste estudo: inicialmente, muitos autores que trabalham com os mesmos índices em diferentes praias ao utilizar métodos só parcialmente iguais acabam dificultando um pouco a utilização de seus dados como comparativo totalmente confiável, porém, acredita-se que a utilização destes índices pode ser extremamente útil para gestores costeiros.

Palavras-chave: Resíduos sólidos, Poluição, Oceanos, Praias, índices.

ABSTRACT

The world's coastal beaches are affected by various contaminants, the vast majority being different types of solid waste, with particular emphasis on plastics, which take many years to degrade. Oceanic waste is widely distributed across multiple marine biomes and is commonly found on sandy beaches. Such waste has a severe impact on ocean ecosystems, biodiversity, and the interconnected trophic chains. This study aims to analyze plastic waste collected from two beaches along the coast of Fortaleza during both rainy and dry periods. The objective is to assess the distribution of this waste on these densely frequented beaches using qualitative and quantitative indices. The research methodology involved collecting solid waste from 150-meter-long sections using an adapted version of the OSPAR guideline at two tourist beaches in Fortaleza, Ceará—one collection during the rainy season and another during the dry season. For material analysis, four indices were applied. Three of these—Clean Coast Index, Clean Environment Index, and Plastic Abundance Index—are already used by researchers in environmental studies to assess beach cleanliness. Additionally, a new index is introduced in this study, the Current Environmental Status Index, which aims to classify the environmental state of beach coasts using two distinct weighting factors without requiring repeated collections. By the end of the study, it was observed that the analyzed beaches exhibited apparent similarity in their environmental state during both rainy and dry periods, except for a curious change at Praia do Futuro during the dry season, where hydrodynamic currents emerged as an external influencing factor. Furthermore, a positive correlation was found between the studied indices. The new index proved to be stricter than the others. Future studies should conduct further collections and research using this index to better establish its efficacy and assess its competence in different environments. Additionally, previous studies indicate that researchers working with similar indices on different beaches often use only partially comparable methods, making it challenging to use their data for fully reliable comparisons. Nevertheless, it is believed that these indices can be extremely useful for coastal managers.

Keywords: Solid waste, Pollution, Oceans, Beaches, Indices.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Litoral de Fortaleza	23
Figura 2 -	Área - Praia do Futuro	27
Figura 3 -	Área - Barra do Ceará	27
Figura 4 -	Conjuntos de características específicas de cada índice. Alguns índices abrangem mais de uma característica	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Resultados ICL	31
Tabela 2 -	IEA - Pesos	32
Tabela 3 -	Resultados IAL	33
Tabela 4 -	Resultados IAP	33
Tabela 5 -	IEA - Qualidade das praias	35
Tabela 6 -	IEAA - Qualidade das praias	36
Tabela 7 -	Principais resíduos	37
Tabela 8 -	ICL - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro	45
Tabela 9 -	IAL - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro	47
Tabela 10 -	IAP - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro	48
Tabela 11 -	IEAA (Geral) - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro	49
Tabela 12 -	IEAA (Plásticos) - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro	50
Tabela 13 -	IEAA Comparação de resultados de pesos alterados em cenários idealizados	57

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 -	Principais resíduos nos períodos chuvosos nos meses de março e setembro nas praias da Barra do Ceará e do Futuro	38
Gráfico 2 -	Resíduos por uso e tipo na praia da Barra do Ceará no mês de março	39
Gráfico 3 -	Resíduos por uso e tipo na praia da Barra do Ceará no mês de setembro.	40
Gráfico 4 -	Resíduos por uso e tipo na praia do Futuro no mês de março	41
Gráfico 5 -	Resíduos por uso e tipo na praia do Futuro no mês de setembro	42

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	14
2.1	Objetivo geral	14
2.2	Objetivos específicos	14
3	REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1	A problemática do plástico	15
3.2	Dinâmica dos ambientes costeiros	17
3.3	Impactos dos resíduos plásticos no ambiente costeiro	19
3.4	Aplicação dos índices ambientais	20
4	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	22
4.1	Área de estudo	22
4.1.1.	<i>Aspectos geológicos e geomorfológicos</i>	23
4.1.2.	<i>Praia do Futuro</i>	25
4.1.3.	<i>Praia da Barra do Ceará</i>	25
4.2	Etapa de campo (acondicionamento)	26
4.2.1.	<i>Coleta de resíduos</i>	28
4.3	Etapa de laboratório	29
4.4	Aplicação dos índices	30
4.4.1.	<i>Índice de Costa Limpa (ICL)</i>	30
4.4.2.	<i>Índice de Ambiente Limpo (IAL)</i>	31

4.4.3.	<i>Índice de Abundância Plástica (IAP)</i>	33
4.4.4.	<i>Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA)</i>	34
4.5	Integração e inter-relação dos índices	36
5	RESULTADOS	37
6	DISCUSSÕES	43
6.1	Índice de Costa Limpa (ICL)	44
6.2	Índice de Ambiente Limpo (IAL)	45
6.3	Índice de Abundância Plástica (IAP)	47
6.4	Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA)	48
6.5	A percepção útil dos índices na gestão costeira	50
7	CONCLUSÃO	58
	REFERÊNCIAS	64

1 INTRODUÇÃO

Por muito tempo, os plásticos foram considerados símbolos da modernidade no passado e vilões do presente. Sua invenção, atribuída a Leo Hendrik Baekeland no final do século 19 e início do século 20, envolveu o uso de compostos químicos como resinas, elastômeros e fibras artificiais (HARAM et al., 2020; RANGEL-BUITRAGO., 2021). Desde então, o plástico tornou-se indispensável à vida humana e essencial para a rotina diária devido, nas últimas décadas, ao seu baixo custo e ampla gama de aplicações (SHAIBUR et al., 2024).

Em 2022, a produção mundial de plásticos alcançou 400,3 milhões de toneladas, enquanto os resíduos gerados totalizaram 353,3 milhões de toneladas. Logo, projeções indicam que esses números podem triplicar até 2060 (XIE et al., 2024). Além disso, a pandemia de COVID-19 agravou essa situação, com um aumento significativo na produção de equipamentos de proteção individual (EPIs) de plástico a partir de 2020 (FADARE e OKOFFO, 2020).

Com isso, a excessiva dependência humana do plástico está liberando no meio ambiente uma enorme quantidade de poluentes perigosos. Atualmente, estima-se que entre 20% e 42% dos resíduos plásticos globais estão sendo descartados em aterros sanitários, onde a decomposição é extremamente lenta (THOMPSON et al., 2009; SARWAR et al., 2024).

Em paralelo a essa discussão, o lixo marinho pode ser descrito como todo e qualquer item que foi feito e/ou utilizado por seres humanos, oriundo pelo descarte deliberado em praias e oceanos, indiretamente trazido pelo fluxo fluvial, esgotamentos sanitários, ventos ou tempestades, ou foi acidentalmente perdido no ambiente (UNEP, 2019). Com isso, em zonas costeiras é comum que sejam encontrados diversos tipos de materiais como plásticos, papel, metal, tecido, madeira, vidro, bitucas de cigarro, dentre outros (ASENSIO-MONTESINO et al., 2020). Especula-se que 10% do lixo plástico estão em massas d'água como nos mares, rios e corpos de água menores. Tudo isso é uma grave ameaça a toda a biodiversidade marinha (THOMPSON et al., 2009).

Nessa perspectiva, resíduos de origem antrópica, principalmente plásticos, estão amplamente distribuídos nos mais diversos ambientes marinhos, podendo ser encontrados em locais extremamente remotos e inacessíveis como no assoalho oceânico (PIERDOMENICO; CASALBORE; CHIOCCI, 2019), bem como, em regiões polares (BERGMANN et al., 2017). Já em regiões de costa, os detritos são transportados por meio da combinação de vento, marés,

ondas e correntes (XIE et al., 2018). Logo, seus efeitos podem ser encontrados na fauna marinha, a exemplo de casos de encalhe da megafauna (HØIBERG; WOODS; VERONES, 2022), ingestão acidental de resíduos plásticos (DARMON et al., 2022; EISFELD-PIERANTONIO et al., 2022; RODRÍGUEZ et al., 2022; SCIUTTERI et al., 2023) e, até mesmo, no impacto do microplástico nas teias alimentares, agindo desde em diminutos plânctons (AMANEESH et al., 2022) a gigantes baleias (KAHANE-RAPPORT et al., 2022).

Contudo, o impacto dos resíduos plásticos não afeta somente os ecossistemas costeiros e marinhos, mas também a saúde humana. Embora esses impactos possam ter sido subestimados por muitas décadas (IVAR DO SUL; COSTA, 2007), o acúmulo de resíduos em áreas costeiras traz altos riscos a banhistas e mergulhadores, podendo causar cortes, lesões por abrasão, desconfortos e até mesmo doenças (CAMPBELL et al., 2016). Alguns tipos de resíduos tem alguma característica radioativa ou são resíduos hospitalares, e, por isso, podem ser mais importantes para os cidadãos devido às suas óbvias consequências adversas (HARAM et al., 2020).

Além do risco de acidentes, a poluição visual também contabiliza para que uma praia não seja mais tão atraente para o turismo (ASENSIO-MONTESINO et al., 2020), impactando significativamente a economia em escala local e regional (ANDRADES et al., 2020) dado que as praias são um dos ambientes naturais mais apreciados e visitados em todo o mundo, tanto por sua beleza quanto por suas diversas atividades recreativas e comerciais. Esses ambientes também fornecem serviços ecossistêmicos estratégicos, como regulação, suporte, abastecimento e serviços culturais (RANGEL-BUITRAGO et al., 2019a).

Ainda sobre esse panorama, observa-se que a conceitualização sobre a gestão da praia tem evoluído; visto que se compreende melhor como as ações e práticas implementadas por órgãos detêm a competência para manter o equilíbrio entre o ecossistema de costa e a pressão antropogênica (PALAZÓN et al., 2019). No entanto, a aplicabilidade dessa gestão e de seus recursos se mostra necessária e imperativa.

No entanto ao se discutir sobre a poluição por lixo nas áreas costeiras, um elemento-chave é o comportamento social; visto que o descarte de resíduos sólidos em praias urbanas acontece de forma inadequada pela população necessitando, desse modo, o fortalecimento de leis, uma fiscalização mais eficiente e eficaz, bem como o aumento de campanhas de educação ambiental sobre a problemática dos resíduos nas praias (RANGEL-BUITRAGO et al., 2019b).

Sendo assim, para uma melhor gestão de praias é necessário a utilização da coleta de dados para buscar desenvolver práticas mais eficientes de gerenciamento desses espaços. Logo, ferramentas de relevante aplicação são os sistemas de índices ambientais utilizados em praias, pois, quase sempre tem uma ligação entre si, sendo reconhecidos e valorizados por gestores costeiros devido às suas utilidades (PALAZÓN et al., 2019).

Existem hoje, vários índices que são utilizados em todo o globo para se quantificar os resíduos marinhos e, assim, poder entender sua distribuição bem como os impactos sobre os ecossistemas marinhos e o ser humano. (KÜHN e VAN FRANEKER, 2020). Portanto, a fim de quantificar e monitorar resíduos e detritos marinhos, a prática de se empregar índices em integração seria ideal para se perceber os impactos, algo muito mais assertivo do que uma abordagem de um único índice. Podendo assim ser de utilidade para perceber potenciais sinistros na vida marinha e nos ecossistemas, além da própria vida do ser humano impactada na saúde e na economia (SANDARUWAN et al., 2023).

Em vista disso, o presente trabalho se propõe a apresentar os dados observados durante a prática de coleta de resíduos sólidos encontrados em duas praias densamente frequentadas no município de Fortaleza no estado do Ceará nas quais a coleta aconteceu em dois momentos: no período de chuva e outra no período de estiagem, março e setembro respectivamente. Em seguida ocorrerá aplicação de 4 índices de avaliação quantitativa e qualitativa de resíduos em costas marinhas: Índice de Costa Limpa (ICL), Índice de Ambiente Limpo (IAL), Índice de Abundância Plástica (IAP) e Índice Estado Ambiental Atual (IEAA). Vale ressaltar que o IEAA foi desenvolvido para esta pesquisa com base no Índice Estado Ambiental (IEA) de Schulz et al. (2013).

Dessa forma, espera-se poder tirar as devidas conclusões sobre a capacidade desses índices para a compreensão do estado de poluição das praias estudadas bem como o carácter de suas capacidades individuais para, assim, estes serem utilizados juntos contribuindo para um monitoramento dos sistemas costeiros marinhos mais eficiente e eficaz fornecendo informações para o desenvolvimento de estratégias destinadas a estruturar uma melhor gestão costeira.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a viabilidade e eficácia da utilização de índices qualitativos e quantitativos para inferir a disposição de resíduos sólidos em praias densamente visitadas no município de Fortaleza sob diferentes regimes sazonais, período chuvoso e de estiagem.

2.2 Objetivos específicos

- Criar um novo índice, Índice Estado Ambiental Atual (IEAA) que tenha a capacidade de análise do ambiente de praia, sem estudos pretéritos e testar com base em outros índices presentes na literatura sua viabilidade.
- Utilizar índices: Índice de Costa Limpa (ICL), Índice de Ambiente Limpo (IAL), Índice de Abundância Plástica (IAP) e o Índice Estado Ambiental Atual (IEAA) nos quais se pretende, analisar suas interações e sinergias quando aplicados em conjunto uma vez que estes índices possuem características qualificativas e qualitativas para entender os níveis de resíduos nas praias pesquisadas, bem como suas capacidades efetivas juntos ou separados.
- Mapear e classificar as praias em termos de número de resíduos plásticos descartados e assim fornecer informações abrangentes sobre a poluição costeira de praias turísticas em períodos de chuva e estiagem.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A problemática do plástico

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU BRASIL, 2012), anualmente se produz 1,3 bilhão de toneladas de resíduos sólidos de áreas urbanas; esta ainda prevê que em 2025 esse número chegará a um patamar de 2,2 bilhões.

No Brasil, especificamente, são produzidas 71,3 milhões de toneladas por ano de resíduos sólidos, e estima-se que 41,6% desses resíduos não receberão uma destinação correta, entendendo-se que esses resíduos não terão nenhum tipo de tratamento adequado para se evitar danos ao ambiente (ABRELPE, 2016).

Assim, como o despejo de resíduos sólidos tem aumentado com o passar dos anos, o consumo e despejo de resíduos plásticos também faz-se expressivo uma vez que a produção global de plástico aumentou exponencialmente, o que passou de apenas 2 milhões de toneladas aproximadamente em 1950 atingiu a marca de 390 milhões de toneladas em 2021, com previsões de aumento a nível potencial para algo em torno de 34.000 toneladas até 2050 (PLASTICS EUROPE, 2022; JEHANNO et al., 2022).

Ainda de acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU BRASIL, 2023), todos os anos, de 19 a 23 milhões de toneladas de plásticos são despejadas em ecossistemas aquáticos, afetando mais de 800 espécies, incluindo o ser humano. Das 400 milhões de toneladas de plásticos produzidas todos os anos, quase dois terços são plásticos de vida curta – ou aqueles de um único uso - os quais um terço é usado e despejado em corpos d'água nos oceanos, lagos e rios. Diariamente essa quantidade de plástico é aproximadamente equivalente a 2 mil caminhões de lixo (ONU BRASIL, 2023; ONU, 2024).

Sob essa ótica, surgiram trabalhos sobre poluição de resíduos plásticos em praias desde a década de 80 como o estudo de DIXON em 1981. No entanto, mesmo com a difusão dessas investigações, a referida problemática motiva o desenvolvimento de novos trabalhos que objetivam solucionar ou, inclusive, praticar análises quali-quantitativas para entender a distribuição e suas mais prováveis fontes (BECHERUCCI; ROSENTHAL; SECO PON, 2017; LACERDA et al., 2019; STOETT e VINCE, 2021; AMANEESH et al., 2022; SARWAR et al., 2024) objetivando mensurar o tamanho da situação atual de nossas praias.

Ao longo dessas investigações, observou-se que os maiores poluidores são países com economias em desenvolvimento como Índia, China, Indonésia, Taiwan e Brasil

(JAMBECK et al., 2015); uma vez que, por meio de um estudo de KUO e HUANG (2014), o plástico é o resíduo mais produzido com principal atenção para produtos pesqueiros e para recreação.

Ainda sobre esse viés, averiguou-se que comumente observa-se a presença de resíduos plásticos de duas fontes distintas em nossas praias: por atividades continentais (MAI et al., 2020; KRUSE et al., 2023) e marítimas (NAPPER et al., 2022). Sobre as oriundas do continente é comum aos banhistas que frequentam as praias e, geralmente, por descaso ou falta de conhecimentos dos prováveis danos, acabam deixando o material no local (BRENNAN, 2017; CHUERMANN e WOO, 2022). Enquanto as marítimas, estão diretamente ligadas aos barcos pesqueiros e grandes embarcações de cruzeiros (POLASEK et al., 2017; ERASMUS et al., 2024).

Uma outra fonte continental, bem mais ao centro do continente; são as contribuições fluviais, estas colaboram bastante para a presença de resíduos nas praias ao desaguiarem em suas vizinhanças (NEVES et al., 2011; SCHMIDT et al., 2017; MAI et al., 2020).

Entre esses resíduos plásticos pode-se dizer que o principal desafio relaciona-se a problemática dos nanos e microplásticos, estes chegam a afetar o clima, o meio ambiente e a saúde humana (ZIANI et al., 2023), visto que a maioria desses resíduos microscópio e nanoscópio são produtos plásticos de única utilidade, ou seja, uso e descarte, como pratos e talheres, garrafas pets e embalagens plásticas em geral. Todos eles tornam-se grandes quantidades de resíduos plásticos; uma vez que, soltos no ambiente, partículas plásticas maiores são reduzidas por vários meios físico-químicos como processos térmicos, mecânicos, luz ultravioleta, ventos e ondas ou mesmo por biodegradação por decomposição via algas, fungos, vírus e bactérias até se tornarem nano e microplásticos (BLACKBURN et al., 2022; SCHNEE et al., 2024)

Dessa forma, os nano e microplásticos representam grande problema para os seres humanos e a natureza, pois são facilmente dispersos devido ao seu tamanho. Os microplásticos variam de 5 milímetros (mm) até 1 micrômetro (μm) e os nanoplásticos de menos de 1 micrômetro (μm) até 1 nanômetro (nm) e, pode se dizer, que eles ocorrem de forma quase onipresente em vários meios ambientais pelo mundo seja em áreas com água, no ar e no solo (BOUCHER et al., 2017).

Em suma, a contaminação da costa marinha por micro e nanoplásticos é um grave problema ecológico, com muitas origens bem como graves implicações para os ecossistemas e

a saúde pública (PAN et al., 2019), tendo em vista que os efeitos desses resíduos no solo, na água e na vida marinha são preocupantes e significativos, pois eles podem alterar a composição e influenciar tanto o solo como a biota marinha, o ciclo de nutrientes e a retenção de água (SHARMA e CHATTERJEE, 2017) conseguindo, assim, alterar a química e a pureza da água permanecendo na coluna d'água e nos sedimentos (BAUKE et al., 2022).

Portanto, quando os organismos marinhos consomem microplásticos e nanoplásticos, ocorre um grande risco de estes organismos serem prejudicados física e expostos quimicamente, podendo causar bioacumulação de compostos nocivos tornando-se muito mais perigoso quando entra na cadeia alimentar (PERROCA et al., 2022; MGHILI et al., 2023a VRINDA et al., 2023).

3.2 Dinâmica dos ambientes costeiros

A zona costeira de um território é uma área complexa e rica em termos de diversidade ambiental, uma vez que reside ali grande concentração de habitats e toda a sua variedade biológica diversa (BARROS et al., 2023).

Este ambiente costeiro, porém, está sujeito às variadas ações de dinâmicas ambientais marinhas - como as marés, ondas e correntes até atmosféricas, os ventos, pressão e chuvas; visto que cada uma dessas forças naturais atuam em proporção espacial e temporal própria; e, assim, causando um desafio às praias de acordo com suas escalas de variabilidade (GUERRA, 2014).

Sob essa ótica, no âmbito das praias arenosas, de acordo com McLachlan et al. (2013), são ambientes dominantes em todas as regiões com costas tropicais e temperadas nos continentes. Logo, são áreas no litoral voltadas ao mar, que nos oferecem uma proteção natural contra a ação marinha, além de poderem, também, ser utilizadas para recreação e exploração comercial, pois alcançam em determinadas áreas uma alta taxa de produtividade (MCLACHLAN et al., 2013; QUEIROZ, 2014).

As praias arenosas, por isso, são um dos atores morfológicos mais sensíveis às forças costeiras, sobretudo pelas ondas e ventos, que induzem as alterações morfodinâmicas deslocando estoques de areia no prisma praial (HARLEY et al, 2009; GUERRA, 2014). Vale evidenciar que o transporte de material no ambiente de praia é bem maior quando se soma a eventos de alta energia, conhecidas comumente como ressacas do mar e os períodos de ventos

fortes. Esses fatores atingem a face da praia e carreiam maior quantidade de sedimentos e resíduos que, em geral, são comumente encontrados nas praias (GUERRA et al., 2014).

Desse modo, o entendimento da dinâmica do ambiente de praia, no qual é responsável pelo transporte temporal e espacial de sedimentos, é de grande valia para determinar os limites dos impactos na costa (MUEHE, 2001; GUERRA, 2014). Atualmente, muitos estudos buscam a interrelação praia e resíduos, numa perspectiva morfodinâmica, como no caso de Andriolo e Gonçalves (2022) em sua pesquisa que aborda essa dinâmica praia/dunas e lixos.

As mudanças morfodinâmicas das praias ocorrem em uma variação temporal por meio de escalas de curto a longo prazo (FLOR BLANCO et al., 2021) impactando, dessa forma, as áreas costeiras nas quais se mostram particularmente expostas aos efeitos climáticos, diretamente relacionada a essa variação temporal sentida fortemente pelos elementos climáticos (MERLOTTO, 2023); logo, estes elementos climáticos são um dos principais fatores que controlam e alteram os processos costeiros.

Dentre esses elementos, a sazonalidade vista nas suas variações em períodos mensais e anuais dos totais de dados pluviométricos e os períodos de ventos (MOURA, 2012). Além disso, MOURA (2012) ressalta que as atividades atmosféricas são responsáveis diretamente pelos processos em várias áreas do ambiente, percebe-se isso na biosfera, hidrosfera e litosfera, sendo assim, vários setores da cadeia ambiental influenciarão e serão influenciados pelo clima.

Schulz et al. (2013) menciona a importância de dados não só espaciais das praias, mas também dados temporais visto que, dessa forma, pode-se reconhecer algum tipo de tendência que poderá passar despercebido.

Neves et al. (2011) afirma que a sazonalidade é um fator muito importante para estudos de resíduos em praias, visto que em várias praias os rios são o principal meio de dispersão de lixo na zona arenosa e, desse modo, em períodos chuvosos esses resíduos têm um grande aumento quantitativo em períodos chuvosos.

Outros pesquisadores como Neto & Fonseca (2011), propuseram um trabalho longo de monitoramento de resíduos em praias urbanizadas do Rio de Janeiro entre 1999-2008 no qual perceberam que, no período chuvoso (verão brasileiro), a quantidade de resíduos encontrada aumentou até três vezes se comparada ao período de estiagem (inverno brasileiro).

Sob esse panorama, depreende-se que em muitos artigos busca-se encontrar, em fatores sazonais, alguma forma de tentar compreender melhor a distribuição dos resíduos marinhos (BURLAT, 2022) sejam eles, principalmente, detritos antrópicos gerais (CORDOVA., 2022) assim como macro resíduos plásticos (PIPERAGKAS., 2021) e microplásticos (PIPERAGKAS, 2021; RANJANI, 2022; LUAN, 2024).

3.3 Impactos dos resíduos plásticos no ambiente costeiro

As áreas de costa estão entre os biomas mais frágeis que existem e são consideradas ambientes com alta prioridade de conservação visto que nesses ambientes vivem uma grande variedade de seres vivos com grande importância ambiental para o ser humano em áreas nutricionais, econômicas e, inclusive, como reguladores climáticos (MMA, 2010; ALLISON et al., 2023). Logo, essas áreas acabam por sofrerem constantemente injúrias visto que o desenvolvimento do ser humano acaba por contribuir para o aumento na presença de resíduos plásticos seja decorrente da industrialização ou mesmo do turismo (MMA, 2010; NIYITANGA et al., 2021).

No entanto, muitos aparatos legislativos foram criados em busca de tentar sensibilizar uma consciência socioambiental como a Resolução do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente- nº 1 de 1986, em seu Artigo 1º pontuando que o impacto ambiental é:

“qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do ambiente; e a qualidade dos recursos ambientais.”

Desse modo, a presente resolução busca fomentar que o descarte de resíduos plásticos no ambiente de forma irresponsável e sem se ater aos cuidados necessários resulta em impactos ao ambiente. Assim, percebe-se que os efeitos deletérios desses materiais podem ocasionar uma pressão antropogênica sobre a biodiversidade e todo o ecossistema marinho causando implicações no mesmo e, consequentemente, o bem-estar humano (KÜHN e FRANEKER, 2020). As tartarugas marinhas, por exemplo, são fortemente impactadas, muitas acabam ficando emaranhadas em redes de pesca perdidas nos mares (BUGONI et al., 2001; MGHILI et al., 2023). Algumas espécies de tartarugas, em especial, confundem materiais plásticos com alimento, resultando após sua ingestão no bloqueio do trato digestivo e, por sua

vez, causando ferimentos (KÜHN e FRANEKER, 2020; PERROCA et al., 2022; MGHILI et al., 2023a).

Não apenas organismos de vida aquática são afetados, estudos de TAVARES et al (TAVARES; MOURA; SICILIANO, 2017) explanam o surgimento de várias aves marinhas encontradas mortas na costa brasileira entre 2010 e 2013, visto que estas se alimentavam em diferentes profundidades apontando, assim, que mais da metade, 55% (22 espécies) de aves analisadas apresentaram partículas plásticas em sua região gastrointestinal; bem como, identificaram que 101 aves (16%) dos 623 indivíduos apresentaram partículas plásticas na região gastrointestinal. Também salienta que, atualmente, resíduos plásticos são responsáveis por facilitar a disseminação de espécies invasoras (MGHILI et al., 2023b).

À vista disso, os resíduos marinhos, intrinsecamente, já se constituem como um risco para a saúde pública devido à frequente presença de lixo nocivo e tóxico (RANGEL-BUITRAGO et al., 2019b), pois estes resíduos plásticos podem agir como vetor de potenciais poluentes tóxicos como metais pesados, além de poluentes orgânicos e fármacos dos mais variáveis (TUMWESIGYE et al., 2023; MGHILI et al., 2024); portanto, os impactos a sociedade como: a própria estética visual das paisagens costeiras, prejuízo a atividades pesqueiras, barcos de comerciais e para turistas; além do aumento no investimento para a limpeza das praias (SELVAM et al., 2021; BROUWER et al., 2023).

3.4 Aplicação dos índices ambientais

Os indicadores ambientais, por diversos motivos, na atualidade, são importantes e em vários casos fundamentais principalmente para aqueles que trabalham ou pesquisam em áreas ambientais, afirma Li et al. (2024). Ele ainda justifica, referenciado pelo trabalho de Butt (2018), que gestores das mais diferentes áreas utilizam e integram indicadores ambientais em diferentes áreas para poder, assim, avaliar e gerir criando, muitas vezes, em um planejamento ambiental mais coeso.

Cruz e Manata (2020), também orientam que os estudos sobre parâmetros ambientais devem utilizar amostras amplamente representativas, bem como alertam a necessidade de os aspectos ambientais não serem medidos por um único indicador descritivo, mas representados por meio de múltiplas dimensões e indicadores.

Vale ressaltar que um "índice" nada mais é que um agregado quantitativo de vários indicadores os quais nos permitem ter uma visão simplificada, coerente e multidimensional de uma sistemática (MAYER, 2008).

Desse modo, os conjuntos de indicadores e seus agregadores são, cada vez mais, utilizados para a tomada de decisões das mais variadas áreas de gestão, desde políticas a mesmo ações empresariais. Ainda segundo Mayer (2008), os índices fornecem uma visão abrangente e estática de sistemas estudados, dado que seja periodicamente calculado, este pode indicar quais fatores são mais responsáveis por o impulsioná.

Sob esse prisma, os Índices de Qualidade de Praia são fundamentais e de extrema utilidade para avaliar o estado ambiental das praias; por isso, é crucial a monitorização da área costeira para um eficaz desenvolvimento de política e gestão costeira, além de se poder avaliar a eficácia das metodologias de controle de resíduos (MUGILARASAN et al., 2021; HOWLADER et al., 2024). Para tanto, são ferramentas que utilizadas podem agir como base para práticas de manejo e sustentabilidade de ecossistema de costas marinhas arenosas já que possibilitam minimizar sua complexidade e garantir análises que tenham atenção norteada também ao meio ambiente e suas características bióticas e morfofiscodinâmicas (MCLACHLAN et al., 2013).

Alguns índices, modelos e equações ambientais, também, são utilizados e de grande valia para os mais diferentes aspectos ambientais como, por exemplo, garantir a sustentabilidade de praias costeiras.

Um caso recente é o estudo realizado por Carvalho et al. (2024) no qual revelou poder, utilizando dessas ferramentas ambientais, identificar as taxas de transporte de sedimentos em praias arenosas do Rio de Janeiro para assim diagnosticar melhor as problemáticas da perda de faixa de praia devido às erosões e à ocupação urbana.

Do mesmo modo, outro estudo que utilizou ferramentas para coleta de dados ambientais foi Andreussi et al. (2024), no qual pode fazer um levantamento indicando que 97% das praias brasileiras analisadas continham microplásticos.

Sob a ótica do uso de índices para a gestão de praias, pode-se observar ainda que detendo-se desses dados a criação ou execução de medidas mais eficientes fica mais nítida contribuindo significativamente na ação dos gestores ambientais, do poder público e da iniciativa privado direcionando, assim, recursos a fim de resolver problemas muito mais rápido e ativamente.

4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.1 Área de estudo

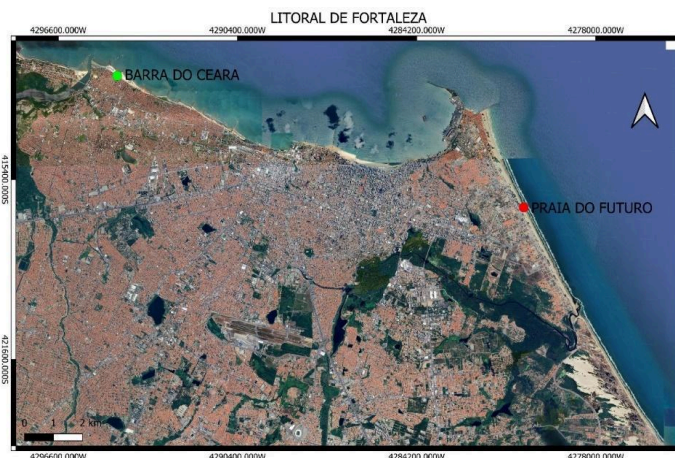
A zona costeira do Ceará é limitada; político-administrada por 23 municípios do estado. Com uma extensão de 2.196,36 km² de território, sua planície litorânea tem uma zona costeira onde é dividida em quatro Regiões de Planejamento costeiros. Assim, a área onde ocorre essa pesquisa fica na região do litoral da Grande Fortaleza, aproximadamente a nordeste do estado. Essa região abrange a capital do Ceará, Fortaleza e outros municípios litorâneos vizinhos à capital (BARROS, 2023).

O município de Fortaleza, onde as praias da pesquisa pertencem, tem uma extensão de 34,2 km de praia (aproximadamente um sexto da extensão de costa do estado do Ceará), banhada pelo Oceano Atlântico (GUERRA, 2014). Vale ressaltar que, se incluirmos a orla do rio Ceará, o total abarca uma extensão de 43,4 km. Esta ainda possui duas direções da orla marítima nas quais a primeira, de sentido leste-oeste, localizada entre o Rio Ceará e o Porto do Mucuripe, tendo assim uma extensão de 19,4 km (se somarmos os 9,2 km da margem do rio Ceará, totalizará 28,4 km de faixa marítima), enquanto na outra direção seguindo pela orla marítima a noroeste-sudeste, entre o Serviluz e a foz do Rio Pacoti, com aproximadamente de 15 km (PREFEITURA MUNICIPAL DE FORTALEZA, 2006).

Desse modo, o aumento exacerbado da urbanização do litoral de Fortaleza acontece em função de uma valorização crescente da produção e o consumo desses mesmos espaços litorâneos, conhecidos como turismo de “sol e mar”, esta modalidade é um dos mais dinâmicos segmentos turísticos atuais, e obtém incontestáveis desdobramentos na área urbana litorânea e turística isso de acordo com Paiva (2014).

Com isso, as áreas escolhidas para a pesquisa foram as Praias da Barra do Ceará que se encontram a oeste no município e a Praia do Futuro mais ao centro leste. (Figura 1).

FIGURA 1 - Litoral de Fortaleza



Fonte: Própria (2024): Utilizando QGIS [software GIS]. Versão 3.34. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project

4.1.1 Aspectos geológicos e geomorfológico

A zona de mar do Ceará é proveniente de origem sedimentar, das bacias do Ceará e Potiguar (BARROS, 2023). Logo, a região do litoral da grande Fortaleza é uma área com feição geológica caracterizada como faixa sedimentar costeira (GUERRA, 2014). Guerra (2014) ainda explica que a faixa sedimentar costeira é constituída pelo Grupo Barreiras, depósitos de praia, coberturas colúvio-eluviais, aluviões, dunas móveis e paleodunas. Desse modo, esses ambientes, no que se refere à quantificação do meio físico, são muito importantes; visto que são ambientes de grande dinâmica com intervenções constantes.

Nessas áreas insere-se, nos aspectos geomorfológicos de Fortaleza, as planícies litorâneas que são formadas por sedimentos de deposição do período Quaternário, que teve início a 1,8 milhão de anos (BARROS, 2023). Assim, a planície litorânea, onde as praias do município de Fortaleza fazem parte, é uma região com grande fragilidade ambiental, pois é um ambiente que sofre, além das atividades turísticas e ocupações desordenadas típicas da sociedade, também por fatores naturais, como os períodos de chuva e estiagem, a massiva dinâmica eólica e pelas variações de marés. Os solos são predominantemente imaturos com baixo desenvolvimento, tendo uma flora litorânea composta por vegetação psamófila, dunar e de mangues.

No tocante às praias arenosas no litoral de Fortaleza, estas são caracterizadas morfodinamicamente como praias mais refletivas; uma vez que nessas praias, as ondas quebram diretamente na face da praia, gerando varridos turbulentos de detritos em curtos períodos, algo comum para ambientes tropicais (MCLACHLAN, 2013; QUEIROZ, 2014).

Outro ponto a ser averiguado é que a cidade de Fortaleza e todo seu litoral, sofre influência da Zona de Convergência Intertropical - ZCIT, principal sistema ambiental responsável pela estação chuvosa; fato pelo qual justifica o quadro climático da região no qual atinge seu zênite no hemisfério sul em torno do equinócio outonal (final de março), regressando ao hemisfério norte no mês de maio com declínio do período chuvoso (SOUZA, 2009). Podemos somar, também, outros sistemas de menor escala que ocorrem frequentemente no litoral de Fortaleza, como, por exemplo, os efeitos de brisa marítima e terrestre.

Assim como na maior parte do Nordeste, a maior parte do seu regime pluviométrico da cidade de Fortaleza concentra-se nos seis primeiros meses do ano, sendo mais de 90% do total precipitado durante o ano com 62% ocorrendo em apenas três meses (fevereiro/março/abril ou março/abril/maio) (SOUZA, 2009; GUERRA, 2014). Os meses de estiagem são no período de agosto a novembro.

Outro critério é a proximidade à linha do equador, visto que as temperaturas médias mensais no Ceará, principalmente próximas à faixa litorânea, têm uma variável de amplitude térmica anual relativamente pequena, em torno de 27,2°C (MORAIS et al., 2006). Refletindo, assim, no tipo principal de vento que predomina na costa de Fortaleza os ventos alísios sul (sentido oeste-leste), que aumentam sua intensidade a depender da atuação da Alta Subtropical do Atlântico Sul com médias anuais que variaram entre 3 a 8,4 m/s com direção predominantemente SE e E (GUERRA, 2014). Logo, as taxas anuais das velocidades dos ventos são inversamente proporcionais ao ciclo chuvoso, tendo menor força dos ventos durante os períodos de chuva e sendo mais forte durante o segundo semestre do ano (MORAIS et al., 2006).

A Capital do Ceará, também, apresenta uma pressão atmosférica média de 1.009,1 mb (milibares – unidade de pressão) com sensíveis alterações durante o ano (GUERRA, 2014), nas quais as médias mínimas durante a quadra invernal (primeiro semestre), são de 1.007,9 mb; já no período de estiagem (segundo semestre) tem médias máximas de até 1.010,9 mb (GUERRA, 2014).

Outro tópico é a maré, uma força marinha, que tem influência tanto na morfodinâmica quanto na hidrodinâmica nas costas litorâneas, sobretudo na ampliação da área alcançada pelas ondas e na formação das correntes próximas à costa. As marés no litoral Fortalezense identificam-se pertencentes ao regime de mesomarés (entre 2 e 4 metros de

amplitude) sendo semi-diurna com período de 12h com amplitude máxima da maré de até 3,23 m, e mínima de 0,75 m (MAIA, 1998; GUERRA, 2014).

Contudo sobre as correntes litorâneas, estas são as responsáveis pelo sentido dos sedimentos transportados pela linha de costa e atuam na formação de litorais que dependem dessa deriva (PASKOFF, 1985), visto que a corrente no litoral de Fortaleza é criada devido a ação ininterrupta dos ventos, sendo constantemente orientada no sentido noroeste pelo vento de 80° (MORAIS, 1980; GUERRA, 2014).

4.1.2 Praia do Futuro

A praia do Futuro se encontra a leste do município de Fortaleza. Esta começou a ter seus terrenos valorizados em função da construção do porto a partir da década de 1940, mas com o passar do tempo as ocupações na região se tornaram bastante diversificadas; desde a presença de pequenos estabelecimentos industriais e comércios nas proximidades do porto, passando por favelas e ocupações precárias por toda a extensão tanto nas áreas próximas ao mar como em zonas dunares com luxuosas mansões e recentemente condomínios. Nesses períodos foram construídas, também, por grande parte beira mar da Praia do Futuro, um complexo de barracas de praia direcionadas exclusivamente para o lazer local, em especial, a fim de atender aos turistas (PAIVA, 2014).

Sob essa ótica, a praia do Futuro tornou-se, para muitos, a praia turística mais popular de Fortaleza; no entanto, nela se encontra muitos locais onde existe marés de retorno e conseqüentemente torna-se perigosa para natação (ALBUQUERQUE et al., 2010), bem como, por ser uma área de turismo muito intenso é de se esperar que também sofra uma grande carga de lixo das pessoas que por lá frequentam.

4.1.3 Praia da Barra do Ceará

A praia da Barra do Ceará que se encontra mais ao oeste do município de Fortaleza; nos anos 80, construiu-se o polo de lazer da Barra do Ceará, no ponto mais a oeste da orla da cidade, voltada para atividades de lazer dos bairros populares a fim de revitalizar a área; no entanto o espaço situado desde a Escola de Aprendizes Marinheiros até a Barra do Rio Ceará, em toda a sua extensão, abriga habitações mais humildes, chegando mesmo a serem favelizadas constituindo, assim, um território marginalizado e excluído da cidade

(PAIVA, 2014). No entanto, através do projeto Vila do Mar em 2011 a sua situação precária e caráter favelizado aos poucos teve uma relativa melhora naquela extensão ao construir um calçadão e, posteriormente, habitações de interesse social aumentando, assim, as oportunidades para as comunidades da região mesmo estas moradias ainda não sendo muito atrativas para os turistas como são na Praia do Futuro a fim de atender, especificamente, a necessidade da população (SILVA, 2017).

Sobre esse panorama é importante salientar que a Praia da Barra sofre influência direta do rio Ceará no qual, por anos, sofre por toda sua extensão desde as margens dos manguezais de onde é possível observar forte presença de esgoto doméstico lançado *in natura*, fazendo com que as propriedades físicas, biológicas e químicas tanto do ecossistema do rio quanto o marinho próximo sejam alteradas, prejudicando a vegetação, os animais típicos e, por fim, os banhistas das praias próxima (GOMES, 2021).

4.2 Etapa de campo (acondicionamento)

Foi utilizado como metodologia para a coleta do lixo nas praias o estudo de Jafari *et al.* 2021, que, por sua vez, ancorou-se em uma adaptação do estudo dos resíduos de lixo nas praias baseados na diretriz do OSPAR (SCHULZ *et al.*, 2013).

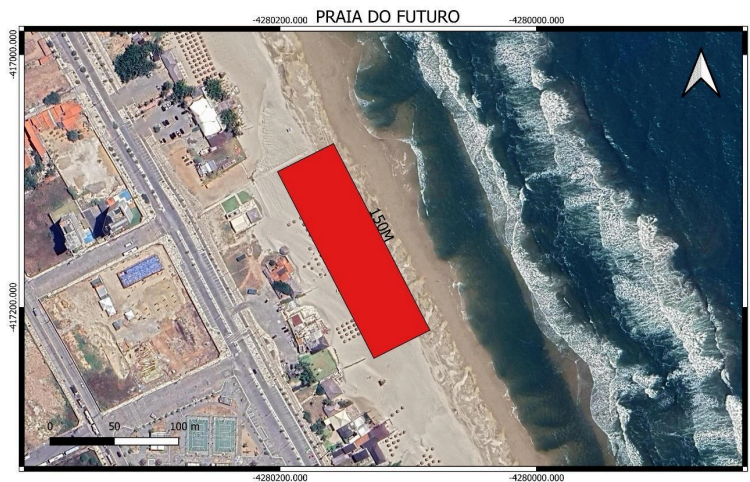
Essa metodologia aqui apropriada, também foi aplicada em outros trabalhos sobre lixos em praias como na investigação ao sul da Índia (PERUMAL *et al.*, 2023), na do leste de Sabah na Malásia (SANTODOMINGO, 2021), e na da Colômbia central (RANGEL-BUITRAGO, 2021); diferenciando, além do local de aplicação do método, a utilização de mais índices. Dessa forma, foram estabelecidas duas praias com intenso movimento de banhistas (turistas e locais) da costa da cidade de Fortaleza: a praia do Futuro e a praia da Barra do Ceará.

A praia do Futuro foi o ponto 1, situado a leste com muita atividade comercial e bastante frequentada por turistas (BRABO *et al.*, 2024); já a praia da Barra do Ceará, localizada a oeste do município, o ponto 2.

No tocante ao ponto 2, esta praia por se encontrar mais próxima da periferia da cidade e ser conhecida como uma área marginalizada com muitas ocorrências de crimes (PAIVA, 2014) é mais frequentada por locais do que por turista, mas mesmo assim por toda sua extensão é cheia de barracas e tem uma boa densidade de frequentadores locais.

Nessa perspectiva, com o auxílio de uma fita métrica em cada área, foram demarcadas parcelas de 150 metros de comprimento, paralelas à linha da costa. Seguindo a diretriz do OSPAR a largura das áreas dessa pesquisa será da linha de quebra das ondas até a zona de supralitoral (início de barreira seja antropogênica como pavimentos ou naturais mesmo como vegetação local); dessa forma, esses pontos foram georreferenciados no início e fim de cada ponto como pode ser visto nas figuras 1, 2 e 3.

Figura 2 - Área - Praia do Futuro



Própria (2024): Utilizando QGIS [software GIS]. Versão 3.34. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

Figura 3 - Área - Barra do Ceará



Fonte: Própria (2024): Utilizando QGIS [software GIS]. Versão 3.34. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

Todos os pontos foram pesquisados com a equipe do projeto de extensão *Litterless: menos lixo nas praias da Universidade Federal do Ceará (UFC)*. Assim, para esse estudo as coletas foram feitas em 2023 em dois momentos naquele ano. A primeira coleta foi no mês de março no período de chuvas na cidade e a outra no segundo semestre do mês de setembro, na época de estiagem. Assim, deve ser posto em análise que existe hoje diversos métodos de monitorização e avaliação de detritos e resíduos marinhos: O OSPAR, NOWPAP, NMDMP e AMDS são algumas das diretrizes existentes e mais comuns para levantamentos de praias (CHESHIRE et al., 2009).

Assim, ao averiguar a diretriz OSPAR, esta se mostra bem detalhada para coletas e monitoramento de lixo, sendo referenciada e comumente utilizada em diversos estudos mundiais (ÁLVAREZ et al., 2020; BINETTI et al., 2020; SANTODOMINGO, 2021; RANGEL-BUITRAGO, 2021; HOWLADER, 2024). Desse modo, no tocante às diretrizes da OSPAR, os levantamentos devem ser realizados em intervalos regulares de três meses (um em cada estação), no entanto como no Brasil por ser mais próximo do Equador essas diferenças de estações ficam menos evidentes sendo mais comum dois períodos, o de chuvas e o de estiagem, a presente análise optou aplicar essa diretriz em dois períodos no ano (chuvoso e estiagem).

Outro ponto a ser evidenciado é que, de acordo com Smith & Markic (2013), para as coletas deve haver uma periodicidade em ambientes de praias superior a 28 dias (três dias mais ou menos três dias), visto que a presente investigação foi feita num período aproximado de 6 meses de diferença, esta se encontra dentro do esperado.

4.2.1 Coleta de resíduos

A coleta do material no interior dos pontos (áreas), foi realizada por meio de coleta manual de resíduos de tamanhos maiores que 0,5 cm. Deve ter como ressalva que, de acordo com as diretrizes da OSPAR (SCHULZ et al., 2013), materiais orgânicos como restos de alimentos e de animais, bem como os materiais lenhosos (madeira não trabalhadas) e matérias de alvenaria utilizadas em construções não foram recolhidos para este estudo. O material coletado foi classificado em: tecidos, borracha, papel/papelão, madeiras trabalhadas, vidro, metal, resíduos sanitários, lixo hospitalar, plástico - no qual deteve-se como o foco maior nessa pesquisa - e outros resíduos sólidos.

Dito isso, o material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e identificados para a posterior etapa de separação e classificação no laboratório.

4.3 Etapa de laboratório

No laboratório ocorre a etapa de separação dos resíduos, esse é um processo meticuloso; dessa forma, atenção e cuidados são importantes nessa etapa a qual pode envolver várias fases a depender do projeto e pesquisa empreendida. Logo, é importante garantir a segurança e a conformidade com as regulamentações ambientais e normas laboratoriais durante todo o processo.

Nessa etapa a diretriz de contagem do lixo coletado segue os estudos de Rangel-Buitrago (ANGEL-BUITRAGO et al., 2019 A) que, por sua vez, baseia-se no protocolo OSPAR (SCHULZ et al., 2013).

Dito isso, todos os envolvidos na etapa de laboratório antes de começar o processo vestem-se de seus EPIs (equipamento de proteção Individual) como luvas, máscaras e jalecos.

No começo do processo ocorre a segregação do material, esta é a primeira etapa, na qual os resíduos são retirados das sacolas de acordo com o ponto de coleta e separados de acordo com suas características físicas; depois, são colocados em locais específicos no laboratório para facilitar suas contagens.

Após a contagem de um tipo específico de resíduo este é imediatamente registrado na tabela de resíduos, digital e hospedada em nuvem, a fim de evitar perda ou extravio de informações; vale ressaltar que essa tabela foi criada de acordo com a diretriz OSPAR (SCHULZ et al., 2013; RANGEL-BUITRAGO et al., 2019 A).

Para essa pesquisa só os resíduos plásticos detiveram maior relevância e, por isso, foram identificados especificamente; enquanto os demais resíduos apresentaram caráter amostral, ou seja, foram utilizados com o objetivo de saber, por meio de uma estimativa acerca da totalidade de dados para assim ser usada comparativamente com os de resíduos plásticos na emprego do Índice de Abundância de Plásticos (IPA) ademais de ser consultada para ajudar na validação do Índice Estado Ambiental Atual (IEAA).

No final da contagem e preenchimento da planilha eletrônica, todos os resíduos foram descartados de forma segura seguindo as normativas do Programa Nacional de

Resíduos Sólidos (PNRS). Esse processo foi efetuado com as duas áreas de praia tanto no período de chuva como no período de estiagens.

4.4 Aplicação dos índices

Foram utilizados para essa pesquisa quatro índices com foco em resíduos sólidos em praias, em especial os plásticos. Sendo estes: o Índice de Costa Limpa (ICL) - o qual apresenta uma noção aproximada da densidade de resíduos em área de praia; o Índice de Ambiente Limpo (IAL) - utiliza a mecânica conjunta do índice de costa limpa e Índice de Estado Ambiental (IEA); o Índice de Abundância Plástica (IAP) - foca na quantidade específica de plástico na praia em comparação com os demais resíduos; e, por fim, o Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA) - este é um índice de caráter local, criado para as características das zonas de praias do estado do Ceará que consiste em ambiente de mesomárés com baixa incidência de chuvas que ocorrem em períodos do primeiro semestre.

Vale ressaltar que o IEAA presente no estudo em análise foi criado para atribuir pesos aos resíduos podendo, assim, melhor classificá-los ademais de, ao final, utilizar uma média ponderada facilitando a qualificação das praias.

4.4.1 Índice de Costa Limpa (ICL)

O primeiro índice que aqui foi utilizado é usual em artigos acadêmicos com o foco da limpeza de praias, especialmente por ser o que existe a mais tempo; o Índice de Costa Limpa (ICL) ou em inglês *Clean-Coast Index* (CCI), desenvolvido por Ronen Alkalay, Galia Pasternak e Alon Zask da Universidade de Haifa. Este índice serve para avaliar a limpeza das praias e as comparar com outras praias em outras regiões (ALKALAV et al., 2007).

$$ICL = (\Sigma \text{resíduos plásticos} / \text{largura}(m) \times \text{comprimento}(m)) \times K$$

Este índice é calculado dividindo a quantidade total de resíduos plásticos pela área pesquisada e, posteriormente, multiplicada por um coeficiente estatístico (K, cujo valor é 20). Desse modo, os resultados que surgirão irão variar de 0 até mais de 20 e iram revelar o estado da praia: “muito limpa”: 0–2; “limpo”: 2–5; “moderado”: 5–10; “sujo”: 10–20; e “extremamente sujo”: 20 e mais (tabela 1).

Este índice, no entanto, foi feito para incluir apenas resíduos de plástico como indicador da limpeza das praias; dito isto, na presente investigação iremos utilizá-lo apenas para resíduos plásticos, quanto para resíduos sólidos totais nas praias coletadas de Jafari et al. 2021. Porém, outra utilização deste índice pode ser atrelada para monitorar mudanças no estado da praia ao longo do tempo.

Tabela 1 - Resultados ICL

ICL	Tipo	Descrição
0-2	Muito limpo	Nenhum lixo visto
2.1-5	Limpo	Nenhum Lixo é visto em Grande área
5.1-10	Moderado	Lixo detectados
10.1-20	Muito sujo	Comumente se vê lixo vistos na praia
>20	Extremamente sujo	Praia toda coberta de lixo

Fonte: Própria (2024). Adaptado de Alkalav et al. (2007)

4.4.2 *Índice de Ambiente Limpo (IAL)*

O segundo índice aplicado nessa pesquisa foi o Índice de Ambiente Limpo (IAL) ou *Clean Environment Index (CEI)* criado por Jafari et al. (2021). Este índice incorpora as características fundamentais do índice anterior e do Índice de Espaço ambiental (IEA)¹ desenvolvido por Schulz et al. (2013). Autores como Jafari (2021), seu estudo feito na costa do mar Cáspio no Iran, argumenta que só a utilização desses índices em separado não se mostra tão efetiva, visto que nesse estudo ao utilizar o IEA 80% das praias estavam em uma situação ruim (4 no índice) e 20% insatisfatório (3 no índice), no entanto, quando o estudioso utiliza o Índice de Costa Limpa (ICL) 40% das praias da costa estão limpas, 40% moderadas e só 20% estão sujas.

Desse modo, discute-se três pontos importantes. Primeiro, no ICL, considera-se apenas a quantidade dos resíduos e o potencial perigo atribuído para esses materiais; logo, não são considerados outros critérios que o IEA já o faz ao atribuir pesos para cada material.

O segundo ponto na IEA é que esta configura-se apenas uma dimensão sobre o espaço da praia (considerando o total de lixo dispostos em 150 metros), ou seja, o

¹ O IEA foi melhor abordado quando, mais a frente, foi explanado sobre o estado ambiental nas praias.

comprimento é o único fator espacial considerado. No entanto, no ICL, trabalha-se com comprimento e largura dando assim uma melhor representatividade da realidade, acreditando, assim, uma melhor interpretação desses resíduos pela praia.

Por fim, o terceiro ponto ICL oferece maior leque de interpretação, pois incorpora mais dados do que o IEA. Assim, ICL e IEA têm deficiências em separado, motivo pelo qual IAL foi criado e introduzido nessa pesquisa.

Sendo assim, o Índice de Ambiente Limpo (IAL) foi criado para se averiguar o estado das praias estudadas de forma mais abrangente, tendo em vista tanto o potencial de risco desses resíduos nessas praias como a densidade deste material disperso. Os resultados da pesquisa de Jafari (JAFARI et al., 2021) mostram que o IAL configura-se como um índice no qual proporciona uma interpretação mais rigorosa dos pontos de estudo. Para tanto esse índice foi aplicado seguindo em sua fórmula a combinação de ICC e ES:

$$[IAL = (\sum (Wi \times Ni) / \text{Largura (m)} \times \text{comprimento (m)}) \times K].$$

Desse modo, para o desenvolvimento do presente índice necessita-se considerar que o K é um coeficiente constante e, como tal, deve ser igual a 20 (RANGEL-BUITRAGO et al., 2019a); pois este coeficiente refere-se ao número de resíduos plásticos, ainda que seja configurado, também, com um coeficiente peso utilizado no IEA (tabela 2). Por isso, a soma total de todos os resíduos já multiplicados por seus respectivos pesos é dividida pelo produto de largura, pelo comprimento da área multiplicado e pelo coeficiente simultaneamente. Assim, com o resultado, pode-se comparar com a tabela 3 na qual revela a classificação do IAL calculado sabendo, então, o estado que se encontra a costa pesquisada.

Tabela 2 - IEA - Pesos

IAL	Tipo	Descrição
0-2	Muito limpo	Nenhum lixo visto
2-5	Limpo	Nenhum Lixo é visto em Grande área
5-10	Moderado	Lixo detectados
10-20	Muito sujo	Comumente se vê lixo vistos na praia
>20	Extremamente sujo	Praia toda coberta de lixo

Fonte: Própria (2024). Adaptado de Schulz et al. (2013)

Tabela 3 - Resultados IAL

Pesos	Características
1	Impacto indireto a vida marinha
1,5	Impacto direto a vida marinha
2 ou 3	Depende do pesquisador

Fonte: Própria (2024). Adaptado de Jafari et al. (2021)

4.4.3 Índice de Abundância Plástica (IAP)

O terceiro índice utilizado foi o Índice de Abundância Plástica (IAP) ou *Plastic Abundance Index (PAI)*. Este Índice, apresentado pela primeira vez no trabalho de Rangel-Buitrago et al. (2021), determina a abundância de plástico - sua presença - na zona praiana fazendo o cálculo da quantidade de plástico em relação a quantidade total de lixo recolhido; logo, o IAP desta pesquisa foi calculado através da fórmula:

$$IAP = [(\sum \text{número de lixos plásticos} / \log_{10} \sum \text{número de lixos total}) / \text{Area}] \times K$$

No IAP utiliza-se a soma de todos os itens plásticos coletados dividido pelo log10 de todos os resíduos recolhidos, ou seja, o lixo plástico com os demais coletados. Assim, ao longo da área de amostragem observa-se que após esse resultado, este é dividido pela área do local pesquisado e, por fim, multiplicado pelo coeficiente K que, assim como nos outros índices, é 20.

Dito isto, o IAP permite atribuir às praias com presença de plástico cinco classes que vão desde “Abundância Muito Baixa/Ausência” até “Abundância Muito Elevada” (Tabela 4).

Tabela 4 - Resultados IAP

IAP	Tipo	Descrição
0	Ausência / Abundância muito baixa	Nenhum plástico é visto
0,1 - 1	Abundância baixa	Alguns plásticos estão na área de amostra
1,1 - 4	Abundância moderada	Quantidade considerável de plásticos é vista
4,1 - 8	Abundância alta	Muitos plásticos estão na área de amostra
> 8	Abundância muito alta	A maior parte da área composta por plásticos

Fonte: Própria (2024). Adaptado de Rangel-Buitrago et al., (2021)

4.4.4 Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA)

O quarto e último índice utilizado foi o Estado Ambiental Atual (EAA), criado para esta pesquisa com base no Índice do Estado Ambiental (IEA). Dessa forma, este é um índice criado localmente voltado para as zonas de praias da região que apresenta regimes de mesomarés com escalas, aproximadas, sazonais de chuvas e estiagem em períodos de 3 e 9 meses respectivamente. Para tal desenvolvimento, utilizou-se o IEA fornecido, originalmente como um indicador no qual aponta a qualidade das praias aferindo danos indiretos e diretos para a saúde da biota praiana valendo-se de uma escala variando de 2 a 4 onde de 2,0 até valores menores: 2,5 é BOM; de 2,5 até valores menores que 3,0 configurado como REGULAR; de 3,0 até valores menores que 3,5 como INSATISFATÓRIO; e de 3,5 até 4 como RUIM. Pode-se acompanhar isso vendo a tabela 6.

Dito isso, o ponto chave do IEA é a utilização de um valor de uma média ponderada para as categorias de resíduos marinhos encontrados seguindo dois critérios básicos: Materiais de Peso = 1, quando as categorias de resíduos proporcionar impactos/danos indiretos, não havendo potenciais de risco direto a biota marinha e praiana; Peso = 1,5, quando as categorias de resíduos proporcionar impactos/danos diretos, havendo assim de riscos diretos à biota marinha e praiana); bem como, existe um terceiro critério que pode ser adotado ou modificado aparentemente.

No material original existe um peso de valor 3 dotado por Schulz et al. (2013) no qual atribui as variáveis de soma, como a soma de todos os objetos originários da pesca, soma de todos os objetos originários do transporte, soma de todos os objetos originários do turismo entre outros. No entanto, alguns outros autores de trabalhos que utilizaram IEA apenas focam no peso 1 e 1,5 (MGHILI et al., 2024), já nesta pesquisa utilizaremos o Estado Ambiental Atual (IEAA) uma adaptação do IEA baseando-se no artigo de Jafari et al. (2021) no qual além de utilizar os pesos 1 e 1,5 ele também utiliza um peso de valor 2 referente caso o resíduo tenha um agente tóxico ou infeccioso como visto na tabela 2.

Nessa pesquisa o IEAA não difere do IEA só por essa mudança de pesos, mas também por incorporar uma mudança significativa nos valores da média ponderada. Neste trabalho o IEAA não se faz uma média ponderada com a totalidade dos itens como Schulz et al. (2013) fez. A pesquisa dele foi feita num período de 2001 até 2011 onde obteve dados consideráveis para poder calcular abundância média, cálculos para conseguir tendências significativas e, em alguns casos, seu próprio julgamento para esses resíduos ademais de

atribuir valores qualitativos e quantitativos sendo cada categoria de resíduo marinho classificada em uma das quatro classes de status ambiental (1 a 4) tendo bases de critérios específicos. Essa atribuição ambiental é semelhante à tabela 5. Com esses valores ele utilizava o índice com os pesos e depois efetuando a média ponderada.

Neste trabalho a equação final do índice é semelhante do IEA, mas como pode ser visto a metodologia difere em parte de Schulz et al. (2013) alterando completamente os resultados encontrados podendo observar claramente nas próprias tabelas de níveis de qualidade das praias do IEA (Tabela 5) em comparação com IEAA (Tabela 6). No entanto, como o IEAA baseou-se no IEA, este, da mesma forma, pretende, também, utilizar-se de uma média ponderada.

O IEAA não visa utilização de dados pesquisados durante um longo período, mas sim dados atuais, imediatos já recolhidos e obtidos em cada amostragem. Diferente de Schulz, cada categoria de resíduos recebe um valor baseado na quantidade daquele item coletado. Quantidade de uma espécie de resíduos entre 1 até 9 tem peso do tipo quantidade com valor 1 e resíduos acima de 9 tem peso do tipo quantidade com valor 2. Esse peso por quantidade será somado com o peso normal atribuído àqueles resíduos como visto na tabela 2, assim, no caso desse índice os valores serão ou 1 ou 1,5 ou 2. A soma desses pesos (por quantidade 1 ou 2 e por tipo 1 ou 1,5 ou 2) chamar-se-á de classe ambiental.

O cálculo desse índice utilizado em cada praia, detém um valor médio ponderado do estado ambiental atual no qual se aplicou a seguinte equação:

$$ES = \sum Wi \times Xi / \sum Wi.$$

Onde Wi são pesos por tipo dos resíduos correspondentemente, e Xi é a classe ambiental de cada resíduo jogado que foi categorizado. Assim, o resultado é encontrado comparando o resultado com a tabela 6.

Tabela 5 - IEA - Qualidade das praias

IEA	Características
1	Bom
2	Regular
3	Insatisfatório
4	Ruim

Fonte: Própria (2024). Adaptado de Schulz et al. (2013)

Tabela 6 - IEAA - Qualidade das praias

IEAA	Características
$2 \leq x < 2,5$	Bom
$2,5 \leq x < 3$	Regular
$3 \leq x < 3,5$	Insatisfatório
$3,5 \leq x \leq 4$	Ruim

Fonte: Própria (2024).

4.5 Integração e interrelação dos índices

De acordo com Mazziotta (2013), é conhecido que vários fenômenos socioeconômicos impactam diretamente o ambiente; logo, não podem e nem devem ser medidos por um único indicador socioambiental, mas, em vez disso, deve-se procurar representá-los por múltiplos indicadores dada a importância desses fenômenos tanto para os gestores de políticas ambientais quanto para os cidadãos. Portanto, múltiplos índices ou mesmo um composto certamente oferece benefícios mais relevantes, podendo contribuir para o fluxo de estudos e pesquisas sobre questões relacionadas ao meio ambiente, além de, caso trabalhado com apenas um índice composto pode-se mostrar ser mais fácil sua divulgação ao público geral (D'ATTOMA, 2024).

Com isso, múltiplos indicadores ou mesmo indicadores compostos podem ter implicações positivas para os formuladores de políticas ambientais, revelando ser uma ferramenta útil para monitoramento ambiental (D'ATTOMA, 2024); pois a integração de vários índices parece neutralizar as limitações de aplicar cada índice separadamente, bem como, pode oferecer uma abordagem mais adequada, visto que quando se utiliza a interpretação combinada os limites das pesquisas serão menores (SANTODOMINGO, 2021).

Sob esse panorama, observa-se em âmbito mundial que vários indicadores são aplicados para quantificar os detritos costeiros e, assim, entender sua distribuição, problemática e impactos potenciais na vida humana, marinha e nos ecossistemas. Portanto, quando norteia-se a quantificação e monitoramento de detritos plásticos em área de costa, ao utilizar-se uma abordagem de índices integrativos ideal para descobrir o impacto, mais do que uma abordagem de um único índice (PURBA, 2019; SANDARUWAN, 2023).

5 RESULTADOS

Nas praias analisadas foram encontrados resíduos sólidos, totalizado 1.867 resíduos totais, desses 1381 são resíduos plásticos aproximadamente 73,9% quase 3 terços dos resíduos totais. Os resíduos de metais foram os segundo encontrados em maior quantidade com 224 itens (11,99 %) seguido por bitucas de cigarro que, por alguns pesquisadores, são quantificados juntos com todos os resíduos plásticos (SANTODOMINGO, 2021; RANGEL-BUITRAGO, 2021); mas levando em conta suas características tóxicas específicas, seus impactos ambientais, além de, em sua composição, não se ter apenas resíduos plásticos as bitucas de cigarro foram quantificadas nesta pesquisa separadamente da mesma maneira que feita por alguns autores como Jafari (2021) e Howlader (2024) sendo, assim, a terceira maior quantidade de resíduo com 132 itens (7,07 %).

Os resíduos de papéis foram o com menor quantidade com apenas 29 itens (1,55%) e os demais resíduos que incluem diferentes resíduos como vidros, carvão, borracha e tecidos ficaram em quarto um pouco abaixo das bitucas de cigarro com 101 resíduos (5,40%) todos os dados estão categorizados na Tabela 7.

Tabela 7 – Principais resíduos

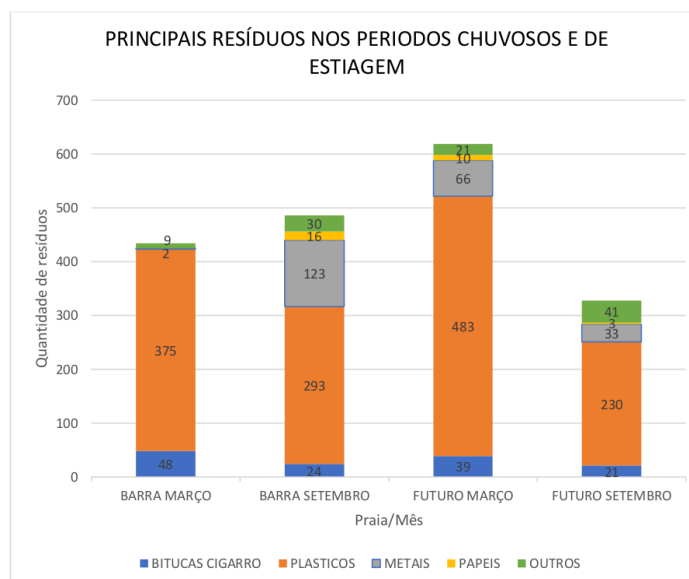
	BARRA MARÇO	BARRA SETEMBRO	FUTURO MARÇO	FUTURO SETEMBRO	TOTAL	TOTAL%
BITUCAS CIGARRO	48	24	39	21	132	7,07%
PLASTICOS	375	293	483	230	1381	73,96%
METAIS	2	123	66	33	224	11,99%
PAPEIS	0	16	10	3	29	1,55%
OUTROS	9	30	21	41	101	5,40%
TOTAL	434	486	619	328	1867	100%

Fonte: Litterless (2024)

Sob essa análise, a praia do Futuro no período de chuva foi a praia onde teve mais resíduos gerais coletados 619 itens e, também, a com maior quantidade de resíduos plásticos 483; em contra partida a mesma praia no período de estiagem foi a praia com menor quantidade de resíduos plásticos coletados tanto geral, 328 itens, quanto só plásticos, 230 itens.

Os resíduos coletados totais na praia da Barra do Ceará mantiveram valores muito mais aproximados tendo 434 e 486 itens nos períodos de chuva e estiagem, respectivamente, com uma diferença só um pouco maior nesses mesmos períodos em relação aos resíduos plásticos, estes com 375 no período de chuva e 293 no período de estiagem (Gráfico 1).

Gráfico 1- Principais resíduos nos períodos chuvosos nos meses de março e setembro nas praias da Barra do Ceará e do Futuro



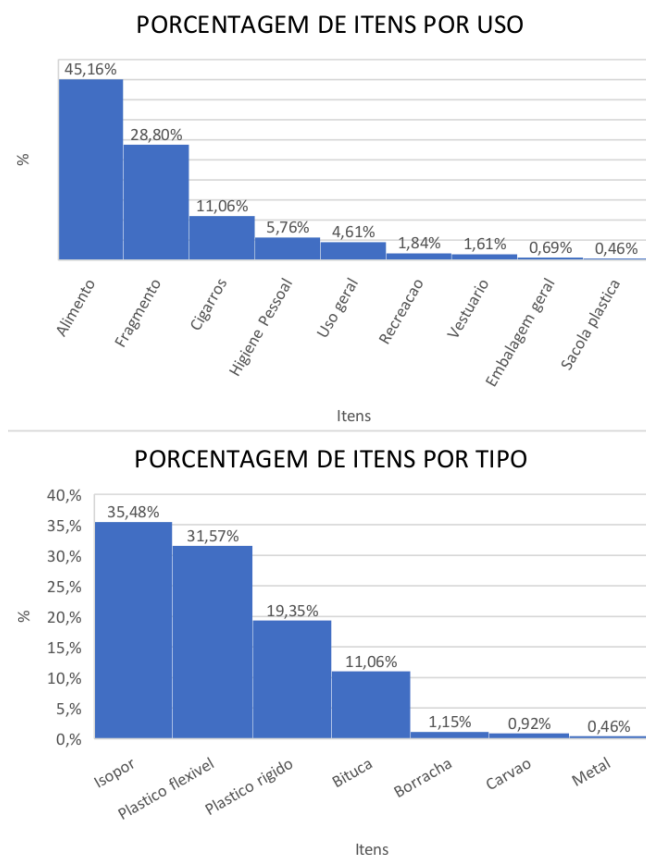
Fonte: Própria (2024).

A praia da Barra do Ceará, no período de chuva, teve mais plásticos do tipo isopor, comumente utilizados em embalagens delivery de alimento sendo estas fragmentadas com 18,43% seguido por plástico do tipo plásticos flexíveis também utilizado em alimentos (canudos) com 17,51%. Já os resíduos em menor quantidades tiveram vários que foram coletados com 2 itens cada equivalente a 0,46% como plásticos rígidos de uso geral (canetas), do tipo borracha de uso para vestuário (calçados), também tivemos do tipo metal fragmentado sem possibilidade de descobrir seu uso, além de sacolas plásticas, embalagens de comida do tipo plástico flexíveis para alimento bem como garrafas pets do tipo plástico rígido também destinada para alimentos.

Dessa forma, os tipos de resíduos mais coletados na praia da Barra em março foram plásticos do tipo isopor com 35,57%, seguidos por plástico flexível com 31,57% e plástico rígido com 19,35%; apenas, em quarto lugar aparece resíduos que não são plásticos como a bituca de cigarro com 11,06%. O resíduo menos encontrado foi do tipo metal com apenas 0,46% (Gráfico 2).

Destarte, os resíduos por uso coletados configuram-se em primeiro aqueles utilizados para alimentação com quase nessa investigação detém-se da metade de todos os itens com 45,16%, seguido por fragmentos em geral com 28,80%; como também, cigarros com 11,06%. No entanto, o item menos encontrado foram aqueles utilizados para transporte de elementos como sacolas plásticas com 0,46% (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Resíduos por uso e tipo na praia da Barra do Ceará no mês de março



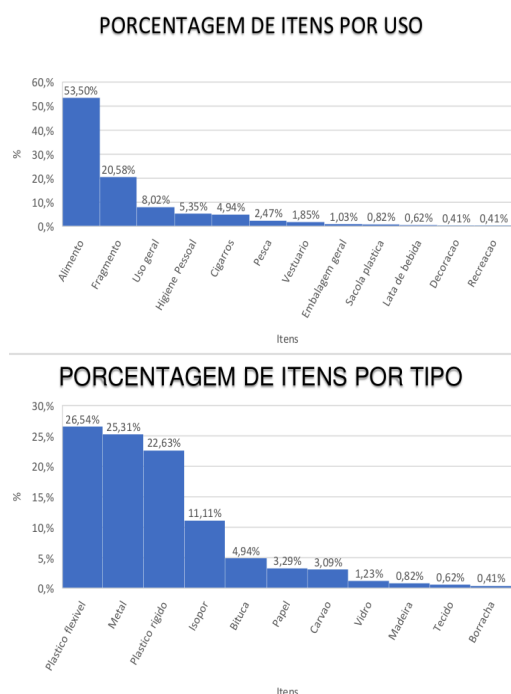
Fonte: Própria (2024).

No entanto, na praia da Barra do Ceará; os itens coletados no mês de setembro onde ocorre o período de estiagem foram: em maior quantidade aqueles do tipo metal 24,69% (tampinhas), seguido por fragmentos de plástico rígido não identificado 11,32%, além de canudos de plásticos flexíveis com 8,85%. Já os itens em menor quantidade, assim como no período de chuva; sucedeu de haver resíduos que foram coletados apenas 2 unidades sendo estimado a 0,41% cada como plásticos rígidos de uso cosmético; pedaços de pranchas de surf, ademais de averiguar a presença de plásticos flexíveis fragmentados de sacolas plásticas e fitas adesivas. Teve, também, vários itens, os quais eram plásticos em pequena quantidade como hastes de madeira utilizados para alimento, rótulos de papel, e apetrechos de pescas todos 0,41%.

Em setembro, especificamente, os resíduos mais coletados na praia da Barra por tipo foram: plásticos flexíveis com 26,54%; seguido por metal com 25,31%, plástico rígido com 22,63%. O isopor que havia sido o resíduo mais coletado no mês de março chuvoso; neste mês, ficou em quarto com 11,11% e bitucas de cigarro ficou com 4,94%. Já o resíduo menos encontrado foi borracha com apenas 0,41% (Gráfico 3).

Os resíduos por utilidade que foram mais coletados são para alimentação com mais da metade com 53,50%, seguindo por fragmentos em geral com 20,58%, e de uso geral com 8,02%. Já o resíduo menos coletado foram dois, decoração e recreação, ambos com 0,41% (Gráfico 3).

Gráfico 3 - Resíduos por uso e tipo na praia da Barra do Ceará no mês de setembro



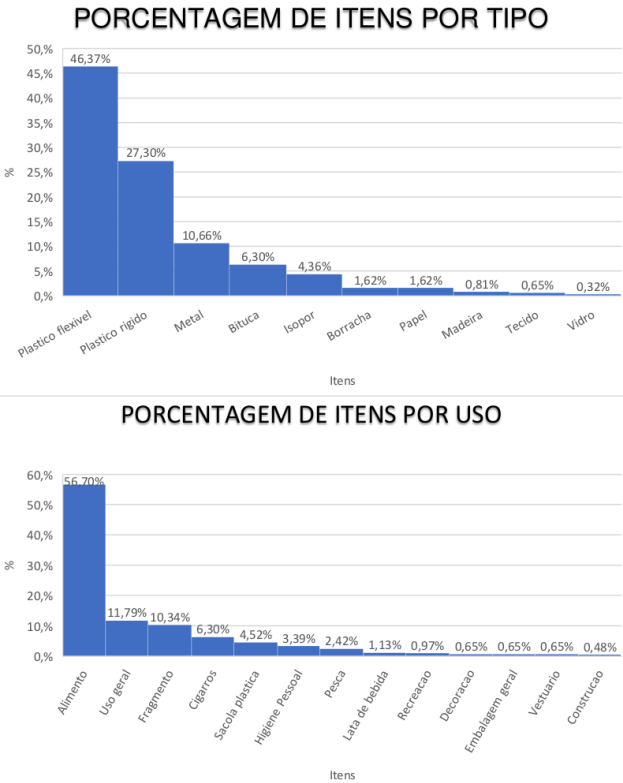
Fonte: Própria (2024).

Quando voltamos atenção para os resíduos na praia do Futuro no mês de março, especificamente, averigua-se que esta foi a época chuvosa na qual os itens coletados mostram que fragmentos de embalagens de plásticos flexíveis comuns em *fastfood* foram as mais encontradas com 10,99%. Logo depois, tiveram duas espécies de itens utilizados na alimentação com iguais números em coleta, as tampinhas de metal e as tampinhas de plástico rígido ambas com 9,53% cada; ainda foi encontrado fragmentos de plástico rígidos não identificados 8,40% e, em seguida, bitucas com 6,30%.

Nessa praia, ainda, houve muitos resíduos de pequena quantidade encontrados nos quais aqueles que tiveram menos itens foram na porcentagem de 0,32% cada, variando em item, tipo e utilidade como, por exemplo, sacolas plásticas transparentes de uso geral do tipo plástico flexíveis, assim como, foi encontrado lacres de latinhas do tipo metal com finalidades na alimentação e vários fragmentos de materiais não identificados como vidros entre outros itens mais coletados.

Na Praia do Futuro, em março, os resíduos predominantes foram do tipo plásticos flexíveis com 46,37%, em seguida plásticos rígidos com 27,30%, metal 10,66% e bitucas de cigarro 6,30%; e o menos encontrado foi do tipo vidro 0,32% (Gráfico 4). Novamente, os itens utilizados para fins da indústria alimentícia foram os mais encontrados com 56,70%; logo após com números bem abaixo temos de uso geral 11,79%, fragmentos 10,74 e cigarros 6,30%. Assim, os resíduos que foram menos encontrados na praia do futuro no período chuvoso de março foram utilizados para vestuários com 0,65% e construções com 0,48 (Gráfico 4).

Gráfico 4 - Resíduos por uso e tipo na praia do Futuro no mês de março



Fonte: Própria (2024).

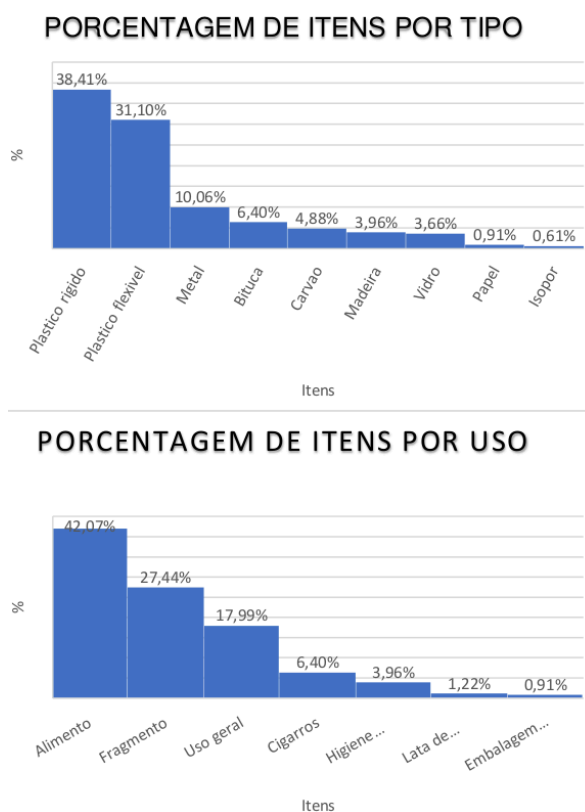
Como visto anteriormente na Tabela 7, os resíduos encontrados na Praia do Futuro no mês de setembro foram os de menor quantidade total entre todas as coletas, mas apesar disso percebe-se que os tipos de itens mais encontrados, ainda assim, transitam entre os mesmos em maior quantidade nas outras coletas. Com isso, o de maior quantidade foi fragmentos de plástico rígido não identificados com 22,26% - esse aparece em todas as coletas sempre entre os 5 resíduos em maior quantidade encontrados; após temos plásticos flexíveis 11,89%; metal 8,84%, e itens do tipo cigarro com 6,46%. Todos esses sempre

aparecem na lista dos que mais são encontrados nas outras coletas. Novamente, os itens menos encontrados foram coletados com duas unidades cada, sendo 0,61% cada. Entre eles tem itens do tipo madeira, como lápis e palitos de picolé, e itens do tipo isopor e plástico flexíveis utilizados para entregas *deliveries*.

Durante o período sem chuvas na Praia do Futuro os itens mais encontrados pertenciam ao tipo plástico rígido 38,41%, plástico flexível 31,10%, metal 10,06%, e bitucas com 6,40%. O isopor - que sempre transitava entre os 5 mais encontrados nas outras coletas - nessa foi o menos encontrado com apenas 0,61% (Gráfico 5).

Por fim, nessa última coleta permaneceu índices elevados de resíduos com utilidade para alimentação com 42,07%, não fosse pelo mês anterior que ficou sendo o terceiro mais encontrado; os itens fragmentados ficaram novamente sendo o segundo em maior quantidade com 22,44%, o de uso geral com 17,99 e cigarros com 6,40%. Já os resíduos utilizados para embalagens em geral foram os de menor quantidade nesta coleta com 0,91% (Gráfico 5).

Gráfico 5 - Resíduos por uso e tipo na praia do Futuro no mês de setembro



Fonte: Própria (2024).

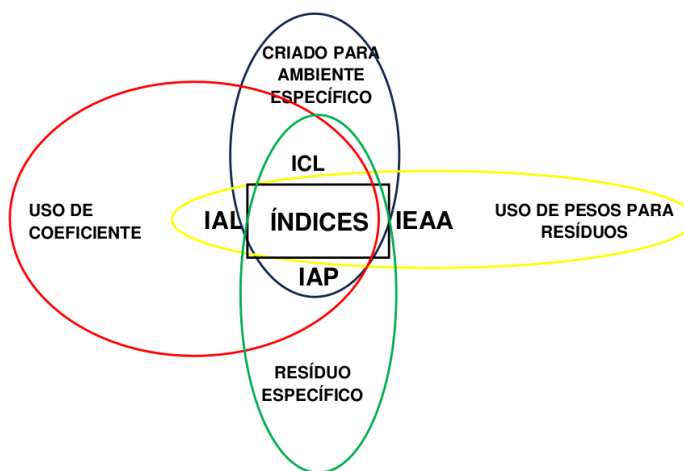
6 DISCUSSÕES

Quatro índices diferentes foram identificados para avaliar a incidência ambiental, ou seja, o índice Ambiental da Costa Marinha (ACM) sob a perspectiva da poluição de lixo em duas praias da costa de Fortaleza. Esses índices incluíam: o Índice de Costa Limpa (ICL), o Índice de Ambiente Limpo (IAL), o Índice de Abundância Plástica (IAP) e o Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA), sendo este último sob o foco localmente e voltado para mesomarés.

Dito isso, é interessante perceber que este estudo não considera fatores como o tamanho de mares - mesmo sabendo que alguns desses índices foram criados em regiões de micromarés à meso e macromarés - assim, estes fatores certamente afetam a dinâmica dos resíduos no ambiente, mas na presente investigação especificamente buscou-se estudar o comportamento apenas da utilização desses índices e, conseqüentemente, suas relações entre si mesmo que, às vezes, seja comparado em outras regiões e países.

Para tanto, apesar de todos os índices terem sido pensados em cima da quantidade de resíduos, estes diferem-se em classificação de status ambiental, suas características próprias e práticas (Figura 4). Pode-se dizer que, por exemplo, alguns índices foram desenvolvidos especificamente para um tipo de resíduo enquanto alguns outros índices foram trabalhados para investigar o ambiente e a especificidade dos itens coletados (HERAVI, 2024). Vale ressaltar que as ideias formuladas para alcançar a definição e interpretar o estado ambiental de poluição nas praias foram diferentes em cada um dos índices trabalhados.

Figura 4 – Conjuntos de características específicas de cada índice. Alguns índices abrangem mais de uma característica



Fonte: Adaptada de Heravi et al. (2024)

6.1 Índice de Costa Limpa (ICL)

O Índice de Costa Limpa (ICL), como dito antes, é uma ferramenta útil ademais de ser uma das mais utilizadas por pesquisadores e gestores de costas marítimas a fim de avaliar o estado de poluição residual em praias, baseia-se na quantificação sobre a quantidade de lixo/resíduos por unidade de superfície (RANGEL-BUITRAGO et al., 2019). A utilização desse índice requer um comprimento e largura específicos da praia na qual é mensurado pelo pesquisador, bem como, a quantidade de lixo é coletada (ALKALAV et al., 2007).

Para o presente estudo, foi aqui pretendido utilizar os estudos de Jafari et al. (2021) nos quais foi sugerido que se utilizasse a medição da largura quando a água do mar estivesse na maré mais baixa no período das mudanças de maré até o ponto em que a praia é limitada pelas primeiras barreiras naturais como: rochas, árvores, ou as barreiras antropogênicas - barracas ou construções costeiras.

Vale ressaltar que, nesse índice, não se leva como critério de análise as composições dos resíduos coletados nas praias, mesmo esses sendo diferentes de acordo com a situação cultural de cada região e o padrão de consumo dos visitantes (HERAVI, 2024); no entanto, esses diferentes resíduos foram catalogados para, posteriormente serem averiguado por meio de comparativos quanto sua incidência no ambiente.

Nesse viés, a fórmula utilizada para o cálculo do ICL, assim como as categorias da poluição das praias, neste índice foi apresentada no Capítulo 4 no subíndice 4.4.1 deste trabalho. Para tanto, conforme mostrado na tabela 1, o status da poluição nas praias foi classificado em cinco categorias, nas quais incluem desde “muito limpo” até “extremamente sujo”. Logo, para esclarecer mais, as praias de índice superior a 20 estão categorizadas como “extremamente sujas”, já as de índice abaixo de 2 são de categoria “muito limpa” (RANGEL-BUITRAGO, 2019). Este índice é um dos índices mais comumente utilizados em pesquisas da poluição de praias costeiras em diferentes países (JAFARI, 2021).

Portanto, o índice de costa limpa (ICL) nas duas praias de Fortaleza, Barra do Ceará e Praia do Futuro nos meses de março e setembro, períodos comumente conhecidos por serem de temporadas chuvosas enquanto o outro sem precipitação, respectivamente, (ROCHA, 2021) mostram-se, de acordo com a Tabela 8, que todas as praias investigadas no presente estudo, independentes da sazonalidade, podem ser classificadas como “muito limpas”.

Tabela 8 – ICL - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro

ÍNDICE	PRAIA - MÊS	RESULTADOS
$(\Sigma \text{resíduos plásticos} / \text{largura(m)} \times \text{comprimento(m)}) \times K$		
ICL	BARRA – MÊS 3	$(375/5250) \times 20=1,428$
		'muito limpa': 0–2
	BARRA – MÊS 9	$(293/5250) \times 20=1,116$
		'muito limpa': 0–2
	FUTURO – MÊS 3	$(483/6150) \times 20=1,570$
		'muito limpa': 0–2
	FUTURO – MÊS 9	$(230/6150) \times 20=0,747$
		'muito limpa': 0–2

Fonte: Própria (2024)

6.2 Índice de Ambiente Limpo (IAL)

Este índice foi inicialmente criado por Jafari et al. (2021) a fim de avaliar áreas urbanas e costeiras do Mar Cáspio, no norte do Irã. O IAL, quando se trata de cálculo bem como uma noção do estado de poluição em praias impactadas, assemelha-se, fundamentalmente, com o ICL.

Hevari et al. (2024), por sua vez, refere-se ao IAL como uma atualização do ICL, uma vez que as mudanças aplicadas neste índice, além da atenção aos tipos diferentes de lixo, aparentam tornar a interpretação dos resultados obtidos mais exatos.

Como mostrado anteriormente no capítulo 4, subíndice 4.4.2, a equação do cálculo do ICL bem como sua classificação são parecidas com a formulação do IAL. No entanto, o IAL foi criado a princípio para ambientes tanto urbanos como de costa, diferente do ICL o qual foi pensado apenas para costas marinhas. Pode-se dizer, também, que a princípio o ICL é voltado apenas para resíduos plásticos (ALKALAV et al., 2007) apesar de, posteriormente, vários pesquisadores utilizarem este paradigma para resíduos em geral, fato pelo qual o IAL foi criado já com essa perspectiva.

Por fim, o mais relevante fato que diferenciam os índices é justamente porque o IAL também se baseou no índice e estado ambiental desenvolvido por Schulz et al. (2013), utilizando um fator de ponderação ou coeficiente peso (W_i) para cada tipo de resíduo coletado e utilizado no índice. Assim, este auxilia a interpretação sobre a incidência da poluição na costa de praia; além de quantificar apresentando, paralelamente, certa noção dos potenciais riscos ambientais, banhistas e da população frequentadora (FARZADKIA et al, 2023A; FARZADKIA et al., 2023B).

No entanto, a utilização do IAL fornece mais componentes, resultando, assim, em uma interpretação mais completa do que o ICL. Jafari et al (2021), em seu trabalho, mostra algumas evidências mencionando, por exemplo, o status das praias pesquisadas com a utilização do ICL ao configurarem-se como moderadas, na maioria, enquanto utilizando o IAL estas classificam-se como sujas.

Farzadkia et al. (2023A) ressalta, também em suas pesquisas, que depois de obter os resultados, o IAL mostra ser um índice confiável para avaliação de ambientes urbanos e de costa; uma vez que como na equação do IAL apropria-se de um fator de ponderação específico para cada tipo de resíduos encontrados; logo, este índice é capaz de determinar o fator de risco de cada lixo marinho localizado no ambiente. Com isso, é recorrente encontrar investigações que expõem a capacidade desse índice ao determinar lixos com aqueles atrelados a covid-19; como exemplificado no estudo sobre a costa sul do mar Cáspio durante o ano da pandemia no qual Hayate et al. (2022) explana um percentual de 50% das praias da região estudada classificadas como moderadas, enquanto 30% das praias enquadram-se em estado sujo; além disso, foi percebido que lixos relacionados à covid-19 estavam na faixa de 2,54% a 5,95%.

Portanto, no Índice de Ambiente Limpo (IAL) observa-se uma diferença bem mais perceptiva nas classificações das praias ao longo dessa pesquisa, diferente do que é visto no ICL; visto que, no ICL, especificamente, todas as praias pesquisadas, independente do período sazonal, apresentam um status de “muito limpas”, já no IAL apresenta, apenas, um status de “limpa” (Tabela 9).

Logo, a única exceção, analisada pelo presente estudo, é a Praia do Futuro no mês de setembro que apresenta status de “muito limpa” também. Portanto, ao se ver o resultado obtido na ICL este obteve um valor de 0,747 classificando-o em “muito limpo”, visto que a margem de análise enquadra valores entre 0 e 2. Quanto ao IAL, especificamente, o valor de análise é bem maior 1,549; pouco mais que o dobro do ICL; mas, mesmo assim, ainda o classifica como “muito limpa” uma vez que seu valor também se encontra entre 0 e 2.

Tabela 9 – IAL - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro

ÍNDICE	PRAIA - MÊS	RESULTADOS
$[IAL = (\sum (W_i \times N_i) / L(m) \times C(m)) \times K]$		
IAL	BARRA – MÊS 3	$(674,5/5250) \times 20 = 2,569$
		2-5 limpo
	BARRA – MÊS 9	$(671/5250) \times 20 = 2,556$
		2-5 limpo
	FUTURO – MÊS 3	$(911/6150) \times 20 = 2,962$
		2-5 limpo
	FUTURO – MÊS 9	$(476,5/6150) \times 20 = 1,549$
		0-2 muito limpo

Fonte: Própria (2024)

6.3 Índice de Abundância Plástica (IAP)

O Índice de Abundância de Plástico (IAP), desenvolvido por Rangel-Buitrago et al. (2021), busca determinar a presença de plástico em praias utilizando a relação entre a quantidade de plástico e a quantidade de resíduos totais coletados. Esse índice, assim como o Índice de Costa Limpa (ICL), foi criado com o foco em costas praieiras e resíduos plásticos; no entanto, este ICL posteriormente foi utilizado por diversos autores como Jafari et al. (2021), englobando demais resíduos e não apenas o resíduo plástico.

Sendo assim, o IAP é a relação existente entre os resíduos plásticos e a \log_{10} de todos os demais itens coletados divididos pela área multiplicada pelo coeficiente K; logo é importante salientar que a introdução de Log no IAP tem como princípio a atenuação de diferenças extremas para, assim, melhorar a precisão analítica, estratégia muito comum em equações ambientais. Feng et al (2019) ainda argumenta que a transformação logarítmica é amplamente utilizada para evitar dados distorcidos tornando-se um dos métodos analíticos mais populares usados em pesquisas.

O IAP, como analisado, auxilia na categorização da praia em termos de presença plástica, tendo em vista as classes apresentadas na tabela 4. Dito isso, suas classes assemelham-se aos índices anteriores (ICL e IAL) por alguns fatores como: a razão resultante dos resíduos pela área da coleta; bem como, a multiplicação desse mesmo resultado pelo coeficiente K - valor de 20. Outro ponto averiguado é que eles apresentaram 5 níveis de classes de status ambiental das praias pesquisadas mostrando, com isso, uma aproximação matemática entre eles em vários pontos das suas pesquisas; pois a utilização do \log_{10} é um fator determinante na utilização do IAP na pesquisa uma vez que outros pesquisadores, de mesmo modo, utilizaram equações que obtinham abundâncias de resíduos sendo plásticos ou não (SCHULZ et al., 2013).

Considera-se que as praias pesquisadas, quando aplicadas o IAP, percebem-se de como de “abundância baixa” apresentando, nos diferentes períodos sazonais, valores entre 0,1 e 1, como visto na tabela 4; havendo destaque, novamente, para a Praia do Futuro no mês de setembro na qual apresenta 0,297; valor bem abaixo das outras pesquisas que transitam entre 0,415 e 0,562 (Tabela 10).

No entanto, apesar dessa diferença, ainda assim; sob todas as análises efetuadas observa-se que os índices encontrados configuram-se como “baixa abundância”, resultado que, quando comparado com pesquisas como de Rangel-Buitrago et al. (2021), na qual foi desenvolvida uma pesquisa em 24 praias colombianas onde 18 destas estavam com “abundância muito alta”, 4 “abundância alta” e 2 moderadas, sendo nenhuma baixa como na presente pesquisa. Com isso, outros estudos também apresentam comumente abundância moderada e nenhuma das praias pesquisadas sendo de “abundância baixa” (SANDARUWAN et al., 2023; HOWLADER et al., 2024).

Tabela 10 – IAP - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro

ÍNDICE	PRAIA - MÊS	RESULTADOS
IAP = $[(\sum \text{número de lixos plásticos} / \log_{10} \sum \text{número de lixos total}) / \text{Area}] \times K$		
IAP	BARRA – MÊS 3	IAP = $((375/2,637)/5250) \times 20 = 0,541$
		0,1 para 1 - Abundância baixa
	BARRA – MÊS 9	IAP = $((293/2,686)/5250) \times 20 = 0,415$
		0,1 para 1 - Abundância baixa
	FUTURO – MÊS 3	IAP = $((483/2,791)/6150) \times 20 = 0,562$
		0,1 para 1 - Abundância baixa
	FUTURO – MÊS 9	IAP = $((230/2,515)/6150) \times 20 = 0,297$
		0,1 para 1 - Abundância baixa

Fonte: Própria (2024)

6.4 Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA)

O último índice apresentado nesta pesquisa é o Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA) no qual já foi anteriormente apresentado; este índice tem por interesse apresentar a possibilidade de mensurar o nível de poluição antropogênica em uma praia podendo, assim, categorizar o nível de ameaça que os resíduos coletados apresentam. Tudo isso sem ter que se fazer um apurado de coleta por longos períodos como feito no Trabalho de Schulz et al. (2013); Rangel-Buitrago et al. (2021); Jafari et al. (2021); Howlader et al. (2023); Sandruwan et al. (2023); bem como, Perumal, (2023). Logo, este índice pode ser de utilidade prática para gestores gerais de espaços costeiros que, ainda ou nunca, tiveram dados coletados sobre o estado ambiental. Vários gestores, nessa perspectiva, falam da importância dos dados

coletados no ambiente costeiro, mas reclamam de demora de se ter dados concretos, visto que muitos índices trabalham com coleta a médio e longo prazo (PALAZÓN et al., 2019).

Dito isso, a criação deste índice no qual se prioriza, não só a quantidade individual dos resíduos, mas também o tipo do resíduo coletado, faz-se necessário a fim de influenciar significativamente as ações e preocupação recorrentes a muitos gestores ademais de autoridades públicas (SCHULZ et al., 2013), visando, assim, os impactos que podem causar ao ambiente e a saúde pública apresentando de forma imediata uma noção da situação que as praias pesquisadas encontram-se naquele momento.

Em consequência disso, durante esta pesquisa, nas praias onde houve as coletas tanto nos períodos sazonais de chuva como em estiagem foram feitas aplicações do IEAA de duas maneiras. Resíduos gerais e, apenas, resíduos plásticos visando ter assim algum dado adicional para se poder averiguar uma melhor noção das capacidades de utilização deste índice.

Foi constatado, como visto na Tabela 11, que a aplicação do IEAA com resíduos gerais esteve variando de 2,807 na Praia da Barra em setembro e, no período sem chuvas, até 2,952 na Praia do Futuro, também no mês de setembro. Com esses valores, as duas praias, nesses dois períodos encontram-se, de acordo com o índice, em situação regular; pois transitam com valores entre 2,5 e 3,0, como visto na tabela 6.

Quando aplicado o índice apenas com resíduos plásticos nas duas praias (Tabela 12) percebe-se que todas mostram-se ainda - dentro do estado ambiental atual - como regulares, com exceção da Praia do Futuro no período de setembro na qual revela uma leve piora, no entanto suficiente para alterar o estado ambiental desta que, agora, encontra-se como inadequada uma vez que seus valores estão de 3,0 e 3,5.

Tabela 11 – IEAA (Geral) - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro

ÍNDICE	PRAIA - MÊS	RESULTADOS
$IEAA = \sum W_i \times X_i / \sum W_i$		
IEAA	BARRA – MÊS 3	93/32 = 2,906
		2,5 <= x < 3 = regular
	BARRA – MÊS 9	146/52 = 2,807
		2,5 <= x < 3 = regular
	FUTURO – MÊS 3	209,75/73,5 = 2,853
		2,5 <= x < 3 = regular
	FUTURO – MÊS 9	107,75/36,5 = 2,952
		2,5 <= x < 3 = regular

Fonte: Própria (2024)

Tabela 12 – IEAA (Plásticos) - Praias da Barra e do Futuro – março e setembro

ÍNDICE	PRAIA - MÊS	RESULTADOS
$IEAA = \sum W_i \times X_i / \sum W_i$		
IEAA	BARRA – MÊS 3	77/26= 2,961
		2,5 <= x < 3 = regular
	BARRA – MÊS 9	107/38=2,815
		2,5 <= x < 3 = regular
	FUTURO – MÊS 3	179/61= 2,934
		2,5 <= x < 3 = regular
	FUTURO – MÊS 9	78,5/26=3.019
		3 <= x < 3,5 = insatisfatório

Fonte: Própria (2024)

6.5 A percepção útil dos índices na gestão costeira

Quando se observa os resultados da aplicação dos índices nas praias da Barra do Ceará e Praia do Futuro, tanto no período chuvoso como não, estas devem atentar-se para um fator ambiental importante vinculado a suas localidades. As duas praias localizam-se próximas à foz de rios municipais. A localidade da pesquisa na Praia da Barra fica exatamente a nordeste da foz do rio Ceará e, por sua vez, onde houve a coleta para pesquisa da Praia do Futuro fica a noroeste da foz do rio Cocó. Assim, soma-se a isso as correntes oceânicas nas quais, para o entendimento desta pesquisa, faz-se ainda mais importante do que o conhecimento da proximidade dos rios contribuindo significativamente no resultado da investigação.

Silva et al. (2017) ainda explana, através de modelagem, acerca das correntes marítimas da hidrodinâmica costeira do litoral de Fortaleza. Em seu trabalho, esmiúça-se que a hidrodinâmica costeira do litoral de Fortaleza apresenta grande influência dos ventos alísios nos quais; também conhecidos como ventos de leste, pois vem de quadrante leste; mantêm as correntes paralelas ao litoral, normalmente direcionadas para oeste; influenciando, assim, o comportamento das correntes litorâneas próximas à costa de Fortaleza caracterizando-se como bastante responsivo à incidência das ondas; bem como, a partir de profundidades maiores de 8,0 metros, apresenta-se ondas de menor influência nas correntes, respondendo melhor aos ventos alísios (SILVA et al., 2017).

Nesse âmbito, as correntes costeiras no litoral Oeste, próximo à foz do rio Ceará, no período de abril incidem na costa com ondas vindas de nordeste, por isso, mais fracas; como também, somam-se ao período de chuvas, na foz do Rio Cocó, um maior avanço da força do rio. As correntes litorâneas, desse modo, criam a formação de algumas células de

recirculação nas quais se devem às ondas vindas de nordeste que, nessas situações, devido a arrebentação das ondas, são criadas em toda região.

Consequentemente, no mês de novembro, quando há incidência de ondas vindas de leste, há menor formação de recirculação e as correntes são de menor intensidade. Isto deve-se a existência do molhe do Porto de Mucuripe no qual acaba protegendo toda essa área das ondas de leste. As correntes, nesse período, tendem a acompanhar a direção das correntes costeiras, que estão mais fortes nessa época em Fortaleza, uma vez que esse período é conhecido por seus ventos fortes (SILVA et al., 2017).

Percebe-se, ainda, de acordo com o trabalho de Silva et al. (2017) que se compararmos os meses de novembro nos quais se encontra em período de ventos fortes, bem como, setembro - mês de pesquisa deste trabalho - observa-se que, apesar dos ventos fortes, o molhe do Mucuripe contribui para que as forças do vento estejam um pouco mais afastadas do litoral; dessa forma, as ondas ainda tem, próximo ao litoral, certo domínio causando uma pequena recirculação na área da Praia da Barra na altura da zona de pesquisa deste trabalho podendo, assim, justificar uma maior quantidade de resíduos apesar de pequena, em comparação com mês de abril que, devido provavelmente a sua localização entre duas grandes células de recirculação e uma corrente marítima muito forte a norte, não apresenta, nesse período, célula de recirculação próxima a área de coleta.

Importante salientar que, apesar da pesquisa ter sido feita no mês de março, ainda assim se encontra no período chuvoso do município, bem como, no mês de abril que foi o mês da modelagem do trabalho de Silva et al. (2017) não desclassificando, assim, essas observações.

À luz dessa investigação, é importante frisar que as correntes costeiras litorâneas na Praia do Futuro, a noroeste da foz do rio Cocó no período de agosto a novembro, segue para norte na maior parte do tempo, acompanhando as correntes costeiras da plataforma continental; fato pelo qual se desenvolve em função da incidência de ondas vindas de leste com força dos ventos alísios, mais frequentes nesse período do ano. Já no período de chuvas, as ondas vindas do Nordeste, ao arrebentarem, criam correntes litorâneas inversas, com sentido sul na Praia do Futuro. Essa dinâmica está melhor ilustrada na pesquisa de Silva et al. (2017).

Dessa forma, com essas informações percebe-se ao contrário da praia da Barra, no mês de novembro, há maior força dos ventos e menor influência das ondas na área de coleta deste artigo, visto que muitos resíduos são carregados pelos ventos e pela corrente sendo

levados bem mais ao norte; diferente do mês de abril onde pelas ondas terem mais força ocorre uma grande recirculação na área da praia do Futuro trazendo de volta do norte resíduos que foram carregados pelo mar.

Com isso, esse entendimento é importante, visto que nas coletas a percepção dos dados pode parecer confusa, ou mesmo, levar a acreditar na existência de algum erro na técnica, sobretudo no mês de setembro no qual, na coleta da Praia do Futuro, o material coletado apareceu bem abaixo quando comparado com a coleta da mesma praia no período de chuva.

Sob essa ótica, o Índice de Costa Limpa (ICL) nas praias pesquisadas mostrou que ambas as praias, mesmo em períodos de chuva ou não, apresentam um estado “muito limpo” quando comparado a outros trabalhos como de Rangel-Buitrago et al. (2019b); Esquinas et al. (2020); Andrades et al. (2020); bem como, Jafari et al. (2021), uma vez que todos desenvolvidos em áreas urbanas não apresentaram nenhuma praia “muito limpa”, com exceção de Rangel-Buitrago que apresentou 1 entre 24 praias urbanas.

Andrades (2020) em sua pesquisa com 44 praias brasileiras, apresenta um total de 10 praias consideradas pelo índice como “muito limpas”, além de nenhuma delas ser considerada praia urbana. Logo, não se acredita que esta situação esteja ocorrendo devido a forma metodológica que esse artigo foi preparado; mesmo, nesta pesquisa, optando por ser aplicada a uma dimensão de área e, nesses tipo de investigações, muitos autores/pesquisadores já optaram por medidas próprias bem diversas como: Rangel-Buitrago et al. (2019b) optou por áreas de 50 metros quadrados; bem como, Jafari et al. (2021) com 300 metros de comprimento e da largura na área do quebra mar até primeiras barreiras seguindo uma variação das diretrizes da OSPAR inspiradas pelo professor Schulz et al. (2013) no qual utilizou áreas de 100 metros. Enfim essa variedade de dimensões, além claro das próprias geomorfologias de cada costa praial, não permitem facilmente desenvolver-se parâmetros comparativos para a assertividade dos índices empregados, mesmo estes, tendo a mesma forma de equação. Dito isto, alguns dos dados apresentam clara influência das correntes marítimas costeiras, visto que, principalmente essas coletas foram desenvolvidas em áreas de mesomaré comum nessas praias do estado.

Como dito anteriormente; sobretudo na área de pesquisa da praia do Futuro no mês de setembro com os fortes ventos alísios que, dessa maneira, influenciam na corrente o arrasto de resíduos mais ao norte, diferente da mesma no mês de março onde, com menos ventos e fortes chuvas, o material - carregado pela corrente vindo do mar ou mesmo despejado

pela foz do rio Cocó - segue um caminho ao norte mais a frente e transportado de volta ao sul onde descansa nas praias. No entanto, ainda se pode esperar influência humana, visto que nesses locais de coleta, apesar do grande número de frequentadores, diariamente, ficam em frente a barracas turistas e frequentadores locais, logo, a limpeza das mesmas acontece quase diariamente. Contudo, a pesquisa foi desenvolvida pela manhã para evitar o máximo possível tais situações e, ainda assim, bastante material foi coletado, mesmo acontecendo a limpeza diária no dia anterior; contudo, no fim da tarde, pode-se inferir uma certa alteração nos dados.

Quanto a percepção do Índice de Ambiente Limpo (IAL) pode ser um pouco mais rigorosa (JAFARI et al., 2021), visto que esta e o Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA) são baseados no Índice de Estado Ambiental (IEA) do professor Schulz et al. (2013); dessa maneira, ao utilizar esses índices percebe-se, geralmente, ao comparar ICL com IAL um nível acima do nível das tabelas de estado ambiental sobre o IAL em comparação com ICL uma vez que pode ser claramente visto no trabalho de Jafari et al. (2021) no qual pesquisou 5 praias onde nas 5 o IAL atingiram um nível acima do ICL.

Assim, nesta pesquisa também foi constatado o mesmo panorama na Praia da Barra do Ceará no período de chuva e estiagem; enquanto que na Praia do Futuro observou-se apenas no período de chuva apresentando, logo, por meio do ICL, um resultado de praias “muito limpas”, mas na utilização do IAL essas três pesquisas apresentaram uma classificação de apenas “limpas”.

Dito isso, o diferencial estava na Praia do Futuro, no período de estiagem; pois nesta o IAL apresentou-se também como muito limpa, fato pelo qual, novamente, leva-se a acreditar que isso, principalmente, acontece pelas condições hidrográficas das correntes e ventos naquele período do ano. No entanto, ao basear-se apenas no quantificador encontrado em cada equação dessas praias observa-se o ICL na Praia do Futuro no mês de setembro 0,747 como resultado, já o IAL apresentou um valor um pouco acima do dobro com 1,549; mas ainda assim, não o qualifica para ser um nível acima do ICL (Tabelas 8 e 9).

Portanto, em condições de praias extremamente limpas, essa característica mais rígida desse índice não influencia, bem como, essa característica pode, inclusive, ser bem mais precisa sobre estados ambientais de praia do que o ICL; mesmo porque, este originalmente foi um índice para apenas resíduos plásticos (ALKALAV et al., 2007). Porém, isso não se configura como um fator mandatário do uso deste índice, pois vários autores o utilizam para resíduos em geral como o próprio Jafari et al. (2021) criador do IAL.

À luz dessa discussão, o Índice de Abundância Plástica (IAP) esmera-se em poder quantificar e qualificar ambientes costeiros, propósito original desse índice apesar de aparentemente poder ser utilizado sem problema para ambientes diferentes que não de praia. O pesquisador que o criou Rangel-Buitrago (RANGEL-BUITRAGO et al., 2021) desenvolveu-o vendo que o plástico em praticamente todos os trabalhos de coleta é sempre o resíduo mais coletado, (ALKALAV et al, 2007; SCHULZ *et al*, 2013; JAFARI et al, 2021; SELVAM et al, 2021; JEHANNO et al., 2022), pois baseou-se no índice de abundância de lixo antropogênico e, posteriormente, adaptando para o IAP; já autores como Howlader et al. (2024), infere que é de grande utilidade para pesquisadores rastrear mudanças em costas marinhas e sobretudo ao longo do tempo; reforçando a apropriação de pesquisas e índices mencionados até então.

Na proposta dessa pesquisa, o IAP das praias pesquisadas apresentaram novamente as mesmas respostas. Todas tiveram abundância baixa, sendo novamente a praia do Futuro um resultado bem mais baixo que as demais praias, mas ainda assim mais de 0,300 de diferença para se qualificar um nível abaixo. Nesse sentido, a Praia do Futuro encontra-se muito mais próxima de outros resultados, uma vez que a maior resultado entre as outras três pesquisas foi 0,562 na própria Praia do Futuro no período de chuva (Tabela 10).

Esse resultado, novamente, pode estar sendo mal interpretado diante das dimensões da área utilizadas para esta pesquisa, mas, como dito anteriormente, não se pode ter comparativos exatos em outros trabalhos devido aos pesquisadores adotarem dimensões próprias que melhor servem para aplicação de suas pesquisas. Logo, futuramente, esse estudo deverá ser refeito em mais praias do município e em mais meses do ano a fim de se ter uma melhor noção da efetividade dos índices e de possíveis problemas que o inviabilizam serem utilizados em determinadas praias ou situações como a situação das correntes marinhas no período do terceiro trimestre podendo causar alguma falsa aparência de limpeza e cuidado na praia estudada.

Ainda sobre essa reflexão, a utilização do Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA) apesar de ser sido criado para ser funcional em locais de praias de mesomarés acaba por configurar-se como proposta de um Índice para pesquisas em áreas que não tenham feito estudos anteriores, mesmo sabendo que, com o tempo, acaba criando um banco de dados em algumas praias que eventualmente serão consultadas objetivando delimitar melhores resultados na utilização deste índice. No entanto, ainda assim espera-se que este dado possa

ser aplicado nas praias em geral e demais regiões com interesse em classificar ambientais sujeitos a pressão de resíduos antropogênicos contribuindo em gestões ambientais.

Semelhante ao IAL o IEAA, a estrutura do Índice de estado ambiental (IEA) (SCHULZ et al., 2013), como comentado anteriormente por Jafari et al. (2021), apresenta maior rigor em comparação com ICL; assim, nesta pesquisa os dados coletados nas praias foram tratadas com o IEAA em dois momentos. Com os dados gerais e os dados apenas de resíduos plásticos. Dessa forma, espera-se poder ter uma noção mais realista das capacidades desse índice, visto que muitos índices são criados originariamente para resíduos gerais e outros só para resíduos plásticos, pois este é o resíduo mais comum na maioria das coletas e estudos de resíduos encontrados nas costas marinhas (PLASTICS EUROPE, 2022; JEHANNO et al., 2022; ONU BRASIL, 2023).

Ao utilizar o IEAA com dados de resíduos gerais na praia da Barra do Ceará e na praia do Futuro os resultados mostram que ambas as praias e em ambos períodos estas se classificam como regulares formando uma categoria abaixo de uma praia de estado ambiental com o ICC - apesar de ter 5 níveis classificando as praias - este posiciona em semelhança com IAL, com exceção da praia do futuro no período de setembro de fortes ventos, uma classificação da praia como “muito limpa” igual ao ICL.

Já quando o IEAA é utilizado apenas com os dados de resíduos plásticos a única diferença apresenta-se exatamente na Praia do Futuro no período de fortes ventos - mês de setembro nesta pesquisa; pois, nesta amostragem, a praia apresentou dois níveis abaixo na categoria de praia “boa” sendo esta como “insatisfatória”. Deve-se isso à própria estrutura de criação dos dados que serão empregados na equação. Já que, nessa praia, dispõe de circunstâncias hidrodinâmicas temporais no mês de setembro com uma quantidade menor de resíduos coletados; mas, em sua maioria, estes eram resíduos semelhantes quando classificados nos mesmos requisitos - plásticos flexíveis ou rígidos para alimento. Desta forma quando só estudado os dados de plásticos que, em sua grande maioria, são classificados com peso 1,5 e alguns poucos 2 aumentado a quantificação do resultado da equação, retoma-se o fato de que, em resíduos gerais, pode-se enquadrar bastantes resíduos de peso 1 jogando mais para baixo os resultados finais da equação.

Contudo, este fato não seria de importância central quando se pondera sobre as outras pesquisas que também tiveram o IEAA. Destas apenas com dados plásticos, mesmo assim, tiveram resultados semelhantes aos dados de resíduos gerais.

No caso da Praia do futuro no mês de setembro além de resíduos plásticos observa-se um peso pouco maior que os resíduos gerais, pois a grande maioria desses resíduos que foram coletados eram semelhantes e, por isso, estes resíduos aumentam também seus pesos de classificação ambiental de 1 para dois quando espécies de resíduos chegam a pelo menos dois dígitos. Dessa forma ao se colocar esses dados na equação de IEAA seu nível ambiental mostra-se ainda mais desfavorável que as outras pesquisas, deixando de ser regular para se apresentar como insuficiente.

Dessa maneira, acredita-se que esse índice poderá ser mais rigoroso que os demais índices aqui apresentados. Assemelhando-se bastante aos IAL devido a apresentar estruturas com bases semelhantes.

No entanto, como o IAL trata apenas um tipo de peso e sua quantidade divididas pela área pesquisada o IEAA trabalha com dois tipos de peso sendo um desses diretamente ligado a quantidade desses resíduos e se atendo, apenas, para dimensão da área no período de coleta não a levando para parte efetiva da equação.

No entanto, o IAP mesmo também sendo um índice mais rigoroso em seus resultados visto que em todas as praias este apresentou abundância baixa, ou seja, seria como segundo nível em uma escala de 5 níveis desse índice. Todavia, apresentou o nível mais baixo de 0 ao se levar em conta o segundo nível, que é entre 0,1 a 1. Então se pode imaginar que o primeiro nível é entre 0 e 0,1 algo muito baixo dando poucas margens para esses resultados de primeiro nível a não ser que seja uma praia constantemente limpa tanto por frequentadores como pelos detritos vindos trazidos pela maré. Além disso, esse índice só trabalha com plásticos e suas quantidades delimitadas por área; por isso, a importância do conhecimento sobre os riscos que esses resíduos plásticos podem causar ao ambiente ou ser humano também.

O IEAA, especificamente, além de ser um índice bastante rígido, apresenta importâncias semelhantes aos seus pesos nos quais são aplicados a dados trabalhados antes de serem empregados na equação final. Os resultados desses dados dão poucas margens para resultados mais baixos, a não ser, quando algum peso específico mostra-se baixo - peso referente a importância deste que variam entre 1, 1,5 e 2 e peso por quantidade de resíduo que varia entre 1 e 2 - na maioria ou totalidade de seus resultados expõe menos margens quando seus dados são altos a não ser que sejam altos em ambas as classificações de pesos. Pode-se perceber o que foi dito vendo a Tabela 13.

Ao analisar-se a tabela 13, averigua-se que foram criados cenários hipotéticos utilizando os dados de duas praias dessa pesquisa: Praia da Barra do Ceará no mês 3 e da Praia do Futuro no mês 9. Pode-se inferir que nas duas colunas dos pesos - a dos pesos por importância e as do peso por quantidade - estas são alterados os resultados extrapolando os dados a fim de se perceber como o IEAA vai responder.

Na primeira linha das duas colunas está como inalterado; então os dados dos pesos daquelas colunas mantiveram-se de acordo com os resultados na pesquisa. Em seguida, nas linhas posteriores aos dados são extrapolados, para todos, resultados tendo peso 1 na coluna de peso por importância e inalterado na outra coluna; dessa forma, revelando o resultado final no estado ambiental.

Nas linhas seguintes, foi fundamentado o mesmo procedimento com os outros pesos 1,5 e 2 onde na coluna de importância configura-se sem alteração sobre a coluna de peso por quantidade e, depois, extrapolando para todos resultados 1 e 2 na coluna de quantidade, bem como, sendo inalterado na coluna por importância.

Foi feito esses cenários hipotéticos, nas duas praias, e, dessa forma, pode-se perceber como o IEAA comporta-se de maneira mais rígido que os demais índices e, com isso, exhibe a importância equivalente aos dois pesos nos resultados, não dando margens a resultados mais equilibrados - mesmo quando se extrapola o resultado de um dos pesos; mas fazendo esse índice ter uma característica mais equilibrada com seus resultados.

Tabela 13 – IEAA Comparação de resultados de pesos alterados em cenários idealizados

RESULTADOS (Resíduos Gerais)						
ÍNDICE	PRAIA MÊS	Peso por importân- cia do item	Peso por quantidade	Dados	Estado Ambiental	Cenários
IEAA	BARRA MÊS 3	Inalterado	Inalterado	$93/32 = 2,906$	Regular	Inalterad o
		Todos 1	Inalterado	$55/23 = 2,391$	Bom	Cenário 1
		Todos 1,5	Inalterado	$99,65/34,5 = 2,888$	Regular	Cenário 2
		Todos 2	Inalterado	$156/46 = 3,391$	Inapropria do	Cenário 3
		Inalterado	Todos 1	$78,5/32 = 2,453$	Bom	Cenário 4
		Inalterado	Todos 2	$110,5/32 = 3,453$	Inapropria do	Cenário 5
	FUTURO MÊS 9	Inalterado	Inalterado	$107,75/36,5 = 2,952$	Regular	Inalterad o
		Todos 1	Inalterado	$64/23 = 2,461$	Bom	Cenário 1
		Todos 1,5	Inalterado	$115,5/39 = 2,961$	Regular	Cenário 2
		Todos 2	Inalterado	$180/52 = 3,462$	Inapropria do	Cenário 3

		Inalterado	Todos 1	$89,75/36,5 = 2,458$	Bom	Cenário 4
		Inalterado	Todos 2	$126,25/36,5 = 3,458$	Inapropriado	Cenário 5

Fonte: Própria (2024)

Dessa maneira, acredita-se que o IEAA pode ser um índice valioso e de grande importância para a gestão de costa podendo, em uma avaliação inicial, poder criar um diagnóstico confiável; vale ressaltar que este estudo, individualmente, não pode atestar totalmente isso sendo necessário novas incursões e pesquisa em mais praias perpassando diferentes situações de frequentadores, hidrodinâmicas e geomorfológicas.

Outro ponto a ser percebido e aqui deve ser apresentado para futuras avaliações com esperança de ajudar posteriormente gestores que trabalham com índices de costa, foi o visto no decorrer deste trabalho no qual muitos autores, mesmo ao trabalhar com os mesmos índices, por vezes, adotam métodos diferentes, sejam de coleta ou mesmo dimensões de área para coleta (ALKALAV et al., 2007; MARIN et al., 2019; RANGEL-BUITRAGO et al., 2021; JAFARI et al., 2021); dessa maneira, quando outros pesquisadores forem utilizar os resultados de suas pesquisas para se valerem de seus dados, bem como, traçar comparações em suas próprias pesquisas, observam que esses dados, apesar de utilizarem os mesmo índices, não são tão exatos podendo, inclusive, apresentar várias incongruências.

Vale relatar que se mesmo o método seguindo todos seus trâmites, cada praia tem suas próprias geomorfologias e desafios próprios, dependendo da praia tem leis e tradições diferentes. Sendo assim, os pesquisadores deveriam adotar um padrão rígido de coleta, com dimensões exatas para área da coleta, práticas da coleta, sua separação e classificação a fim de evitar o mínimo de ruídos nos dados e, com isso, podendo esperar uma maior interação das pesquisas que surgirem posteriormente.

7 CONCLUSÃO

O propósito deste estudo deteve-se em avaliar a viabilidade da utilização de índices como ferramentas para inferir a poluição por resíduos, sobretudo os plásticos, nas praias, especificamente, nas costas marinhas de Fortaleza em zonas densamente visitadas avaliando, assim, situações sazonais diferentes nos regimes de chuva e de estiagem.

Para tanto, foram aplicados índices variados buscando classificar as praias de acordo com suas características específicas no período da coleta atestando a veracidade da utilização destes índices para a tarefa proposta.

Salienta-se que a variação em diferentes períodos sazonais foi necessária para detectar tendências temporais e climáticas, enquanto a pesquisa em diferentes praias foi um quesito para melhor identificar diferenças entre as classes de status ambiental (SCHULZ et al., 2013). Portanto, as variáveis estudadas de entrada selecionadas foram evidentemente elegíveis para distinguir entre praias de acordo com abundâncias, qualidades e tendências temporais que qualifiquem o lixo marinho.

A eficiência de diferentes índices, três conhecidos e um pela primeira vez apresentado aqui, deu-se sob a finalidade de investigar o estado de poluição causada pelo lixo em ambientes variados aqui aplicados.

Sob essa ótica, utilizou-se três índices conhecidos pelas pesquisas na área, incluindo o Índice de Costa Limpa (ICL), o Índice de Abundância Plástica(IAP) e o Índice Ambiente Limpo (IAL), sendo este último índice base para origem deste estudo; bem como, o um índice novo, o Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA).

Com isso, para interpretar a qualidade da costa ambiental ao incluir o índice de costa limpa e o índice de abundância plástica deteve-se apenas sobre a quantidade de lixo, enquanto no índice de ambiente limpo e o índice de estado ambiental atual, além da quantidade, mostra também os critérios básicos e, assim, o potencial sinistro de cada tipo de resíduo em danos ao meio ambiente como também a saúde do coletivo.

Apesar de cada um dos índices discutidos tenha características diferentes ou de aparente diferença que podem justificar suas utilizações para diferentes propósitos, existem limitações de cada um dos índices que, quando utilizados juntos, pode ser minimizada contribuindo, assim, em uma percepção mais universal dos problemas ambientais vividos naquela área de costa marinha.

Na pesquisa foi comprovado, sob a ótica da coleta de resíduos plásticos, especificamente, uma vez que foram os mais encontrados assim como na grande maioria das pesquisas da área (SANTODOMINGO et al., 2021; RANGEL-BUITRAGO et al., 2021; JAFARI et al., 2021; HOWLADER et al., 2024) que a utilização de índices específicos para plástico é muito importante, bem como, caso esses índices possam ser utilizados tanto para lixo marinho geral como plástico contribui, de impacto semelhante, as coletas de dados que configuram-se como efetivamente mais ricas e com melhores resultados.

Dito isso, os índices aqui estudados apesar de alguns serem utilizados especificamente para resíduos específicos como plástico não há nada, aparentemente, que impeça de poderem ser utilizados para outros fins como o ICL para resíduos gerais (JAFARI et al., 2021) e o IAP sendo utilizado com foco em algum outro resíduo que não seja o plástico, logo, pode vir a ser bem útil como nos casos de praias que venham a ser contaminadas com algum resíduo específico como foi o caso das praias do Ceará com petróleo cru no ano de 2019.

Bem como no atual trabalho ao se utilizar o ICL percebe-se que este, aparentemente, demonstra nos seus dados pós-utilizados sob seu efeito com base na equação que a existência de resultados mais brandos na indicação do estado ambiental da praia, isso se comparado com os outros índices, mostra-se interessante. Fato pelo qual pode ser comprovado não só nesse trabalho, mas em alguns outros como, por exemplo, o de Jafari et al. (2021) que na utilização desse índice observou-se em seus resultados que praias ao utilizar índices não como fator a mais nas suas equações, mas na dimensão espacial da área de coleta apresentam um monitoramento ininterrupto das costas de praia provando que o ICL pode ajudar a determinar se a limpeza está aumentando ou diminuindo (ALKALAV et al., 2007); podendo, inclusive, servir como um bom índice para perceber se as medidas implementadas estão sendo apropriadas ou ineficazes.

Assim, a utilização do Índice de Ambiente Limpo é um índice interessante; pois ele utiliza pesos característicos para cada tipo de resíduo coletado; desse modo, ao atribuir a esse lixo costeiro coletado uma característica de nível de importância este pode nortear a gestores possíveis ações mais bem direcionadas. Com isso, soma-se a utilização de dimensão de coletas podendo, por a médio e longo prazos de pesquisas, obter comparações mais exatas para possíveis estudos de impactos ambientais com um melhor embasamento.

No entanto, apesar de se basear no índice do Estado Ambiental de Schulz et al. (2013); Jafari et al. (2021), no IAL, considerou apenas os pesos e a quantidade de cada resíduos naquela coleta diferente do trabalho de Schulz no qual a abundância desse idem é direcionada a dados de 10 anos, desse modo, sendo um índice novo visando de certo modo dados recentes sem comparativos anteriores. Nesse sentido, a transmutação dos índices na execução da presente pesquisa, especificamente, acaba sendo usada para que os dados obtidos possam causar boa gerência em ambientes costeiros.

Sendo analisado de mesmo modo, o IAP de Rangel-Buitrago et al. (2021) acaba por ser um índice no qual mostrou-se, individualmente, semelhante ao ICL, uma vez que este

também não aparenta ter certa dinâmica mais rigorosa como IAL e IEAA; apesar de mostrar resultados no nível dois de sua tabela, “abundância baixa”, sendo o primeiro nível presente, no melhor cenário, quando alcançando configurando a praia analisada como livre de qualquer tipo de propriedade plástica. Assim, aparentemente, o nível dois de sua tabela ficaria mais semelhante com o nível um. Vale ressaltar que, em situações de praias com grande controle de limpeza ou específicas para tipos únicos de resíduos, não o plástico; esse índice pode ser bem viável na sua forma de 5 níveis; bem como, os resultados para sua classificação da praia nos níveis 3 (1,1 até 4) e 4 (4,1 até 8), mostrando-se serem bem mais igualitários do que nível 1 (0 e podendo supor que atinjam qualquer valor real menor que 0,1 (0,1 até 1) e nível 5 (>8); mas nesse caso pode ser artifício para os autores poderem julgar a abundância plástica em maiores quantidades fugindo a classificação de praias com baixa ou nenhuma abundância plástica sob a ótica de certas praias pesquisadas.

Dessa forma, o IAP enquadra-se como um índice muito bom para se trabalhar junto com outros índices, tanto índices que não são focados em resíduos plásticos, mas sobretudo com alguns índices que possam também focar em lixos plásticos. Dessa maneira, comparando seus dados é possível averiguar melhor o ambiental da costa da praia no aspecto geral dispondo de um foco mais preciso relacionado aos plásticos que são o resíduo mais comum nas praias mundo afora.

O IEAA que, pela primeira vez, é apresentado aqui se mostrou ser um índice mais rígido, sendo até mais rígido que o IAL - um índice com bases semelhantes às do IEAA; mas no rápido comparativo o IEAA é o único índice com 4 níveis apresentado aqui neste trabalho, os demais têm 5 níveis. Então se colocar em porcentagens o ICL tem todos os seus resultados no nível 1 podendo atribuir que seu resultado entra na zona de até 20% de praias sujas. Logo, tanto IAP como o IAL - com exceção de uma praia onde apresenta resultado de nível 1 - tem resultados de nível 2, podendo dizer que gravitam entre 20% e 40%. Dessa forma, o IEAA foi o único que apresentou um resultado de nível 3 onde seria algo entre 50% a 75%.

É importante atentar que a praia na qual se destaca é a mesma praia onde o IAL, visto que se mostrou ser a única que ele considerou mais limpa ao passo das outras pesquisadas pelo IAL. Como explicado anteriormente, deve isso ao IEAA trabalhar basicamente com dois tipos de pesos, além da própria quantidade de resíduos.

Dessa maneira os dados obtidos podem apresentar certas surpresas e aparentemente serem mais assertivas em poucas ou mesmo única coleta nas praias podendo, assim, acreditar em sua eficácia por classificar ambientalmente as costas marinhas. Porém,

claro que essa pesquisa individualmente não pode atestar a esse fato, deve-se confeccionar mais pesquisas e mais testes com esse índice, preferencialmente, em mais praias e até nas mesmas praias por mais vezes e em mais períodos distintos a fim de, só assim, poder ter uma maior clareza de suas capacidades como ferramenta de gestão costeira.

Nessa perspectiva, sua utilização com os demais índices parece ser interessante sobretudo com o IAL podendo comparar resultados dentre os demais dados aplicados em suas equações, visto que ambos têm estruturas semelhantes; mas cada um, também, tem características dísticas que adicionadas fazendo, por meio da utilização de ambas, uma grande ferramenta de ação uníssona e com potencial de descobertas importantes nas pesquisas de costas marinhas como no caso da Praia do Futuro no mês de setembro que mostrou em ambas ferramentas - dados opostos devido, provavelmente, às condições hidrodinâmicas únicas naquela zona de praia.

Destarte, apresentando o IEAA com característica próprias de uma maior rigidez, aparente, com os resultados podendo caracterizar um índice interessante no qual orbita mais no cuidado e atenção extrema em praias, podendo ser um bom índice iniciador para ser aplicado em áreas costeiras que nunca antes foram pesquisadas.

Dito isso, no futuro, será feito mais pesquisas e coletas para, assim, ter uma maior base de dados melhorando e justificando sua aplicabilidade em outras praias além de biomas e áreas urbanas em diferentes períodos do ano podendo ver toda a potencialidade deste índice.

Desse modo, essa pesquisa conclui que a utilização dessas ferramentas não deveria ser utilizada apenas individualmente nas praias, mas de preferência em conjuntos para assim, mesmo que sejam feitas poucas coletas ou mesmo uma única coleta em determinada costa de praia, este estudo possa deter-se em dados de diferentes índices construindo uma visão mais realística da condição daquela praia e, com isso, direcionando melhor recursos público ou privados para gestão daquele ambiente. Além disso, sugere-se que todas as pesquisas aplicadas em determinadas praias sigam padrões rígidos de delimitação de áreas sejam estas para aplicações de índices que não a utilizam efetivamente nos cálculos como no caso dos Índices de Estado Ambiental (SCHULZ et al., 2013) e Índice de Estado Ambiental Atual (IEAA) apresentado aqui neste trabalho a fim de padronizar modelos de coletas, acondicionamento e classificação de modo imperativo (MARIN et al., 2019).

Consequentemente, mesmo as praias apresentando características hidrodinâmicas próprias, além de situar em locais circundados por barracas de praias, a utilização dos índices mostrou-se pertinentes; pois suas utilizações somadas ao conhecimento das marés,

hidrodinâmicas de correntes, ação dos ventos em cada período do ano e entendimento dos horários de ações público/privadas nas praias - sejam essas de limpeza ou de maior atuação de frequentadores - ajudarão efetuando uma melhor caracterização destas localidades mostrando-se ferramentas de gestão indispensáveis nas manutenções costeiras marinhas sobretudo das frequentadas.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Abrelpe, 2016. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016> > Acesso em: 20 abril 2024.

ALBUQUERQUE, Miguel da Guia; CALLIARI, Lauro; PINHEIRO, Lidriana. Análise Dos Principais Riscos Associados Ao Banho De Mar Na Praia Do Futuro, Fortaleza-Ceará. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 14, n. 1, p. 1-8, 2010. Disponível em: < <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/65245> > Acesso em: 26 abril 2024.

ALLISON, Nicole L.; DALE, Andrew C.; TURRELL, William R.; NARAYANASWAMY, Bhavani E. Modelled and observed plastic pollution on remote Scottish beaches: The importance of local marine sources. **Marine Pollution Bulletin**, v. 194, p. 115341, 2023. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115341> > Acesso em: 24 abril 2024.

ALKALAY, Ronen; PASTERNAK, Galia; ZASK, Alon. Clean-coast index—A new approach for beach cleanliness assessment. **Ocean & Coastal Management**, [S.L.], v. 50, n. 5-6, p. 352-362, jan. 2007. Elsevier BV. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.10.002> > Acesso em: 10 abril 2024.

ÁLVAREZ, Soledad et al. A comprehensive first baseline for marine litter characterization in the Madeira Archipelago (NE Atlantic). **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 4, p. 182, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04517-x> > Acesso em: 6 maio 2024.

AMANEESH, C. et al. Gross negligence: impacts of microplastics and plastic leachates on phytoplankton community and ecosystem dynamics. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 1, p. 5-24, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05817> > Acesso em: 28 maio 2024

ANDRADES, Ryan et al. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: baseline, trends and recommendations for future approaches. **Marine pollution bulletin**, v. 151, p. 110842, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110842> > Acesso em: 5 jun. 2024.

ANDRIOLO, Umberto; GONÇALVES, Gil. Is coastal erosion a source of marine litter pollution? Evidence of coastal dunes being a reservoir of plastics. **Marine pollution bulletin**, v. 174, p. 113307, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113307> > Acesso em: 21 maio 2024.

ARAÚJO, Maria Christina B.; COSTA, Monica F. A critical review of the issue of cigarette butt pollution in coastal environments. **Environmental research**, v. 172, p. 137-149, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.005> > Acesso em: 16 jun. 2024.

ASENSIO-MONTESINOS, Francisco et al. Beach litter composition and distribution on the Atlantic coast of Cádiz (SW Spain). **Regional Studies in Marine Science**, v. 34, p. 101050, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101050> > Acesso em: 26 jun. 2024.

BARROS, Eduardo Lacerda (Org.). **Atlas Costeiro e Marinho do Estado do Ceará 2023** (Versão estendida). Fortaleza: Ed. dos Autores. 2023.

BATTISTI, Corrado et al. General macro-litter as a proxy for fishing lines, hooks and nets entrapping beach-nesting birds: Implications for clean-ups. **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, p. 114502, 2023. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114502> > Acesso em: 9 jul. 2024.

BAUKE, S.L.; AMELUNG, W.; BOL, R.; BRANDT, L.; BRÜGGEMANN, N.; KANDELER, E.; MEYER, N.; OR, D.; SCHNEPF, A.; SCHLOTER, M.; SCHULZ, S.; SIEBERS, N.; SPERBER, C. von; VEREECKEN, H. **Soil water status shapes nutrient cycling in agroecosystems from micrometer to landscape scales**. J. Plant Nutr. Soil Sci., v. 185, p. 773-792, 2022. Disponível em: < <http://hdl.handle.net/2128/33400> > Acesso em: 4 maio 2024.

BECHERUCCI, Maria Eugenia; ROSENTHAL, Alan Federico; PON, Juan Pablo Seco. Marine debris in beaches of the Southwestern Atlantic: An assessment of their abundance and mass at different spatial scales in northern coastal Argentina. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 299-306, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.030> > Acesso em: 18 jul. 2024.

BERGMANN, Melanie et al. Citizen scientists reveal: Marine litter pollutes Arctic beaches and affects wild life. **Marine pollution bulletin**, v. 125, n. 1-2, p. 535-540, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.055> > Acesso em: 22 jul. 2024

BINETTI, U. et al. First marine litter survey on beaches in Solomon Islands and Vanuatu, South Pacific: Using OSPAR protocol to inform the development of national action plans to tackle land-based solid waste pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111827, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111827> > Acesso em: 24 jul. 2024.

BLACKBURN, K.; GREEN, D. **The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown**. Ambio, v. 51, p. 518-530, 2022. Disponível em: < <http://doi.org/10.1007/s13280-021-01589-9> > Acesso em: 13 ago. 2024.

BOMBANA, Briana; ARIZA, Eduard. Clarifying some assumptions of coastal management: Analysis of values and uncertainties embedded in beach quality indexes. **Ecological Indicators**, v. 91, p. 376-385, 2018. ISSN 1470-160X. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.066> > **Acesso em: 11 jun. 2024.**

BOUCHER, J.; FRIOT, D. **Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources**. IUCN, Gland, Switzerland, 2017. Disponível em: < [10.2305/IUCN.CH.2017.01.en](https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en) > Acesso em: 27 jul. 2024.

BRABO, Lucio; MARTINS, Laercio L.; ANDRADES, Ryan; TEIXEIRA, Carlos E.P.; NASCIMENTO, Adriana Pereira do; AZEVEDO, Rufino Neto Andrade de; BEZERRA, Luís E.A.; CAVALCANTE, Rivelino M.; COTTENS, Kelly Ferreira; SOARES, Romulo Alexandre; SOUSA, Paulo Henrique Gomes de Oliveira; MONT'ALVERNE, Tarin F.; SOARES, Marcelo O.; GIARRIZZO, Tommaso. A transcontinental threat: Plastic waste from Africa invades Brazil's coast. **Science of The Total Environment**, v. 954, p. 176599, 2024. Disponível em: < [10.1016/j.scitotenv.2024.176599](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176599) > Acesso em: 12 jun. 2024.

BROUWER, R.; HUANG, Y.; HUIZENGA, T.; FRANTZI, S.; LE, T.; SANDLER, J.; et al. Assessing the performance of marine plastics cleanup technologies in Europe and North America. ***Ocean & Coastal Management***, v. 238, 2023. Disponível em: < 10.1016/j.ocecoaman.2023.106555 > Acesso em: 18 ago. 2024.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M.V. Marine Debris and Human Impacts on Sea Turtles in Southern Brazil. ***Marine Pollution Bulletin***, 42, N° 12, 1330-1334, 2001. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00147-3) > Acesso em: 26 ago. 2024.

BURLAT, Laureen; THORSTEINSSON, Throstur. Seasonal variation in the correlation between beach wrack and marine litter on a sandy beach in West Iceland. ***Marine Pollution Bulletin***, v. 183, 2022. Disponível em: < 10.1016/j.marpolbul.2022.114072 > Acesso em: 29 jun. 2024.

BUTT, Bilal. Environmental indicators and governance. ***Current Opinion in Environmental Sustainability***, v. 32, p. 84-89, 2018. ISSN 1877-3435. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.05.006> > Acesso em: 19 maio 2024.

CALDERISI, Giulia; COGONI, Donatella; FENU, Giuseppe. **Assessing beach litter trapping efficiency in Mediterranean sandy coasts: A comparative study between typical and invaded embryonic dunes**. *Regional Studies in Marine Science*, v. 74, p. 103532, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103532>

CALLIARI, Lauro Júlio et al. Morfodinâmica praial: uma breve revisão. ***Revista brasileira de oceanografia***, v. 51, p. 63-78, 2003. Disponível em: < <https://doi.org/10.1590/S1413-77392003000100007> > Acesso em: 30 jun. 2024.

CAMPBELL, Marnie L. et al. Human health impacts from litter on beaches and associated perceptions: A case study of ‘clean’ Tasmanian beaches. ***Ocean & coastal management***, v. 126, p. 22-30, 2016. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.002> > Acesso em: 25 ago. 2024.

CHUERMAN, H.; WOO, J. Estimating consumers’ willingness to pay for reusable food containers when ordering delivery food: a contingent valuation approach. ***Journal of Cleaner Production***, v. 366, artigo 133012, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133012> > Acesso em: 22 maio 2024.

CLAUDET, Joachim et al. A roadmap for using the UN decade of ocean science for sustainable development in support of science, policy, and action. ***One Earth***, v. 2, n. 1, p. 34-42, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.012> > Acesso em: 16 abril 2024.

CORDOVA, Muhammad Reza; ISKANDAR, Mochamad Riza; MUHTADI, Ahmad; NURHASANAH; SAVILLE, Ramadhona; RIANI, Etty. Spatio-temporal variation and seasonal dynamics of stranded beach anthropogenic debris on Indonesian beach from the results of nationwide monitoring. ***Marine Pollution Bulletin***, v. 182, 2022. Disponível em: < 10.1016/j.marpolbul.2022.114035 > Acesso em: 16 out. 2024.

DARMON, Gaëlle et al. Drivers of litter ingestion by sea turtles: Three decades of empirical data collected in Atlantic Europe and the Mediterranean. ***Marine Pollution Bulletin***, v. 185,

p. 114364, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114364> > Acesso em: 27 jul. 2024.

D'ATTOMA, Ida; IEVA, Marco. A new composite index to assess environmental consciousness using survey data and big data: Empirical evidence from European consumers. **Socio-Economic Planning Sciences**, v. 95, p. 102038, 2024. ISSN 0038-0121. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.seps.2024.102038> > Acesso em: 30 jul. 2024.

DEUDERO, Salud; ALOMAR, Carme. Mediterranean marine biodiversity under threat: reviewing influence of marine litter on species. **Marine pollution bulletin**, v. 98, n. 1-2, p. 58-68, 2015. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.012> > Acesso em: 19 maio 2024.

DIXON, Trevor R.; DIXON, T. Jo. Marine litter surveillance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 12, n. 9, p. 289-295, 1981. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(81\)90078-3](https://doi.org/10.1016/0025-326X(81)90078-3) > Acesso em: 14 abril 2024.

EISFELD-PIERANTONIO, Sonja Mareike; PIERANTONIO, Nino; SIMMONDS, Mark P. The impact of marine debris on cetaceans with consideration of plastics generated by the COVID-19 pandemic. **Environmental Pollution**, v. 300, p. 118967, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118967> > Acesso em: 11 ago. 2024.

ERASMUS, Victoria Ndinelago; KADHILA, Timoteus; AMESHO, Kassian Tshithigona Tshiningombwa; MABILANA, Hugo Adriano. Commercial fishing vessels as marine-based sources of plastic pollution: The Namibian perspective. **Ocean & Coastal Management**, v. 258, p. 107376, 2024. ISSN 0964-5691. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107376> > Acesso em: 16 out. 2024.

ESQUINAS, G. G. M. S.; MANTALA, A. P.; ATILANO, M. G.; APUGAN, R. P.; VAN RYAN, K. Kristopher. Physical characterization of litter and microplastics along the urban coast of Cagayan de Oro in Macajalar Bay, Philippines. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111083, 2020. ISSN 0025-326X. Disponível em: < [10.1016/j.marpolbul.2020.111083](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111083) > Acesso em: 8 jul. 2024.

FACHIN, Odilia. **Fundamentos de metodologia**. (rev) São Paulo: Saraiva, 2006.

FADARE, Oluniyi O.; OKOFFO, Elvis D. Covid-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment. **Science of The Total Environment**, v. 737, 2020. ISSN 0048-9697. Disponível em: < [10.1016/j.scitotenv.2020.140279](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140279) > Acesso em: 24 ago. 2024.

FARZADKIA, Mahdi; ALINEJAD, Navid; GHASEMI, Afsaneh; REZAEI KALANTARY, Roshanak; ESRAFILI, Ali; TORKASHVAND, Javad. Clean environment index: a new approach for litter assessment. **Waste Management & Research**, vol. 41, p. 368-375, 2023A. Disponível em: < [10.1177/0734242X221117093](https://doi.org/10.1177/0734242X221117093) > Acesso em: 19 out. 2024.

FARZADKIA, Mahdi; ALINEJAD, Navid; GHASEMI, Afsaneh; REZAEI KALANTARY, Roshanak; ESRAFILI, Ali; TORKASHVAND, Javad. Impact of Covid-19 pandemic lockdown on the urban litter and clean environment index. **Scientific Reports**, v. 13, p. 9099, 2023B. Disponível em: < [10.1177/0734242X221117093](https://doi.org/10.1177/0734242X221117093) > Acesso em: 27 ago. 2024.

FENG, C.; WANG, H.; LU, N.; CHEN, T.; HE, H.; LU, Y.; TU, X. M. Log-transformação e suas implicações para a análise de dados. *Psiquiatria do Arco de Xangai*, abril de 2014, v. 26, n. 2, p. 105-109. DOI: 10.3969/j.issn.1002-0829.2014.02.009. Errata em: **General Psychiatry**, 6 set. 2019, v. 32, n. 5, e100146corr1. Disponível em: < 10.1136/gpsych-2019-100146corr1 > Acesso em: 15 jul. 2024.

FLICK, U. **Introdução à pesquisa qualitativa**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

FLOR-BLANCO, G.; ALCÁNTARA-CARRIÓ, J.; JACKSON, D. W. T.; FLOR, G.; FLORES-SORIANO, C. Coastal erosion in NW Spain: recent patterns under extreme storm wave events. **Geomorphology**, v. 387, 2021. Artigo 107767. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107767> > Acesso em: 18 ago. 2024.

FORTALEZA. Projeto Orla. **Prefeitura Municipal de Fortaleza**. Fortaleza: SEMAN, 2006.

GALGANI, Luisa et al. Impacts of marine litter. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 208, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00208> > Acesso em: 29 maio 2024.

GONÇALVES, Kelly Rodrigues. **Análise da efetividade do uso de índices de qualidade ambiental para gestão de praias arenosas: estudo de caso na Baixada Santista, São Paulo, Brasil**. 2019. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Ecologia Marinha e Costeira) – Universidade Federal de São Paulo, Santos, 2019.

GOMES, Bárbara Alexandra Alexandra Costa. Análise dos impactos ambientais ocorridos pela ocupação irregular no manguezal do estuário do rio Ceará-Fortaleza, CE. **Ensaio de Geografia**, v. 6, n. 11, p. 11-31, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.22409/eg.v6i11.36346> > Acesso em: 16 abril 2024.

GUERRA, R. G. P. **Vulnerabilidade costeira a eventos de alta energia no litoral de Fortaleza, Ceará**. 2014. 100 (Dissertação de mestrado). Pós graduação em ciências marinhas tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

HARAN, Linsey E.; CARLTON, James T.; RUIZ, Gregory M.; MAXIMENKO, Nikolai A. A Plasticene Lexicon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, 2020. ISSN 0025-326X. Disponível em: < 10.1016/j.marpolbul.2020.110714 > Acesso em: 23 jun. 2024.

HARLEY, M.D.; TURNER, I.L.; SHORT, A.D.; RANASINGHE, R. Interannual variability and controls of the Sydney wave climate. **International Journal of Climatology**, 2009. Disponível em: < https://www.allens.com.au/insights-news/insights/2024/09/mandatory-climate-related-financial-reporting-legislation/?gad_source=1&gbraid=0AAAAAD_VHcCy6AKmHgIp6VmVzAG9DOvBn&gclid=CjwKCAjwn6LABhBSEiwAsNjrjnq9blgSqKo2u_hKYU-jyVISkj_GhBOtVtS1EPkzRbgJVkU2SRefvxoCQEIQAvD_BwE > Acesso em: 11 jul. 2024.

HAYATI, Roozbeh; GHASEMI, Abdolhossein; HASSANI, Grace; NOROZI, Doorak; MOHAMMADI, Hashtar; ALINEJAD, Natasha; SHAHKARAMI, Nargess. Impact of the COVID-19 pandemic on coastal environment: positive or negative? A 1-year study on litter in Caspian coasts. **Arabian Journal of Geosciences**, vol. 15, p. 1623, 2022. Disponível em: < 10.1007/s12517-022-10886-w > Acesso em: 14 ago. 2024.

HERAVI, Maryam Delavari; HADDADI, Mahdieh; NEJAD, Farzaneh Karami; YAZDANABADI, Zahra Izadi; HAGHIGHAT, Gholam Ali. A comparative study of indexes used for litter pollution assessment in urban and public environments. **Heliyon**, v. 10, n. 3, p. e24954, 2024. ISSN 2405-8440. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e24954> > Acesso em: 05 ago. 2024.

HØIBERG, Marthe A.; WOODS, John S.; VERONES, Francesca. Global distribution of potential impact hotspots for marine plastic debris entanglement. **Ecological Indicators**, v. 135, p. 108509, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108509> > Acesso em: 15 out. 2024.

HOWLADER, Masum; SHUVO, Shah Newaz Alam; SELIM, Abu; ISLAM, Md Monirul; SHAIBUR, Molla Rahman; SARWAR, Sabiha; AL-HUMAIDI, Jehan Y.; ALTHOMALI, Raed H.; SADAF, Sumaiya; HASAN, Mehedi; MIA, Md. Sabit; MONIRUZZAMAN, Mohammad; AKTER, Nurunnahar; AFRIN, Sanjida; KHAN, Md. Washim; RAHMAN, Md. Sohanur; SULTANA, Tania; FAHAD, Abdullah Al; RAHMAN, Mohammed M. Abundance and distribution of anthropogenic marine litter on the beaches of Sonadia Island: An Ecologically Critical Area. **Regional Studies in Marine Science**, v. 77, p. 103690, 2024. ISSN 2352-4855. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103690> > Acesso em: 26 maio 2024.

JEHANNO, C.; ALTY, J. W.; ROOSEN, M.; DE MEESTER, S.; DOVE, A. P.; CHEN, E.; LEIBFARTH, F. A.; SARDON, H. Critical advances and future opportunities in upcycling commodity polymers. **Nature**, v. 603, n. 7903, p. 803-814, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1038/s41586-021-04350-0> > Acesso em: 16 ago. 2024.

KAHANE-RAPPORT, S. R. et al. Field measurements reveal exposure risk to microplastic ingestion by filter-feeding megafauna. **Nature communications**, v. 13, n. 1, p. 6327, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33334-5> > Acesso em: jun. 2024.

KRUSE, C.; BOYDA, E.; CHEN, S.; KARRA, K.; BOU-NAHRA, T.; HAMMER, D.; MATHIS, J.; MADDALENE, T.; JAMBECK, J.; LAURIER, F. Satellite monitoring of terrestrial plastic waste. **PloS One**, v. 18, artigo e0278997, 2023. Disponível em: < <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0278997> > Acesso em: 27 ago. 2024.

KÜHN, Susanne; VAN FRANEKER, Jan Andries. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, art. 110858, 2020. ISSN 0025-326X. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110858> > Acesso em: 22 out. 2024.

KUO, Fan-Jun; HUANG, Hsiang-Wen. Strategy for mitigation of marine debris: analysis of sources and composition of marine debris in northern Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 1, p. 70-78, 2014. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.04.019> > Acesso em: ago. 2024.

LACERDA, A. L. d. F.; RODRIGUES, L. dos S.; VAN SEBILLE, E.; RODRIGUES, F. L.; RIBEIRO, L.; SECCHI, E. R.; KESSLER, F.; PROIETTI, M. C. Plastics in the surface waters around the Antarctic Peninsula. **Scientific Reports**, v. 9, p. 3977, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4> > Acesso em: out. 2024.

LI, Shiting; XU, Chao; SU, Meirong; LU, Weiwei; CHEN, Qionghong; HUANG, Qianyan; TENG, Yanmin. Downscaling of environmental indicators: a review. **Science of the Total Environment**, v. 916, 2024. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170251> > Acesso em: 13 maio 2024.

LUAN, Jing; WANG, Yong-Hong. Abundance, morphology, spatial-temporal distribution and sources of microplastics in Shilaoren Beach, Qingdao, China. **Regional Studies in Marine Science**, v. 71, 2024. Disponível em: < [10.1016/j.rsma.2024.103422](https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103422) > Acesso em: 11 out. 2024.

MAI, L.; SUN, X.-F.; XIA, L.-L.; BAO, L.-J.; LIU, L.-Y.; ZENG, E. Y. Global riverine plastic outflows. **Environmental Science & Technology**, v. 54, p. 10049-10056, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02273> > Acesso em: 29 ago. 2024.

MARCHESE, Luidgi et al. Beach certification schemes in Latin America: are they applicable to the Brazilian context?. **Sustainability**, v. 13, n. 2, p. 934, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.3390/su13020934> > Acesso em: 28 out. 2024.

MARIN, Camila Burigo; NIEIRO, Henrique; ZINNKE, Isadora; PELLIZZETTI, Maria Amélia; SANTOS, Paulo Henrique; RUDOLF, Adriana Cestari; BELTRÃO, Mayara; WALTRICK, Daniela de Souza. Marine debris and pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 31, p. 100771, set. 2019. ISSN 2352-4855. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.rsms.2019.100771> > Acesso em: 24 jun. 2024.

MARTINS, L. R.; COUTINHO, P. N. The Brazilian continental margin. **Earth-Science Reviews**, v. 17, n. 1-2, p. 87-107, 1981. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/0012-8252\(81\)90007-6](https://doi.org/10.1016/0012-8252(81)90007-6) > Acesso em: 25 jul. 2024.

MAYER, Audrey L. Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. **Environment International**, v. 34, n. 2, p. 277-291, 2008. Disponível em: < [10.1016/j.envint.2007.09.004](https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.004) > Acesso em: 21 ago. 2024.

MAZZIOTTA, Matteo; PARETO, Adriano. Methods for constructing composite indices: one for all or all for one? **Riv. Ital. Econ. Demogr. Stat.**, v. 67, n. 2, p. 67-80, 2013. ISSN 0035-6832. Disponível em: < <https://ideas.repec.org/s/ite/iteeco.html> > Acesso em: 26 abril. 2024.

MCLACHLAN, A.; DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; SHORT, A. D. Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. **Ocean & Coastal Management**, v. 71, p. 256-268, 2013. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.10.005> > Acesso em: 3 jun. 2024.

MERLOTTO, A.; BÉRTOLA, G. R. Seasonal beach profile variability and short to medium-term evolution of beaches in the municipality of General Alvarado, Buenos Aires province, Argentina. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 129, 2023. ISSN 0895-9811. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104534> > Acesso em: jul. 2024.

MGHILI, Bilal; DE-LA-TORRE, Gabriel Enrique; AKSISSOU, Mustapha. Assessing the potential for the introduction and spread of alien species with marine litter. **Marine Pollution**

Bulletin, v. 191, junho 2023b. Disponível em: < 10.1016/j.marpolbul.2019.110858 > Acesso em: ago. 2024.

MGHILI, Bilal; HASNI, Soufiane; BEN-HADDAD, Mohamed; RANGEL-BUITRAGO, Nelson; KEZNINE, Mohamed; LAMINE, Imane; HAMICHE, Fatima Zahra; HADDAOUI, Hatim; ABELOUAH, Mohamed Rida; DEMIATHI, Manal; OUBAHAOUALI, Brahim; JELLAL, Nadia; TOUAF, Mounia; AHANNACH, Youssef; HASSOU, Najwa; CHERRADI, Sohayb; AKSISSOU, Mustapha. Plastic pollution on Moroccan beaches: Toward baselines for large-scale assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 201, April 2024. Disponível em: < 10.1016/j.marpolbul.2024.116288 > Acesso em: jul. 2024.

MGHILI, Bilal; KEZNINE, Mohamed; ANALLA, Mohamed; AKSISSOU, Mustapha. The impacts of abandoned, discarded and lost fishing gear on marine biodiversity in Morocco. **Ocean & Coastal Management**, v. 239, 15 maio 2023a. Disponível em: < 10.1016/j.ocecoaman.2023.106593 > Acesso em: ago. 2024.

MMA. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. 2. ed. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas/Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros, 2010.

MORAIS, J. O. **Aspectos de geologia ambiental costeira do município de Fortaleza (Estado do Ceará)**. 1980. Tese (Professor Titular) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1980. 249 p. Disponível em: < https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br/secirm/files/mma-205_publicacao27072011042233.pdf > Acesso em: ago. 2024.

MORAIS, J. O.; FREIRE, G. S.; PINHEIRO, L. S.; SOUZA, M. J. N.; CARVALHO, A. M.; PESSOA, P. R. S. In: MUEHE, D. (Org.). **Erosão e pro-gradação do litoral brasileiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Ministério do Meio Ambiente, 2006. v. 1, p. 132-134.

MOURA, M. R. Aspectos climáticos versus variação sazonal do perfil morfodinâmico das praias do litoral oeste de Aquiraz, Ceará, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, Curitiba, v. 11, 2012. Disponível em: < 10.5380/abclima.v11i0.29663 > Acesso em: ago. 2024.

MUEHE, D. Critérios morfodinâmicos para o estabelecimento de limites da orla costeira para fins de gerenciamento. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 2, n. 1, p. 35-44, 2001. Disponível em: < <https://doi.org/10.20502/rbg.v2i1.6> > Acesso em: out. 2024.

MUGILARASAN, M.; KARTHIK, R.; PURVAJA, R.; ROBIN, R. S.; SUBBAREDDY, B.; HARIHARAN, G.; ROHAN, S.; JINOJ, T. P. S.; ANANDAVELU, I.; PUGALENTI, P.; RAMESH, R. Spatiotemporal variations in anthropogenic marine litter pollution along the northeast beaches of India. **Environmental Pollution**, v. 280, p. 116954, 2021. ISSN 0269-7491. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116954> > Acesso em: jun 2024.

NAPPER, I. E.; WRIGHT, L. S.; BARRETT, A. C.; PARKER-JURD, F. N. F.; THOMPSON, R. C. Potential microplastic release from the maritime industry: abrasion of rope. **Science of the Total Environment**, v. 804, artigo 150155, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150155> > Acesso em: jul. 2024.

NETO, José Antônio Baptista; DA FONSECA, Estefan Monteiro. Variação sazonal, espacial e composicional de lixo ao longo das praias da margem oriental da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) no período de 1999-2008. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 11, n. 1, p. 31-39, 2011. Disponível em: < <https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340132004.pdf> > Acesso em: out. 2024.

NEVES, R. C. et al. Análise qualitativa da distribuição de lixo na praia da Barrinha (Vila Velha-ES). **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 11, n. 1, p. 57-64, 2011. Disponível em: < <https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340132007.pdf> > Acesso em: jul. 2024.

NIYITANGA, Evode; SARMAD, Ahmad Qamar; MUHAMMAD, Bilal; BARCELÓ, Damià; IQBAL, Hafiz M. N. Plastic waste and its management strategies for environmental sustainability. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 4, 2021. ISSN 2666-0164. Disponível em: < 10.1016/j.cscee.2021.100142 > Acesso em: ago. 2024.

ONU BRASIL. **Dia Mundial dos Oceanos: “A humanidade conta com os oceanos, mas os oceanos podem contar conosco?”** | ONU Brasil, 2023. Disponível em: < <https://brasil.un.org/pt-br/235037-dia-mundial-dos-oceanos-%E2%80%9C-humanidade-counta-com-os-oceanos-mas-os-oceanos-podem-contar/>> Acesso em: 14 nov. 2023.

ONU BRASIL. **Volume de resíduos urbanos crescerá de 1,3 bilhão de toneladas para 2,2 bilhões até 2025, diz PNUMA** | ONU Brasil, 2012. Disponível em: < <https://nacoesunidas.org/volume-de-residuos-urbanos-crescera-de-13-bilhao-de-toneladaspar-a-22-bilhoes-ate-2025-diz-pnuma/>> Acesso em: 14 nov. 2023.

ONU. **Dia Mundial do Meio Ambiente enfatiza soluções contra poluição plástica** | ONU News, 2024. Disponível em: < <https://news.un.org/pt/story/2023/06/1815367/> > Acesso em: 16 set. 2024.

PAIVA, Ricardo Alexandre. Os impactos da "urbanização turística" no litoral de Fortaleza: fragmentação e diferenciação socioespacial. **Anais. XI Seminário da Associação Nacional Pesquisa e Pós-Graduação em Turismo**, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2014.

PALAZÓN, A.; LÓPEZ, I.; GILART, V.; ARAGONÉS, L.; MARCOS-JORQUERA, D.; FOTI, D. New ICT-based index for beach quality management. **Science of The Total Environment**, v. 684, p. 221-228, 2019. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.346> > Acesso em: 21 jul. 2024.

PAN, Zhong; LIU, Qianlong; SUN, Yan; SUN, Xiuwu; LIN, Hui. Environmental implications of microplastic pollution in the Northwestern Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 215-224, 2019. Disponível em: < 10.1016/j.marpolbul.2019.06.031 > Acesso em: 26 ago. 2024.

PERROCA, J. F.; GIARRIZZO, T.; AZZURRO, E.; RODRIGUES-FILHO, J. L. L.; SILVA, C. V.; ARCIFA, M. S.; AZEVEDO-SANTOS, V. M. Efeitos negativos das redes fantasmas na biodiversidade mediterrânea. **Aquatic Ecology**, 2022. Disponível em: < 10.1007/s10452-022-09985-3 > Acesso em: 13 out. 2024.

PERUMAL, Karthikeyan; MUTHURAMALINGAM, Subagunasekar; CHELLAIYAN, Stella. Marine litter on the beaches of the Kanyakumari, Southern India: An assessment of their abundance and pollution indices. **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, p. 114443, 2023. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114443> > Acesso em: 12 out. 2024.

PASKOFF, R. **Les littoraux: impact des aménagements sur leur évolution**. Col. Géographie, Masson, Paris, 1985. 185 p. Disponível em: < https://www.persee.fr/doc/htn_0018-439x_1985_num_3_1_2008_t1_0244_0000_8 > Acesso em: 22 out. 2024.

PIERDOMENICO, Martina; CASALBORE, Daniele; CHIOCCI, Francesco Latino. Massive benthic litter funnelled to deep sea by flash-flood generated hyperpycnal flows. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 5330, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41816-8> > Acesso em: 13 ago. 2024.

PINHEIRO, Lidriana de Souza; MORAIS, Jäder Onofre de; MAIA, Luis Parente. The Beaches of Ceará. **Coastal Research Library**, [S.L.], p. 175-199, 2016. Springer International Publishing. Disponível em: < http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_7 > Acesso em: 20 jul. 2024.

PIPERAGKAS, Odysseas; PAPAGEORGIOU, Nafsika. Changes in (micro and macro) plastic pollution in the sediment of three sandy beaches in the Eastern Mediterranean Sea, in relation to seasonality, beach use and granulometry. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, Part A, 2021. Disponível em: < [10.1016/j.marpolbul.2021.113014](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113014) > Acesso em: 11 ago. 2024.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2022**. Disponível em: < <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022-2/> > Acesso em: 16 set. 2024.

POLASEK, L. et al. Marine debris in five national parks in Alaska. **Marine pollution bulletin**, v. 117, n. 1-2, p. 371-379, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.085> > Acesso em: 9 out. 2024.

PORTMAN, Michelle E.; BRENNAN, Ruth E. Marine litter from beach-based sources: Case study of an Eastern Mediterranean coastal town. **Waste Management**, v. 69, p. 535-544, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.040> > Acesso em: 13 out. 2024.

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. **Metodologia do trabalho científico: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico**. Novo Hamburgo, RS: Feevale, 2013.

PURBA, Noir P.; HANDYMAN, Dannisa I.W.; PRIBADI, Tri D.; SYAKTI, Agung D.; PRA NOWO, Widodo S.; HARVEY, Andrew; IHSAN, Yudi N. Marine debris in Indonesia: A review of research and status. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 134-144, 2019. ISSN 0025-326X. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.057> > Acesso em: 15 ago. 2024.

QUEIROZ, Liana Rodrigues. **As praias arenosas do Estado do Ceará: relação entre ambiente físico e a estrutura de comunidade em um ambiente tropical**. Fortaleza, 2014. 143 f. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza-CE, 2014.

RANGEL-BUITRAGO, Nelson; MENDOZA, Anubis Velez; C, Adriana Gracia; MANTILLA-BARBOSA, Egna; ARANA, Victoria Andrea; TRILLERAS, Jorge; ARROYO-OLARTE, Harry. Litter impacts on cleanliness and environmental status of Atlantico department beaches, Colombian Caribbean coast. **Ocean & Coastal Management**, [S.L.], v. 179, p. 104835, set. 2019a. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104835> > Acesso em: 7 ago. 2024.

RANGEL-BUITRAGO, Nelson; VERGARA-CORTÉS, Hernán; BARRÍA-HERRERA, José; CONTRERAS-LÓPEZ, Manuel; AGREDANO, Roberto. Marine debris occurrence along Las Salinas beach, Viña Del Mar (Chile): magnitudes, impacts and management. **Ocean & Coastal Management**, [S.L.], v. 178, p. 104842, ago. 2019b. Elsevier BV. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104842> > Acesso em: 9 out. 2024.

RANGEL-BUITRAGO, Nelson. Plastic pollution on the Colombian central Caribbean beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 162, p. 111837, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111837> > Acesso em: 28 ago. 2024.

RANJANI, M.; VEERASINGAM, S.; VENKATACHALAPATHY, R.; JINOJ, T. P. S.; GUGANATHAN, L.; MUGILARASAN, M.; VETHAMONY, P. Seasonal variation, polymer hazard risk and controlling factors of microplastics in beach sediments along the southeast coast of India. **Environmental Pollution**, v. 305, 2022. Disponível em: < [10.1016/j.envpol.2022.119315](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119315) > Acesso em: 19 set. 2024.

ROCHA, T. B. C.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. C.; SILVEIRA, C. S.; MARTINS, E. S. P. R.; GONÇALVES, S. T. N.; SILVA, E. M.; ALVES, J. M. B.; SAKAMOTO, M. S. Indicadores de Veranicos e de Distribuição de Chuva no Ceará e os Impactos na Agricultura de Sequeiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v. 36, n. 3 (Suplemento), p. 579-589, 2021. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/rbmet/a/j4mjCXW6wyzM9bNLGxFcrDC/> > Acesso em: 26 out. 2024.

SANDARUWAN, Ranepura Dewage Charuka; BELLANTHUDAWA, Bellanthudawage Kushan Aravinda; PERERA, Iddamalgoda Jayawardanage Judi Udari Nisansala; UDAYANGA, Kandauda Arachchige Samitha; JAYAPALA, Hettiarachchige Priyanga Sajeewanie. Index based approach for assessment of abundance of marine debris and status of marine pollution in Kandakuliya, Kalpitiya, Sri Lanka. **Marine Pollution Bulletin**, v. 197, art. 115724, 2023. ISSN 0025-326X. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115724> > Acesso em: 1 jun. 2024.

SANTODOMINGO, Nadiezhda; PERRY, Chris; WAHEED, Zarinah; HUSSEIN, Muhammad Ali bin Syed; ROSEDY, Allia; JOHNSON, Kenneth G. Marine litter pollution on coral reefs of Darvel Bay (East Sabah, Malaysia). **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, pt. A, p. 112998, 2021. Disponível em: < [10.1016/j.marpolbul.2021.112998](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112998) > Acesso em: 4 ago. 2024.

SARAH O.; COURTNEY A.; SHERRY L. **National Oceanic And Atmospheric Administration**. NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide. Washington, EUA: Noaa Marine Debris Program, 2012.

SARWAR, Sabiha; MOLLA, Shaibur Rahman; DAS, Shilpi; TAMMIM, Lamia; AHMED, Fee Faysal; AKTER, Selina. Algal deterioration of PET (polyethylene terephthalate) plastic bottle in combination with physical and chemical pretreatments: A macrocosm study. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 21, 2024. ISSN 2665-9727. Disponível em: < 10.1016/j.indic.2023.100329 > Acesso em: 6 set. 2024.

SCHNEE, Maximilian; SIELER, Mareike; DÖRNEN, Jessica; DITTMAR, Thomas. **Effects of polystyrene nano- and microplastics on human breast epithelial cells and human breast cancer cells**. Heliyon, v. 10, n. 20, p. e38686, 2024. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e38686> > Acesso em: maio 2024.

SCHERER M.E.G. ET AL. 2020a. Avaliação do desenvolvimento do sistema de Governança pública costeira brasileira 2009 a 2018. **Revista Costas**, 1, 2020. Disponível em: < <https://hum117.uca.es/wp-content/uploads/2020/03/2.pdf> > Acesso em: 16 jul. 2024.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of plastic debris by Rivers into the sea. **Environmental Science & Technology**, v. 51, p. 12246-12253, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368> > Acesso em: 18 ago. 2024.

SCHULZ, Marcus; NEUMANN, Daniel; FLEET, David M.; MATTHIES, Michael. A multi-criteria evaluation system for marine litter pollution based on statistical analyses of OSPAR beach litter monitoring time series. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 92, p. 61-70, dez. 2013. Elsevier BV. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.08.013> > Acesso em: 14 set. 2024.

SCIUTTERI, Valentina; PEDÀ, Cristina; LONGO, Francesco; CALOGERO, Rosario; CANGEMI, Giuseppe; PAGANO, Luca; BATTAGLIA, Pietro; NANNINI, Matteo; ROMEO, Teresa; CONSOLI, Pierpaolo. Integrated approach for marine litter pollution assessment in the southern Tyrrhenian Sea: information from bottom-trawl fishing and plastic ingestion in deep-sea fish. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 188, p. 114661, mar. 2023. Elsevier BV. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114661> > Acesso em: 13 ago. 2024.

SELVAM, K.; XAVIER, K. A. M.; SHIVAKRISHNA, A.; BHUTIA, T. P.; KAMAT, S.; SHENOY, L. Abundance, composition and sources of marine debris trawled-up in the fishing grounds along the north-east Arabian coast. **Science of The Total Environment**, v. 751, 2021. Disponível em: < 10.1016/j.scitotenv.2020.141771 > Acesso em: 16 ago. 2024.

SHAIBUR, Molla Rahman; SARWAR, Sabiha; HOSSAIN, Mohammed Sadid; AMBADE, Balram; CHAKRABORTY, Tapos Kumar; AHMED, Fee Faysal. Plastic waste production and management in Jashore municipality and its surrounding areas, Bangladesh: An overview. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 134, 2024. ISSN 1474-7065. Disponível em: < 10.1016/j.pce.2024.103580 > Acesso em: 22 out. 2024.

SHARMA, Shivika; CHATTERJEE, Subhankar. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. **Environmental Science and Pollution Research**, v

. 24, n. 27, p. 21530-21547, set. 2017. Disponível em: < 10.1007/s11356-017-9910-8 > Acesso em: 27 maio 2024.

SILVA, Alex Costa da et al. Características das ondas "Sea" e "Swell" observadas no litoral do Ceará-Brasil: variabilidade anual e inter-anual. **Tropical Oceanography**, v. 39, n. 2, p. 123-132, 2011. Disponível em: < <https://doi.org/10.5914/tropocean.v39i2.5182> > Acesso em: 26 ago. 2024.

SILVA, Regina; SOUZA, Alessandra; SILVA, Mara Mônica. **Fortaleza e o mar: a apropriação dos espaços públicos litorâneos, o caso do Vila do Mar**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2017.

SILVA, Rodrigo Amado Garcia; PEREIRA, Silvano Porto; ROSMAN, Paulo Cesar Colonna. **Modelagem numérica da circulação costeira e das correntes litorâneas na costa de Fortaleza - CE**. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH: Ciência e tecnologia da água: inovação e oportunidades para o desenvolvimento sustentável, 26 nov. a 1 dez. 2017, Florianópolis, SC. Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Florianópolis, SC, 2017.

SMITH, A. J.; MORAIS, J. O. Estudos preliminares sobre a geologia ambiental costeira do estado do Ceará, nordeste do Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 23, n. 1, p. 85-96, 1984. Disponível em: < <https://doi.org/10.32360/acmar.v23i1-2.31530> > Acesso em: 22 jul. 2024.

SMITH, S. D. A. & MARKIC, A. (2013). **Estimates of marine debris accumulation on beaches are strongly affected by the temporal scale of sampling**. PLoS ONE, v.8, n.12, p. 8–13, 2013. Disponível em: < https://www.cambridge.org/core/journals/cambridge-prisms-plastics/sign-up-for-alerts?utm_medium=cpc&utm_source=google&utm_campaign=Xyz_Kacey_Test_2_2025&gad_source=1&gbraid=0AAAAAqJuN0e4aqy6TAMwwHPNL3MfoBWu&gclid=CjwKCAjwn6LABhBSEiwAsNJrjiruVpHYjrUgHFfPws2sNThwVZGrxcH8Ku_Jkwc7EHocohjmUm09xoCwegQAvD_BwE > Acesso em: 29 set. 2024.

SOUZA, M.J.N. **Diagnóstico geoambiental do Município de Fortaleza: Subsídios ao macrozoneamento ambiental e à revisão do Plano Diretor Participativo - PDPFor**. 1º Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza. P. 174, 2009. Disponível em: < <https://app.bczm.ufrn.br/home/#/item/256714> > Acesso em: 29 jul. 2024.

SOUSA R.C., L.C.C. PEREIRA, L.C.C., COSTA, R.M. da, J.A. JIMÉNEZ, J.A. Management of estuarine beaches on the Amazon coast though the application of recreational carrying capacity indices. **Tourism Management**, v. 59, p. 216-225, 2017. Disponível em: < <https://ideas.repec.org/a/eee/touman/v59y2017icp216-225.html> > Acesso em: 16 set. 2024.

STOETT, P.; VINCE, J. **The marine debris nexus: Plastic, climate change, biodiversity and human health**. In: DJALANTE, R. (Ed.). *Adaptiveness: Changing Earth System Governance*. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. Disponível em: < https://www.cambridge.org/core/journals/cambridge-prisms-coastal-futures/sign-up-for-alerts?utm_medium=cpc&utm_source=google&utm_campaign=Xyz_Kacey_Test_2_2025&gad_source=1&gbraid=0AAAAAqJuN0BQLjHhn92vPBzPNnBHFsdQ&gclid=CjwKCAjwn6LAB >

hBSEiwAsNJrjqz7NoJ8gUX_7bALguyzuSqQL3rSMSK6cBUOVjYtoAQnN5A9q7JlgRoCkJwQAvD_BwE > Acesso em: 11 set. 2024.

THOMPSON, Richard C.; MOORE, Charles J.; VOM SAAL, Frederick S.; SWAN, Shanna H. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends.

Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 364, p. 2153-2166, 2009. Disponível em: < 10.1098/rstb.2009.0053 > Acesso em: 20 set. 2024.

TUMWESIGYE, E.; NNADOZIE, C. C. F.; AKAMAGWUNA, F.; NOUNDOU, X. S.; NYAKAIRU, G. W.; ODUME, O. N. Microplastics as vectors of chemical contaminants and biological agents in freshwater ecosystems: current knowledge status and future perspectives. **Environmental Pollution**, v. 330, 2023. Disponível em: < 10.1016/j.envpol.2023.121829 > Acesso em: 19 out. 2024.

UNEP. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Marine litter**. Disponível em: <

<https://www.unep.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/working-regional-seas/marine-litter> > Acesso em: 07 jun. 2023.

VRINDA, P.K.; AMAL, R.; ABHIRAMI, N.; MINI, D.A.; KUMAR, V.J.R.; DEVIPRIYA, S. **P. Coxposure of microplastics and heavy metals in the marine environment and remediation techniques: a comprehensive review**. Environ. Sci. Pollut. Res. Int., v. 30, p. 114822-114843, 2023.

XIE, Shiyu; HAMID, Naima; ZHANG, Tingting; ZHANG, Zijun; PENG, Licheng. Unraveling the nexus: Microplastics, antibiotics, and ARGs interactions, threats and control in aquaculture – A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 471, 2024. ISSN 0304-3894. Disponível em: < 10.1016/j.jhazmat.2024.134324 > Acesso em: 3 set. 2024.

XIE, X.; LI, M.; NI, W. Roles of wind-driven currents and surface waves in sediment resuspension and transport during a tropical storm. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 123, p. 8638–8654, 2018. Disponível em: < <https://doi.org/10.1029/2018JC014104> > Acesso em: 5 out. 2024.

ZIANI, Khaled; IONIȚĂ-MÎNDRICAN, Corina-Bianca; MITITELU, Magdalena; NEACȘU, Sorinel Marius; NEGREI, Carolina; MOROȘAN, Elena; DRĂGĂNESCU, Doina; PREDA, Olivia-Teodora. Microplastics: A Real Global Threat for Environment and Food Safety: A State of the Art Review. **Nutrients**, v. 15, n. 3, p. 617, 2023. Disponível em: < <https://doi.org/10.3390/nu15030617> > Acesso em: 7 out. 2024.

ZHAO, Shujie; TAN, Quanyin; LI, Yunlong; LI, Jinhui. Revealing determinants shaping the sustainable consumption of single-use plastic food container substitutes. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 110, p. 107670, 2025. ISSN 0195-9255. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107670> > Acesso em: 11 set. 2024.