



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

THAIANE SANTOS DA SILVA

**DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS:  
uma proposta alternativa de monitoramento com imagens**

Recife

2019

THAIANE SANTOS DA SILVA

**DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS:  
uma proposta alternativa de monitoramento com imagens**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

**Área de concentração:** Oceanografia  
Abiótica.

**Orientadora:** Profa. Dra. Monica Ferreira da Costa.

**Coorientadora:** Profa. Dra. Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti.

Recife

2019

Catálogo na fonte  
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S586d Silva, Thaianne Santos da.  
Detecção de microplásticos em praias: uma proposta alternativa de monitoramento com imagens / Thaianne Santos da Silva. – 2019.  
65 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Monica Ferreira da Costa.  
Coorientadora: Profa. Dra. Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.  
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2019.  
Inclui Referências.

1. Oceanografia. 2. Microplástico. 3. Imagem. 4. Detecção remota. 5. Areia de praia. I. Costa, Monica Ferreira da. (Orientadora). II. Silva-Cavalcanti, Jacqueline Santos. (Coorientadora). III. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG/2019-157

THAIANE SANTOS DA SILVA

**DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS:  
uma proposta alternativa de monitoramento com imagens**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Oceanografia.

Aprovada em: 04/02/2019.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Monica Ferreira da Costa (Orientadora)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Profa. Dra. Tereza Cristina Medeiros de Araújo (Examinadora Interna)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Profa. Dra. Monica Lucia Botter Carvalho (Examinadora Externa)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Aos meus pais, Rose e Josias,  
meus maiores exemplos de vida!

## AGRADECIMENTOS

"Gratidão transforma o que você tem em suficiente." E foi isso que fez esse trabalho possível. Gratidão pelas pessoas que estiveram comigo nesse mestrado. Gratidão ao Universo por definir o caminho certo independente dos planos pessoais.

Obrigada CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. Agradeço a todos do Laboratório de Ecologia e Gerenciamento de Ecossistemas Costeiros e Estuarinos (LEGECE) pelas contribuições e disponibilidades para ajudar, especialmente Christina Araújo e Mateus Magarotto. Obrigada Jacque pela coorientação e professora Mônica, pela orientação, ensinamentos, conselhos de vida, compreensão e pela oportunidade de crescimento profissional e pessoal.

A maior gratidão é dada aos meus pais por todo apoio e suporte nas minhas escolhas. Obrigada pai por tudo. Obrigada mãe por toda força e superação, e por mais uma vez ser exemplo pra mim. Valeu Thiago por ter segurado a onda em casa. Gratidão à melhor avó do mundo, que não mede esforços para fazer o bem, que sempre acreditou nas minhas ideias. Obrigada vó pela pequena porcentagem no sangue de mulher nordestina. Obrigada tia Rosana e Francisco, pela leveza nos momentos difíceis. Amo vocês e toda essa família que se mostrou família de verdade.

Obrigada amigos, Tamy, Ju, Jess, Denys, Italo, Alysson, Sthéfany, Rod, que desde o comecinho torceram comigo por esse mestrado, e viveram comigo mais uma vez um dos momentos mais felizes da vida na cidade que me acolheu. Obrigada amigos, estaremos sempre juntos. Obrigada aos que me acolheram, foram muitos, como Raq, Marcos, Larissa, Meire e Josi, obrigada pela parceria. Obrigada Josi, melhor companheira de ap de 2018, obrigada pelos chás e pelas conversas, tu merece o mundo, assim como a Simone, a quem eu sou grata pela irmandade, pela leveza na vida, pelos ensinamentos e por me fazer enxergar a vida com outros olhos. Obrigada Lara, Sara, Polli e Bele, pelo acolhimento também, pelos momentos de risadas e ensinamentos no laboratório. Obrigada Bele por toda ajuda no mestrado e na vida. Regina, obrigada pelo apoio.

Por fim, não menos importante, gratidão ao melhor recifense em linha reta e todo o seu contexto. Filipe, obrigada por viver comigo a oceanografia e tornar esse mestrado possível e mais leve com o teu companheirismo, com amor, e com toda a disponibilidade desde o primeiro dia. Obrigada por viver a vida comigo, e por me mostrar o melhor dela e do país Recife!

“I have lots of heroes: anyone and everyone who does whatever  
they can to leave the natural world better than they found it.”  
Sylvia Earle

## RESUMO

Os microplásticos (MPs) são atualmente um poluente ubíquo nos ecossistemas costeiros e marinhos, oferecendo diversos riscos à biota e ao homem. Um monitoramento quantitativo de poluição por MPs em praias visa não apenas aferir o risco, mas também acompanhar o resultado de ações gerenciais em defesa do ambiente marinho. Praias arenosas foram, e continuam sendo, o ambiente mais estudado para detecção de MPs pois, sendo ambientes deposicionais, refletem as concentrações e padrões dos MPs presentes na água (fonte indireta) e provenientes de fontes diretas, como usuários de praias e seu entorno. O monitoramento de MPs nesse ambiente se dá convencionalmente por método direto (coleta e análise laboratorial). No presente estudo se propõe um método inédito, inovador e alternativo de monitoramento indireto qualitativo e semi-quantitativo dos MPs em areia de praias, por detecção remota com captura de imagens com smartphones e interpretação dessas imagens com software de segmentação e classificação. Quarenta e duas amostras de areia de praias diferentes foram analisadas pelos métodos direto e indireto. Além disso, seis amostras da Ilha de Malta (Mar Mediterrâneo) foram usadas como estudo de caso. Os resultados iniciais do desenvolvimento da metodologia indicaram que a técnica proposta pode subestimar ou superestimar uma avaliação quantitativa dos MPs se estes tiverem coloração branca ou transparente. A melhor hora para captura de imagens e influência da cor do sedimento também foram estudadas, além de outras variáveis externas que podem agir sobre os resultados. Foram detectados com sucesso MPs de diferentes cores, tamanhos e formas. Além disso, foi possível definir uma correlação positiva entre “número de itens” detectados pelos dois métodos, sendo significativa em termos quantitativos para um monitoramento/varredura ambiental e avaliação de riscos ecológicos. O método desenvolvido, ainda que com limitações, é uma técnica semi-quantitativa eficiente que detecta MPs na superfície da areia, e segue a mesma linha que estudos de poluição marinha por plásticos grandes, e constitui uma potencial alternativa rápida, de baixo custo e que pode processar grandes quantidades de amostras, sobretudo para uma fração de tamanho (1-5mm) antes determinada apenas em laboratório.

Palavras-chave: Microplástico. Imagem. Detecção remota. Areia de praia.

## ABSTRACT

Microplastics (MPs) are currently a ubiquitous pollutant in coastal and marine ecosystems, posing several risks to biota and humans. A quantitative monitoring of pollution by MPs at beaches, not only to assess the risk, but also results of management actions in defence of the marine environment. The sandy beaches were and actually where it continues to be most studied environment, because they are depositional environments, being depositional environments, reflect the concentrations and patterns of MPs present in the water (indirect source) and from direct sources, such as beach users and their entorn. The monitoring of MPs in this environment is done conventionally by a direct method (collection and laboratory analysis). The present study proposes an innovative, novel and alternative method of indirect qualitative and semi-quantitative monitoring of MPs in beach sand by remote sensing with a capture of images with smartphones and interpretation of these images with segmentation and classification software. Forty-two sand samples from different beaches were analyzed by direct and indirect methods. In addition, six samples from the Island of Malta (Mediterranean Sea) were used as a case study. The initial results of the development of the methodology indicated that the proposed technique may underestimate or overestimate a quantitative evaluation of MPs if they have a white or transparent coloration. The best hour for image capture and sediment color influence were also studied, in addition to other external variables that may act on the results. MPs of different colors, sizes and shapes have been successfully detected. Also, was possible to define positive correlation between the “number of items” detected by methods, being significant in quantitative terms for a environmental monitoring/scanning and ecological risk assessment. The method developed, although with limitations, is an efficient semi-quantitative technique that detects MPs on the surface of the sand, and follows the same line as pollution studies of marine pollution by large plastics, and is a potential rapid, low cost alternative that can process large quantities of samples, especcially for a fraction of size (1-5mm) previously determined only in the laboratory.

Keywords: Microplastic. Image. Remote detection. Sandy beaches.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>12</b>
<b>2.1</b>	<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>12</b>
<b>3</b>	<b>A REVIEW ON DETECTION OF MARINE LITTER BY IMAGING SYSTEMS.....</b>	<b>13</b>
<b>4</b>	<b>DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS POR MÉTODOS DIRETO E INDIRETO.....</b>	<b>33</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>53</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>56</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A poluição marinha por plásticos tem sido uma preocupação global crescente dos pesquisadores da área, de modo que vem ocorrendo um aumento do interesse (Zettler et al., 2017) para além do meio acadêmico e científico sobre a temática. Esse interesse pode estar relacionado ao fato de que as consequências dessa poluição estejam cada vez mais incluídas em atividades comuns do dia a dia, como o uso turístico de praias, navegação, pesca e o consumo de peixes ou crustáceos, levantando preocupações em relação à saúde humana (Rochman et al., 2015). A presença desses poluentes afeta negativamente não só processos ecológicos (Rochman et al., 2015), a dinâmica dos habitats e da vida marinha como também atividades humanas.

Esses detritos plásticos são comumente encontrados em áreas costeiras, por exemplo na forma de microplásticos (MPs) ( $\leq 5$  mm) (Andrady, 2011; GESAMP, 2015; Cole, 2016; Lebreton et al., 2018), que podem ser considerados a fração mais nociva de dos plásticos nos oceanos (Law e Thompson, 2014). Esses fragmentos ocorrem no meio marinho como MPs primários que incluem microesferas, pellets (pastilhas de resina de pré-produção) (NOAA, 2018; Karlsson et al., 2018) e secundários, fragmentos derivados da quebra de itens plásticos maiores (Bergmann et al., 2015). A ocorrência desses fragmentos, sobretudo na superfície dos oceanos, resulta no seu transporte e acúmulo destes em praias, onde se acumulam de forma heterogênea ao longo desse ambiente (Heo et al., 2013).

Tendo conhecimento de que a presença de MPs no ambiente é um problema global ocorrendo ao longo de todos os oceanos, é necessário que um grande número de dados seja obtido e em grande escala espacial (Galgani et al., 2015). Além disso, estudos sobre MPs e outras formas de lixo marinho em ambientes costeiros exigem análises contínuas tanto de variabilidade quanto de distribuição (Hidalgo-Ruz et al., 2018). Assim, um monitoramento rápido e barato desses detritos ajudaria na mitigação e prevenção dos impactos destes quando se conheceria as fontes dessa poluição, os padrões de abundância e os locais de maior/menor ocorrência. Dessa forma, quanto mais simples forem essas amostragens pode-se gerar dados científicos em maiores escalas ajudando a otimizar o estudo cada vez mais amplo, frequente e rápido de MPs no meio marinho.

Determinar as áreas prioritárias para esses estudos ainda é um desafio, já que se trata de um problema global que atinge todos os ecossistemas da Terra, em diferentes graus. Assim, a busca por técnicas que permitam e facilitem esses estudos é uma

necessidade atual diante dos números que sinalizam as perspectivas futuras e o aumento da produção global e o uso de plásticos em termos de milhões de toneladas (Plastics Europe, 2010, 2013, 2015, Jambeck et al., 2015), além da continuidade do processo de degradação do passivo ambiental acumulado.

Levantamentos e pesquisas de lixo marinhos tem sido feito utilizando imagens (Hengstmann et al., 2017; Ge et al., 2016; Kako et al., 2014; Kataoka et al., 2012), entretanto esses métodos identificam apenas detritos de tamanho macro, de centímetros a metros, a longa distância. Aumentar a eficiência do monitoramento de detritos menores (MPs) usando imagens é uma questão que deve ser prioridade nos estudos atuais. Essa fração oferece o maior risco para fauna de praias e ambientes adjacentes, como organismos bentônicos e espécies filtradoras, que estão em contato direto com a areia e podem ingerir esses detritos plásticos que se depositam nesse ambiente (Arthur et al., 2008).

O presente estudo buscou desenvolver uma técnica inédita, simples e direta de detecção MPs em praias, visando facilitar a varredura desses ambientes para identificar áreas prioritárias e períodos de coleta mais adequados aos monitoramentos. Foi proposta uma metodologia de monitoramento de MPs, ainda desconhecida na literatura atual, por fotografia dos sedimentos da área de interesse e interpretação indireta de imagens geradas a partir de smartphones. Com a criação da técnica inovadora espera-se contribuir para geração de dados mais detalhados em estudos científicos e para conhecimento do público, gestores e autoridades ambientais sobre o estado atual e presença de MPs em praias.

Conforme o objetivo acima, a dissertação foi estruturada em três capítulos visando contemplar os requisitos da pesquisa. O capítulo 1 é a introdução sobre o tema abordado. Capítulo 2 apresenta o objetivo geral da dissertação bem como os objetivos específicos. O capítulo 3 é uma revisão bibliográfica em formato de artigo que discute os métodos existentes de detecção de lixo marinho por sistemas de imagem, contextualizando a aplicação das técnicas em estudos atuais. No capítulo 4 é apresentado também em formato de artigo o desenvolvimento e resultados da metodologia proposta e testada pela primeira vez para detecção de MPs em ambiental praial através do uso de imagens geradas por smartphone. Por fim, no capítulo 5 são feitas considerações finais, visando discutir a aplicabilidade e perspectivas futuras para o método proposto, buscando ainda contribuir para a produção do conhecimento científico sobre a temática de lixo marinho.

## **2 OBJETIVO GERAL**

O presente estudo visou desenvolver uma metodologia de observação indireta da poluição por microplásticos em praias através da captura de imagens por smartphone.

### **2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Revisar a literatura que trata das alternativas metodológicas existentes para identificação de lixo marinho por imagem;
- Identificar as condições de captura de imagem com smartphone e interpretação da mesma para fins científicos, especialmente no que tange os plásticos em praias;
- Descrever uma possível relação entre os resultados detectados pelo método convencional (direto) e o método experimental com imagens (indireto);
- Propor o uso de imagens como metodologia de identificação e semi-quantificação de MPs em praias arenosas.

### **3 A REVIEW ON DETECTION OF MARINE LITTER BY IMAGING SYSTEMS**

#### **3.1 Introduction**

The increasing application of all synthetic polymers and plastics since the early 20th century demanded increasing production, with consequences for the environment, especially freshwater and marine environments (Cordova et al., 2016) where mobility of such contaminants is quite efficient. The use of plastic items by society occurs on a large scale due to both general and specific characteristics such as high durability, flexibility, low density, heat resistance and low cost of this material allow wide forms of manufacture and uses (Bergmann et al., 2015). Ancillary chemical compounds can still be added to increase the flexibility, transparency, and durability of these plastic objects, and also become environmental pollutants together with their vehicle media. Global production increased from 0.5 million tonnes per year in 1950 to 288 million tonnes in 2012. By 2016, this trend increased about 4% per year (Plastics Europe, 2010, 2013, 2015).

Marine activities, fishing, aquaculture, commercial navigation, industrial production offshore are all sources of marine litter. However, the largest sources (in volume and weight) of plastic litter to the world ocean are land-based, and reaches the sea through rivers and continental drainage, including urban and industrial systems (Pruter, 1987; Gregory, 1991; Williams and Simmons, 1997; UNEP, 2016).

All different types of plastic are present in the marine environment. Most are having a density less dense than seawater, and may float on the surface being transported away from their source to oceanic eddies in remote areas (UNEP and GRID-Arendal, 2016). These transport mechanisms make it difficult to identify the source and implement surveillance and mitigation activities (Barnes et al., 2009). Eventually, they may sink to the bottom of the oceans, carried together with sinking living and non-living particles. After sinking, they tend to accumulate on the seafloor, be redistributed by bottom currents (UNEP and GRID-Arendal, 2016) or be incorporated to the sediments.

Studies of quantification and identification and characterization of marine litter are done with different methodologies. This is very important since it helps in explanatory and predictive models of sourcing, distribution, interactions with biota and deposition of plastic debris in the marine environment. However, most highly precise methods are time and resources consuming, and the choice of where and when to spend highly valuable resources needs to be well informed. There are several factors that explain the presence

of this plastic litter in this environment. Different intensities of tourism can explain the amount of litter on beaches, for example (van Cauwenberghe et al., 2013); as well as marine currents and wind direction, which are essential in the distribution of items originating from fishing activities. Litter distribution in the marine environment is also influenced by the presence of vegetation, beach wrack, type of sediment, both on beaches and on the seafloor, and by the action of waves that can deposit or remove this litter from beaches, leaving plastic litter adrift on the surface of the sea (Hengstmann et al., 2017). Large scale or long-term monitoring, or reaching challenging environments, might require monitoring strategies different from conventional hard-sampling.

Studies of monitoring of marine litter by the imaging are carried out on beaches, on the surface of the oceans and on the ocean floor. These assessments of anthropogenic debris in the marine environment through imaging systems are done by remote observations, indirectly, with camera systems, webcam (Kako et al., 2010), object light reflection systems (RADAR, LIDAR) (Ge et al., 2016), airborne sensors (airplanes, satellites (Guneroglu, 2010), drones (Hengstmann et al, 2017), balloons (Kako et al., 2012) (Pichel et al. 2012), or remote underwater sensors such as ROVs (Remotely Operated Vehicles) and submersibles (Fabri et al., 2014). The marine litter detected by these methods is identified by analyzing the photographs or images of generated videos.

Such surveys, depending on their objectives and deployed technology, may be sufficient to prompt action for the mitigations of the plastic litter found or, open more environmentally important and secure investment options for conventional direct sampling.

As previously mentioned, marine debris monitoring studies require time, costs, manpower and guidelines that must be met. These guidelines are based on policy strategies for the use and monitoring of the marine environment, based on scientific data that provide a basis for policy measures and regulations on the use and conservation of marine resources. Therefore, scientific research should seek the adoption of techniques that corroborate with the premise of conservation of these resources and the marine environment. In this scenario, the compilation of studies carried out on the subject of marine litter supports the understanding and development of new monitoring techniques.

Assuming that a bibliographic review is the basis for scientific research, this is necessary in order to understand the current state, gaps, contributions and future perspectives on the subject of marine litter. The review addresses the monitoring of marine litter through imaging systems, discussing the methods available to macrolitter

and microlitter, as well as the advantages, disadvantages, efficiency, costs and results of each method. The present review proposes to compile the information available on the subject, making it accessible for research on methodologies, occurrence and quantification of plastic in the environment. This review is based on the categorization of the monitoring studies in beaches, surface of the oceans and ocean floor with their respective methodologies.

### 3.2 Methods

The literature search was based on scientific studies publications from the Scopus and Web of Science databases, using keywords combinations: “marine litter image”, “marine litter camera”, “marine litter lidar”, “marine litter video”, “marine litter roV”, “beach litter camera”, “beach litter webcams”, “photography plastic debris”, “plastic debris beach”, “plastic debris webcam”, “benthic marine litter” , “at-sea marine debris”, “subtidal benthic marine litter”, “sea bed litter” and “sea bottom litter”.

The studies found were separated by environmental compartment (sector) targeted categories: beaches, surface of the oceans and ocean floor.

Articles were then sorted and analyzed according to the quantification of marine litter environment of study and as to the method of study using techniques of videos, photographs and images.

The selected studies were described in the tables with their specifications. For the beach and surface works (Table 1) were described the location of the study, method, percentage of marine debris. In the ocean floor (bottom) studies (Table 2) have recorded the locality, submarine feature, method, depth range sampled, number of items found was described and in the same section when present the percentage of plastic items was also described. Unit of density was noted in studies on beaches, surface, and ocean floor.

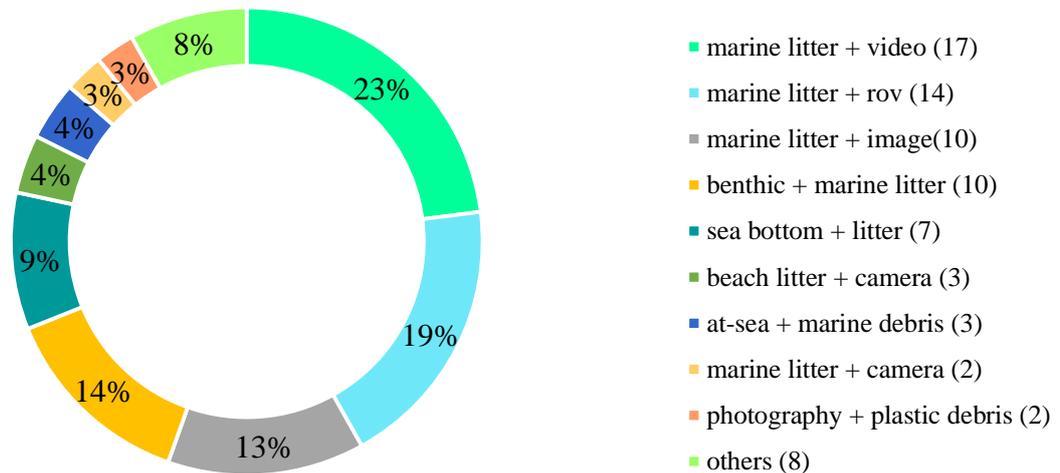
### 3.3 Results and discussion

All articles found were based on macrolitter classification, defining the visible sizes for remote sensing. Some articles described a classification (small, medium, large) within the scope of their research.

### 3.3.1 Literature review

For the 15 keyword combinations we found different numbers of publications described below (Figure 1).

Figure 1 - Combinations of keywords represented in the graph by percentage of publications and described by number in the legend.



Twenty-two keywords searches used combination of up to 4 words. The keywords marine litter + lidar, beach litter + webcams, plastic debris + beach, plastic debris + webcam, subtidal benthic + marine litter and sea bed + litter are represented by others.

Source: The Author. 2019.

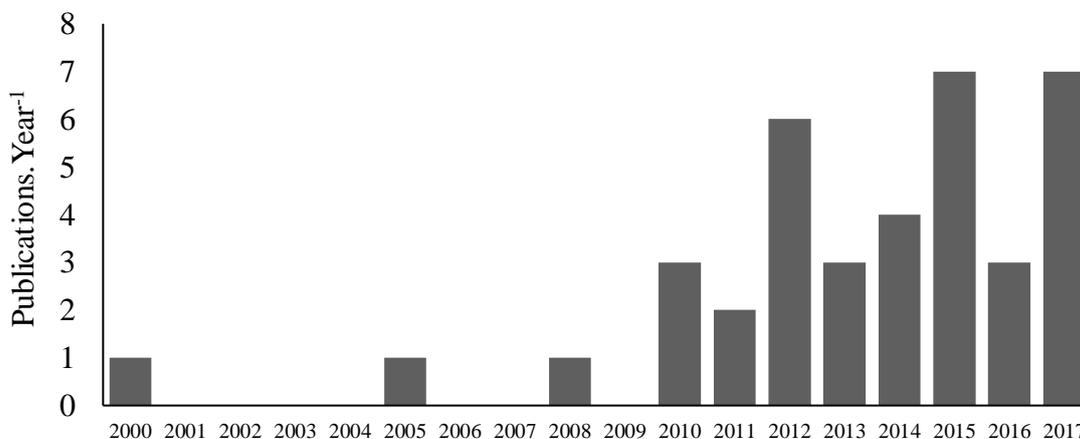
Methodological reviews were included in this study. Articles and reviews found and selected were published between 2000 and December 2017. Only one article (Kako et al., 2014) was present in only one of the search databases (Scopus), the remainder was present in both selected periodics (Scopus and Web of Science).

The literature search resulted in 38 scientific articles and 3 methodological reviews found, published in 13 journals: Marine Pollution Bulletin (19 articles), Deep-Sea Research (6 articles), PLoS ONE (3 articles), Progress in Oceanography (2 articles) and others were distributed in Estuarine, Coastal and Shelf Science, Scientific Reports, Scientific Research and Essays, Journal of Sea Research, Journal of Environmental Management, Proceedings of the International Offshore and Polar Engineering Conference, Continental Shelf Research, Springer Plus and Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.

An increase in the number of publications has been recorded in the last eight years (Figure 2). The majority of the studies of monitoring marine litter with an imaging system were published in the years 2017 (21%), 2015 (18%) and 2012 (18%) reflecting the

increased interest in the search for new methods applied in the monitoring of marine debris.

Figure 2 - Number of publications used in the present review by year of publication.



Source: The Author. 2019.

Making an interpretation of the most recent articles for the previous year, in 2017, four articles were found in the databases of journals with the keywords "marine litter roV", "marine litter image", "benthic marine litter", "sea bottom litter" and "marine litter video". They used the methodology of identification of marine litter by photographic images and videos with ROV in the Mediterranean (Cau et al., 2017; Melli et al., 2017), in a Bay of Biscay (van den Beld et al., 2017), and in the Azores Archipelago (Rodríguez and Pham, 2017).

In the year 2016, two studies employed two sampling methods with ROV a study with ROV coupled to the camera system in the Mediterranean (Cánovas-Molina et al., 2016) and another with ROV trawl and aid methodology in the quantification of marine litter in the Black Sea (Moncheva et al., 2016). Six studies in 2015 were done with this methodology in areas of the Atlantic (Gorringe Bank) (Vieira et al., 2015), Mediterranean Sea (Tubau et al., 2015), Portugal (Oliveira et al., 2015), Northeastern United States (Quattrini et al., 2015) and Greece (Saronikos Gulf) (Ioakeimidis et al., 2015).

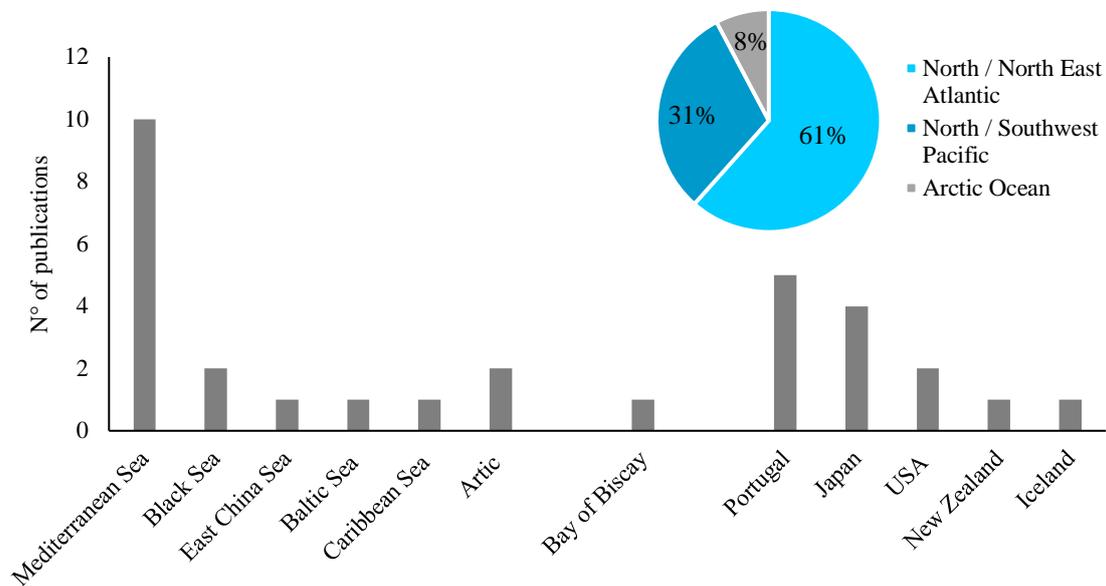
Marine litter assessments found for the year 2014 were made in the Mediterranean Sea (Fabri et al., 2014) and European waters (Pham et al., 2014) with ROVs coupled to submersibles and camera systems. Still with the keywords described above the last ROV studies were conducted in the year 2011 within the research period from December 2017 to 2000. Data for this last year were collected in the seas of Portugal, California (Monterey Bay) and Arctic sea.

Studies with submersibles coupled with camera systems have been found in 2 articles for the years 2014 and 2010, in the Caribbean Sea (Dutch ABC-islands) (Debrot et al., 2014) and in California (Watters et al., 2010) respectively. An article was published in the year 2005 found by the keywords described above, using the method of detection by image scrap through Side Scan Sonar (Kang et al., 2005). And in New Zealand, the same article number was published in 2000 quantifying junk data with video cameras (Backhurst and Cole, 2000). This was found by the keyword "subtidal benthic marine litter".

Mediterranean and Japan were the places where further studies were conducted followed by Portugal, the USA and the Black Sea (Figure 3). In addition to the occurrence of large areas of the ocean, plastics debris tends to focus on semi-enclosed seas where there is a coastal population, such as the Mediterranean Sea, which is home to 10% of the global coastal population in a 10 km coastal range, as well as being a sea route and receiving water from densely populated basins (e.g. Nile) (Cózar et al., 2015). As a result of these activities, there is a dense presence of floating residues in this area, are 95% plastic, released mostly from Turkey and Spain and about 40% of this waste have its origin in tourism in the region (WWF, 2018).

In the case of Japan as well as other eastern countries, the increase in the economic development of these countries (e.g. China and Korea) has been associated with increased production and consumption of plastic waste and the management of these wastes has not kept pace with rapid growth. As a result, remote beaches and islands have presented accumulation of plastics debris (Nakashima et al., 2011), hence the interest and development of methodologies to mitigate and help to monitor the distribution of these debris. In addition, after the earthquake and tsunami in eastern Japan in 2011, millions of tons of marine litter have been and reports have been made continuously to investigate the temporal and spatial trends in the arrival of marine debris from these events (Murray et al., 2018).

Figure 3 - Geographic distribution of publications on marine litter monitoring by imaging systems represented by seas, bays, countries and oceans.



Source: The Author. 2019.

The studies employed four different methods of sampling marine litter according to each marine compartment. The marine compartments presented different numbers of publications (beaches = 7; surface = 5; ocean floor = 26). Although the largest number of publications has been on marine litter in sea bottom (68%), these debris in this environment are much less than when present on the surface due to constraints and collection difficulties (Barnes et al., 2009). There is great difficulty in trying to define the distribution, density, and source of the litter present in the bottom of the sea (benthic litter). It is more common to investigate the tendency of this litter on beaches than to investigate floating and benthic marine litter. The study of these litter is limited because there is difficulty in accessing and selecting, collecting and identifying litter in deep marine environments (Koutsodendris et al., 2008). Distribution patterns in deep waters and in shorelines differ significantly, the proportion of material found offshore may be higher than at the coast (Oigman-Pszczol and Creed, 2007). And comparison of study patterns on benthic litter density can be hampered by the use of different sampling methods and density units used to represent an abundance of these wastes.

Not all articles presented density units and not defined marine litter of anthropogenic origin. Simeone et al. (2013) defined marine debris as seagrass (seagrass leaf litter) to evaluate, through video monitoring, factors that influenced the coastal deposition of this debris reflecting morphological alterations of the beach. Articles

without units defined density were studies of developments of monitoring methods or technologies.

The units of the densities of anthropogenic waste present on beaches were given in items  $100\text{ m}^{-1}$  along the beach, frequency, cover ( $\text{m}^2$ ) or litter per unit area ( $\text{kg m}^{-2}$ ). Proposing new methodologies for marine litter detection on the surface (floating litter), the studies analyzed the capacity of detection of marine litter of different colors, the results were given in degree of capture efficiency. Or, they described air monitoring metrics. The 26 studies of marine litter on the ocean floor (sea floor litter) reported different units of density. Densities, when present, were described as the frequency of items or number of items by average depth (%), items per  $\text{m}^2$  or  $\text{km}^2$  or by linear meter or km or even per 100 square meters, the number of items per 100 images and items  $\text{ha}^{-1}$ .

### 3.3.2 Sampling methods

The studies, classified by marine compartments (Table 1 and table 2), addressed sampling methods with photo and/or video cameras, webcam and ROV (Remotely Operated Vehicle), and imaging LIDAR (Light Detection and Ranging), SONAR (Sound Navigation and Ranging), satellite and airborne sensors. The majority of the studies utilized video monitoring (48%) followed by 23% with photos. Of the studies that used video, 15 studies used ROV, 7 studies used camera systems and the remaining satellite (2 studies), LIDAR (1 study) and SONAR (1 study). Among the works described, three were reviews/overviews on airborne sensors (Veenstra and Churnside, 2012), remote sensors (Mace, 2012) and methods applied in studies of benthic marine debris that cited remote observations (Spengler and Costa, 2008).

#### Beaches:

Litter monitoring has been done on beaches worldwide, regardless of methodology, in order to evaluate the composition, distribution and sources of these anthropogenic debris, aiming at mitigation and prevention measures (Table 1). This monitoring is a well-developed tool for determining garbage trends in the environment (EC/JCR, 2013), made possible by the integration of methods ranging from beach cleaning campaigns with volunteers and scientific programs that require the equipment and experience of professional scientists. The integration of methodologies is relevant not only to the monitoring of litter on beaches but also in other marine compartments

providing more detailed information (eg, trajectory, time of deposition) on the litter trends.

Table 1 - Studies on beaches and surface of the ocean.

Locality	Sector	Tech	Percentage of marine debris	Unit	Reference
Isle of Rügen (Baltic Sea, Germany)	Beach	Aerial images with drone	Average 83% of plastic	items per 100 m long beach	Hengstmann et al. (2017)
Nanhui beach (China)	Beach	LIDAR	~ 80% pieces of plastic	number of debris	Ge et al. (2016)
East Asian marginal seas (Yellow Sea, East China Sea, and Japan Sea)	Beach	Webcam	(Prediction model)	beach cover area (m <sup>2</sup> )	Kako et al. (2014)
Island of Sardinia (Mediterranean Sea)	Beach	Video image system (camera)	(Seagrass litter)	-	Simeone et al. (2013)
Sodenohama beach (Tobishima Island, Japan)	Beach	Webcam	(Prediction)	-	Kataoka et al. (2012)
Ookushi beach (Goto-Islands, Japan)	Beach	Balloon assisted aerial photography	55% lightweight plastic	litter per unit area (kg m <sup>2</sup> )	Nakashima et al. (2011)
Ookushi beach (Goto-Islands, Japan)	Beach	Webcam	-	-	Kako et al. (2010)
Iyo-nada (Seto Island Sea, Japan) Ookushi Beach (Goto Islands, Japan)	Surface	Combination of remote sensors	-	-	Kako et al. (2012)
Gulf of Alaska	Surface	Satellite guidance and aircraft observations	-	-	Pichel et al. (2012)
Review	Surface	Airborne sensors	-		Veenstra and Churnside (2012)
Review	Surface	Review of remote sensors	-		Mace (2012)
Black Sea	Surface	Multispectral satellite image	-	total litter load estimation (m <sup>-3</sup> year) (100 ha)	Guneroğlu (2010)

Unformatted attribute fields represented by a dash (-) are taken as information not available in the studies.

Source: The Author. 2019.

Recent studies (Hengstmann et al., 2017, Ge et al., 2016, Kako et al., 2014, Kataoka et al., 2012) have used camera systems and images suggesting that this method are potential and efficient tools in the evaluation and monitoring of anthropogenic debris on beaches.

Alternative methods such as the use of photographs and videos in monitoring reflect the search for alternatives that quantify as well as the traditional collection methodology. The use of imaging systems has been used to fit the needs and objectives of the studies, or to fill gaps in previous studies. A sequential monitoring study (Kako et al., 2010) using photographs of two webcams at different heights (43 and 46 m) sought to determine the index of litter deposited on a beach, defining the temporal variability of the deposition of plastic litter that was influenced by environmental factors such as winds. Like Kako et al. (2010), Kataoka et al. (2012) evaluated the deposition of plastic litter on the beach, developing a technique to detect different types of plastics of different colors by the webcam system. Studies such as Kako et al. (2010) and Kataoka et al. (2012) are the basis for studies of time series of marine litter on beach using photographs. Kako et al. (2010) and Kataoka et al. (2012) use webcams in marine litter monitoring, demonstrating that the imaging technique is adequate in the temporal evaluation of the distribution in comparison with searches done by manual evaluation.

A combination of remote observation methods was used to evaluate litter-covered area using balloon-assisted aerial photography (Nakashima et al., 2011), with efficient results in detecting dark-colored debris, overcoming this difficulty found in previous studies (Kako et al. al., 2010). This combination of methods (balloon, camera, and webcam) emphasizes the importance of knowledge of available methodologies.

Webcams were also used in prediction models indicating increased quantities of marine litter in East Asian (Kako et al., 2014). Imaging systems were efficient in subaerial observations deposition of seagrass litter (natural litter) on beaches (Simeone et al., 2013) that affected the morphology of the beach and the exchange of material between the areas of the beach environment, such a situation can be considered similar to the presence of anthropogenic debris as plastic fragments that affect the dynamics and the sedimentary composition of the beach.

Remote aerial observations have proven to be a valuable methodology in marine litter studies on beaches. The use of remote imaging systems was efficient with LIDAR

in beach litter detection (Ge et al., 2016). The shape and identity of objects were determined at different frequencies allowing constitute the three-dimensional model of the different types of debris. The most recent remote sensing study found in the literature was Hengstmann et al. (2017), who evaluated the composition of the beach litter with aerial imagery with drones.

#### Surface of the oceans:

As in remote litter detection methods, the floating litter monitoring described in the literature found reports the combination of sensors and equipment (Table 1). Five studies (Kako et al., 2012; Pichel et al., 2012; Veenstra and Churnside, 2012; Mace, 2012; Guneroglu, 2010), address questions about quantification of floating anthropogenic marine debris and the combination of airborne sensors between these two studies (Veenstra and Churnside, 2012; Mace, 2012) are reviews describing the use of these sensors on the surface of the ocean. In addition, they make considerations about joining the performance of the human eye with sensors and computers in the detection and identification of marine litter.

The efficiency of this combination was confirmed by Pichel et al. (2012) with the use of manned airplanes and remote sensors in the detection of marine litter on the surface of the ocean. A combination of methodologies was also used by Pichel et al. (2012) on the GhostNet project, where they described the detection of marine litter consisting mostly of fishing items lost in the ocean. In the study, meteorological, oceanic models, buoys, and images of satellites and other remote sensing instruments were used. The data obtained were used in the planning of flights of manned, camera-coupled, infrared (IR) and LIDAR (infrared) sensors. When comparing remote sensors with a visual identification of the human eye or study of Pichel et al. (2012) cites the ability to automate the process of data recording, data processing, georeferencing of images, detection of nuclei anomalies, improving the contrast between debris and the surface of the ocean. The combination of methodologies is proposed for remote sensing showing efficient results since the items classified as marine litter of anthropogenic origin are small and may be partially submerged and it is not possible to identify them using only one method (Mace, 2012).

#### Ocean floor:

Marine litter that is concentrated on the ocean floor, also defined as benthic marine litter or seafloor litter, can be studied through shallow water diving techniques (Katsanevakis and Katsarou, 2004), continental shelf and deep water trawling (Hess et

al., 1999) with systems of cameras or remotely operated vehicles (ROVs), manned submersible, dive with collections in transects or benthic trawls. Among the advantages of indirect imaging methods is the area covered, great depths and the non-destruction of the environment (Spengler and Costa, 2008). Twenty-six studies addressing benthonic litter and image monitoring were found in the literature as scientific papers published between the years 2000 and 2017 (Table 2).

Studies that describe marine litter on the bottom of the oceans may aim at research fauna and consequently anthropogenic impacts and eventually quantify marine litter. For example, Cánovas-Molina et al. (2016) counted anthropogenic items as a visible human impact in seven different sites and one of them presented the highest density of anthropogenic marine litter ( $0.13 \text{ debris m}^{-1}$ ). This study was a research on community structure, human pressure (litter), species relationships. As well as Cánovas-Molina et al. (2016), Fabri et al. (2014) and Quattrini et al. (2015) published studies on habitats, benthic communities and species vulnerability in canyons and marine litter identification in the studies.

Table 1 - Studies on the ocean floor.

Locality	Submarine feature	Method	Depth range	Items	Unit	Reference
Central Western Mediterranean	Continental margin (canyons, seamounts, outcrop)	Photography ROV	100 - 480 m	Higher density of derelict fishing gear (DFG) in submarine canyons; 24 plastic items (10.3%)	items/m <sup>2</sup>	Cau et al. (2017)
Bay of Biscay (Atlantic)	Submarines canyons	Image video ROV and camera	223.4 – 2358.6 m	198 items litter plastic 42%, fishing items (16%)	number litter items items per 100 images	van den Beld et al. (2017)
Adriatic Sea (Mediterranean Sea)	-	ROV	-	Dominance of fishing (69.4%) and aquaculture (18.9%) items	items/100 m <sup>2</sup>	Melli et al. (2017)
Faial-Pico Passage (Azores Archipelago)	-	ROV (video images)	40 and 525 m	Derelict fishing gear, mostly made of plastic, most common objects found (64%)	items.100 m <sup>-1</sup>	Rodríguez and Pham (2017)
Nordic Seas	Continental shelf (close to coast and canyons)	Video transects of camera	1600 m (average)	858 items, highest densities of fishing industry and plastic	items/km <sup>2</sup>	Buhl-Mortensen and Buhl-Mortensen (2017)
Arctic Sea	-	Camera system (Ocean Floor Observation System, OFOS)	2500 m	89 litter items in 82 of 7058 images, plastic items 47%	items.km <sup>-2</sup>	Tekman et al. (2017)
Mediterranean Sea	-	ROV and camera	50 - 150 m	Visible human impact (marine litter)	item.m <sup>-1</sup>	Cánovas-Molina et al. (2016)
Mediterranean Sea	Submarine canyon	ROV (video images)	79 and 401 m	604 items, lost or entangled ropes and longlines, nets and other fishing gear (71%)	frequency of observation of litter items or items by depth range (%)	Lastras et al. (2016)

Black Sea	Coastal and one shelf area	Trawling and ROV	~ 40 m	Most frequent plastic ~ 68 %	items/km <sup>2</sup>	Moncheva et al. (2016)
Mediterranean Sea (Italy)	Rocky coral	ROV	30 – 300 m	89% fishing gears (lines), plastic objects only occasionally	debris.m <sup>2</sup>	Angiolillo et al. (2015)
Gorringe Bank (Atlantic)	Seamounts	ROV (photo and video imagery)	60 - 3015 m	91 litter items, 4832 photographs, 124h of videos, lost fishing gear 56%	items·km <sup>-1</sup>	Vieira et al. (2015)
Mediterranean Sea	Submarine canyons	ROV (video images)	140 - 1731 m	852 litter items, plastic exceeding 70%	litter.km <sup>-2</sup> or litter.100.m <sup>-1</sup>	Tubau et al. (2015)
Portugal (SW)	Continental shelf, submarine canyon	ROVs and camera	93 - 553 m	lost fishing gear majority, fishing ropes (40.0%) and lines (37.4%), nets (11.3%), glass, ceramics, metal and plastic (11.3%)	items.100 m <sup>-1</sup>	Oliveira et al. (2015)
USA	Continental margin, canyons, open-slope/landslide-scar areas, hydrocarbon seeps and seamounts	ROVs	494 - 3271 m	140 items, derelict fishing gear and other debris (soda cans, glass bottles, balloons, rugs, plastic bags)	items.10 m <sup>-2</sup>	Quattrini et al. (2015)
Saronikos Gulf (Greece)	Semi-enclosed gulf	ROV	96 - 113 m	32 items, plastics (55 %) and metals (36 %)	items/km <sup>2</sup>	Ioakeimidis et al. (2015)
Caribbean Sea	-	Submersible with camera	80 - 900 m	202 objects, glass (32%) and plastic (29%)	items per m <sup>2</sup> or km <sup>2</sup> expressed in n / 100m <sup>2</sup>	Debrot et al. (2014)
Mediterranean Sea	Continental slope, submarine canyons	ROV and submersible	180 - 700 m	Presence of metal, glass, plastic, pottery, wood, concrete, fabric and paper-board, with plastics in every canyons	litter.km <sup>-1</sup>	Fabri et al. (2014)

European Seas	Continental shelves and slopes, submarine canyons, seamounts, banks, mounds, ocean ridges and deep basins	ROVs manned submersible, and towed camera systems	35 - 4500 m	Plastic was the most prevalent litter item found	items.ha <sup>-1</sup>	Pham et al. (2014)
Azores (Portugal)	Seamount	ROV	185 - 1092 m	55 litter items, lost fishing line dominant litter item, no plastic items	items.100 m <sup>-1</sup> or items.km <sup>-2</sup>	Pham et al. (2013)
Monterey Bay (California - USA)	Submarine canyon	ROV	25 - 3971 m	Litter found in 1.49% of the surveyed area, plastic (33%) and metal (23%)	number of items or %	Schlining et al. (2013)
Arctic Sea	-	ROV	2500 m	Plastic constituted the majority of litter (59%)	items.km <sup>-2</sup>	Bergmann and Klages (2012)
Portugal	Submarine canyon	ROV	741 - 4574m	6600 litter items, plastic was the dominant followed by fishing gear	items.km <sup>-2</sup>	Mordecai et al. (2011)
USA (California)	Continental shelf, submarine canyons, offshore banks	Submersible with camera	20 - 365 m	803 items on 65% of transects, debris originating from fishing activities	items/100 m	Watters et al. (2010)
Review	-	Bottom trawl net, sonar, submersible, snorkeling, scuba diving and manta tow	-	-	-	Spengler and Costa (2008)
Korea	-	Side Scan Sonar	-	34,636 ton of items, ropes as dominant items (26%)	% of items	Kang et al. (2005)
New Zealand	-	Video camera	-	Dominant glass beer bottles, cans and others	number of items	Backhurst and Cole (2000)

Unformatted attribute fields represented by a dash (-) are taken as information not available in the studies.

Source: The Author. 2019.

### 3.3.3 Considerations on compartmental methods

Aspects on the applicability of the methods are described in table 3. The table presents considerations about the methodologies found in the bibliographic research according to each marine compartment. The application criterion refers to the extent of use of the method in marine litter monitoring studies. High: > 10 studies described in the literature; Medium: between 9 to 5 studies described; Low: < 5 studies described. Technical/Equipment refers to the level of requirement of equipment and manpower. Expertise is about the level of expertise/experience required for data sampling, analysis and interpretation. The criterion defined as cost is only approximate estimates because they depend on the local costs of each monitoring project, here the common costs for sampling based on essential field equipment (e.g. need a vessel, ROV, satellite or aircraft camera or webcam). The level of detail generated refers to information in terms of detail, ability to identify the nature of the material and the distinction between the items sampled. Geographic applicability is the potential of the method to be applied in any geographical area or region. A high applicability describes the use in large part of the marine compartment and defines the applicable methodology in this compartment with global distribution. The classification criterion for limitations describes factors that may hinder the applicability of the method. All methodologies were applied only in the identification of macrolitter.

Table 2 - Table of descriptive aspects of methodologies (Modified from EC/JCR, 2013).

Compartment	Beach	Surface	Sea bottom
<b>Method</b>	Camera (photography/video) Webcam (photography/video) Drone (photography/video) LIDAR	Visual ship surveys (photography) Satellite (photography) Aerial surveys (photography)	ROV (photography/video) Submersible with camera (photography/video) Side Scan Sonar
<b>Application</b>	Medium	Low	High
<b>Technical / Equipment</b>	Low LIDAR (High)	High	High
<b>Expertise needed</b>	Low / Medium	Medium / High	High
<b>Cost</b>	Low / Medium LIDAR (High)	Medium / High	High
<b>Level of detail generated</b>	High	Medium / High	High

<b>Geographic applicability</b>	High	Low / Medium	Medium / High
<b>Limitations</b>	Efficient aerial photography only for macrolitter, identification difficulty for microlitter Webcam and camera: restricted area requires certain positioning, ground height and source of energy. Observation may be affected by weather/sea conditions.	Images and efficient aerial observation only for macrolitter. Observation may be affected by weather/sea conditions. Expensive, need to be coupled with surveys of ships or aerial surveys. Depends on good sea conditions.	Expensive, need to be Coupled with existing deep-sea bottom surveys.

Source: The Author. 2019.

Photographs or videos of cameras and/or webcams proved to be efficient in analyzes of temporal variability of litter on beaches, but this method showed difficulties in the studies where they were described: observed area can be restricted by the angle and positioning of the system, it requires certain (Kako et al., 2012), it needs a source of energy for the operation and transfer of the images, being thus methodology is restricted to analysis on land, in beaches. In addition, aerial photography method does not identify objects smaller than 10x10 cm so microplastics are not included in this monitoring.

Beach webcam system and balloon sensings have difficulties such as the georeferencing of images with conversion, and objects must be identified through the original image without background change. In addition systems de webcam was not efficient in detecting objects of several colors only of white color (Kako et al., 2010). The studies reviewed (Kataoka et al., 2012) also emphasized that photographs taken by webcam showed that pixels of black plastic debris could not be detected.

In surface debris monitoring (Nakashima et al., 2011) the digital camera coupled in a gas balloon controlled by land or vessel, besides increasing the area of study, was efficient in evaluation of floating marine litter of dark color (e.g., blue or red plastics) and being able to be applied in studies on the surface of the ocean and beaches in the monitoring not only of detritus of anthropic origin, but in the detection of living water, natural debris such as wood or red tide events. The camera balloon method allowed high-resolution images being a low-cost study when compared to aerial photography and efficient when used in conjunction with other methodologies such as webcam systems.

The use of aerial remote sensors in the detection of floating debris although presenting a cost of application, use and analysis of the data, when compared with the

visual identification by the human eye presents advantages that must be considered in order to improve the monitoring methods. Studies with aerial sensors can automate the process of recording and processing of data, georeferencing of images, detection of anomalies, improvement of the contrast between the debris and the surface of the ocean (Pichel et al., 2012).

Studies describing camera use have not reported what kind of images are generated, only describe them as photographs or videos. System of RGB cameras, which use three bands of the visible spectrum with red-green-blue color pattern, was defined in one of the studies found (Veenstra and Churnside, 2012) as a low cost solution for aircraft sensors, however, there is a risk of false detection due to light variability and sea surface characteristics and the resolution of the image depends on the altitude, focal length and size of the object. Infrared (IR) cameras, which capture radiated heat from object images, were also an approach to monitoring objects on the surface of the ocean, although they show results only when marine debris shows contrast with water. The multispectral imaging system is the system used by satellite. Regarding the use of satellite for marine litter, no direct search information was found with the words "marine litter" "image" for this application.

The study that conducted monitoring with a drone imaging system (Hengstmann et al, 2017) did not provide information on the technological aspects of the methodology. There is information on marine litter monitoring works using the same method in the gray literature (<https://www.theplastic Tide.com/>) and recently a scientific study was published on the periodic basis (Deidun et al., 2018).

Only one study (Ge et al., 2016) proposed the use of LIDAR in the detection of beach litter. It is understood that the use of this method for monitoring is not frequent because it requires technical experience in the sampling and analysis of the data and to have low level of detail generated. In addition to this, LIDAR are remote instruments commonly used along an aerial platform, which increases the cost and requires an operational effort for monitoring. The results were obtained from the waveform frequency emitted by marine debris characteristics. Thus, it was possible to constitute the three-dimensional model of the different types of debris. According to authors, this methodology allows detailed observations remotely and is recommended for use in global studies.

The use of submersibles or ROVs is the most common approach for deep water areas, although this requires expensive equipment. As previously mentioned, the largest

number of marine litter monitoring publications with images was for these methodologies, and both techniques identify macrolitter items (greater than 2.5 cm) (EC/JCR, 2013). Only one study addressed the Side Scan Sonar method (Kang et al., 2005). The complete work was not available in the periodical databases of bibliographic search although this was included in the descriptive tables.

### 3.4 Final remarks

Studies using cameras and images systems suggest that the monitoring of the quantity of marine litter is a potential tool for evaluation, quantification, and monitoring of anthropogenic debris on beaches. These studies investigate the temporal and spatial variability of litter deposition on beaches as well as the environmental factors that influence this deposition such as wind and waves. The combination of webcams and camera systems with videos and images allows precision in the quantification of plastic litter on beaches, identifying most of them as macroplastic and macrolitter items. The aerial photography method does not identify small objects (size < cm), so microplastics are not included in the studies. Hence comes the importance of finding methods that give this quantification based on the fact that common photography methods result in an underestimate of the total amount of litter on beach. These techniques are focused on the detection of macrolitter and show efficiency in the detection of white color items.

Floating surface litter surveys use methodologies similar to beach studies (camera systems) or the combination of remote sensors (manned or unmanned airplanes, coupled with cameras, LIDAR, RADAR) or satellites. It is important to emphasize that the direct observation of the human eye must be combined with the results of the sensors for greater efficiency in the identification of the objects. The combination of methodologies and sensors is proposed for remote sensing showing good results since the items classified as marine litter of anthropogenic origin are small and may be partially submerged and it is not possible to identify them using only one method.

Benthic litter is commonly investigated by the direct method of collection in transects with trawl net, being a destructive technique for the environment. Or even these searches are done for indirect with images of remotely operated vehicles (ROVs) and submersible with camera system, which has the advantage of a covered area, great depths and no bottom destruction, but these methodologies have a high cost and difficulty in collecting, so benthic anthropogenic litter is less investigated than in other environments. Moreover, it is difficult to define a distribution, density and source of this litter.

Studies in the ocean floor characterized marine litter of anthropogenic origin in different features of the submarine bottom, most of them in submarine canyons, followed by continental shelves and slopes, continental margin, open-slope/landslide-scar areas, hydrocarbon seeps and seamounts, gulfs, banks, mounds, ocean ridges and deep basins, that show different degrees of accumulation of litter, with depths ranging from 20m to 4574 m. Underwater features (mainly canyons, mounds, ridges) show a tendency for accumulation of debris. Canyons show the greatest abundance of marine litter on the ocean floor, where the aggregation and transport of debris from the continental shelf are reinforced by the natural dynamics of canyons, so distribution and composition of benthic litter depend on geography, geomorphology and biological and anthropogenic factors.

The items found in the studies of beach, surface and marine bottom are classified into categories, where some articles cited the item with greater density or dominance in percentage and number of items. The most representative categories for studies of marine litter is plastic debris was polystyrene buoys in surface and beaches. On the ocean floor were lost items related to fishing and aquaculture activities such as ropes, ropes and nets, and plastic debris. In addition, metal, glass, ceramics, wood, concrete items were also observed.

The increased production of plastic material and the lack of regulations and prevention mechanisms that are not completely efficient to control the entry of this material into the environment accelerate the seriousness of the problem and the need to develop and understand methodologies involving new technologies for direct or indirect observation of this detritus in the marine compartments. In the beaches, observations by camera systems and webcams can help to monitor periodic events of deposition of anthropogenic debris that may have a significant impact on the economy and environmental impact with risks of changes in the composition of the coastal sediment. The studies cited in this review describe monitoring in surface and on beaches, but it is important to highlight the lack of essential information for the replication of researchers such as the resolutions of the imaging systems (cameras and webcams) or to density units as well as frequency unit of detection of plastic litter by LIDAR as in the study by Ge et al. (2016). Research floating marine litter and trash benthic are expensive and even be indirect methods may underestimate or are likely to incorrect detection as it depends on the observer and the interpretation of the resulting image.

## **4 DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM PRAIAS POR MÉTODOS DIRETO E INDIRETO**

### **4.1 Introdução**

Praias são ambientes costeiros sensíveis e dinâmicos, com uma infinidade de funções (Gonçalves e Marques, 2017) e serviços (Defeo et al., 2008) estreitando a relação da sociedade com este ambiente. Atividades humanas intensas causam danos ecológicos em praias levando a um declínio da qualidade ambiental (Gonçalves e Marques, 2017). A percepção dessas novas condições e o julgamento sobre o dano causado dependem do nosso nível de observação e informação do ambiente.

A percepção de problemas ambientais que conduzem ao declínio da qualidade de praias, como registros de erosão (Gonçalves e Marques, 2017) e poluição, junto à informação de que praias arenosas são hoje um dos ecossistemas mundiais mais ameaçados (Gonçalves e Marques, 2017), indigna e nos impulsiona a buscar respostas e soluções para a construção de relações mais sustentáveis com esses ambientes, redirecionando atividades humanas que afetam a condição dos recursos naturais e a qualidade do meio ambiente nas zonas costeiras (IBAMA, 2007; MMA/SBF/GBA, 2010). Dessa forma, entender a dinâmica praial e as relações homem-natureza existentes nesse ambiente dá bases para ações de gestão costeira integrada através de decisões que visam o uso sustentável, desenvolvimento e proteção de áreas e recursos marinhos e costeiros (Cicin-Sain et al., 1998; MMA, 2002; IBAMA, 2007).

Em praias, diferentes formas de poluição são estudadas dado o valor ecológico e social desse ambiente. Os poluentes atuam em diferentes escalas espaciais e temporais e incluem uma variedade de materiais antropogênicos que afetam a dinâmica natural das praias (Defeo et al., 2008). As formas de poluição desse ambiente vão desde a contaminação microbiológica da areia e da água (Samarasekera et al., 2017), até a poluição por óleo (Macías-Zamora, 2011) e por plásticos. Os impactos não só para a vida marinha, bem como para as interações com o continente, chamam a atenção para estudos, fazendo com que praias se tornem verdadeiros laboratórios vivos de estudos sobre poluição marinha.

As praias são ambientes sedimentares onde há acúmulo de materiais e, como tais, são hot spots de contaminação por plásticos (Liebezeit e Dubaish, 2012; Dekiff et al., 2014; Mathalon e Hill, 2014; Yu et al., 2016; Ivar do Sul et al., 2017), que são depositados nesses locais por influência de ventos, ondas, correntes, marés (Corcoran et al., 2009) e

da morfologia da praia (Moreira et al., 2015) – ou produzidos localmente por usuários (Costa et al., 2009). Então, não é surpresa que a maioria dos estudos feitos com poluição marinha por plásticos encontrados na literatura mundial aborda esses ambientes (Browne et al., 2015). Fatores como o interesse da sociedade pelas praias, seu uso intenso em muitos lugares, o fácil acesso, e algumas características ambientais (ex. areias claras, formação de uma linha de costa) também contribuem para que a poluição por plásticos seja mais estudada nesse ambiente. A linha de costa, marcada pela ação da maré alta, atua como uma zona de transferência de detritos marinhos para o continente, sendo ainda a área onde detritos se acumulam de forma heterogênea ao longo das praias (Heo et al., 2013).

A ocorrência da poluição por plástico é uma das formas que mais tem mobilizado a sociedade e academia, visto que se tem percebido que os impactos se estendem para além do meio marinho. A poluição por plásticos, especificamente por microplásticos (MPs) (plásticos entre 1 e 5 mm) pode ocorrer de forma autóctone (formado na própria praia pelo decaimento de itens maiores) ou alóctone (trazidos dos ambientes adjacentes em várias escalas de distância). Existem diversas formas propostas na literatura de estudo dos MPs em praias (Claessens et al., 2011; Hidalgo-Ruz et al., 2012; Besley et al., 2017), todas através da coleta e tratamento das amostras de areia para contagem e caracterização dos MPs.

Essas propostas visam a quali-quantificação precisa das quantidades de MPs na areia para fins de avaliação de risco de ingestão pela biota, alterações na qualidade da areia, papel da praia como estoque desse poluente, dentre muitas outras. No entanto, essas formas diretas de estudo, com coleta de areia e análise em laboratório, são dispendiosas em termos de recursos, tempo e esforço.

Não se tem ainda registro na literatura de propostas que visem realizar essas avaliações de forma indireta, sem coleta, apenas com interpretação de imagens, mesmo que em caráter apenas semi-quantitativo. Partindo da ideia de que macroplásticos são identificados e monitorados de forma eficiente por sistemas de câmeras e imagens, após identificar uma lacuna em relação ao monitoramento de MPs, o presente estudo buscou testar uma técnica de câmara e imagens, através de duas metodologias distintas (direta e indireta) com amostragens realizadas em diferentes praias e com elaboração de protocolo de coleta para o método indireto e quantificação de MPs em laboratório.

O estudo buscou desenvolver uma técnica inédita de detecção MPs em praias, visando facilitar a escolha prévia dos ambientes, áreas prioritárias e períodos de coleta

mais adequados. A metodologia proposta aqui objetivou o desenvolvimento de uma técnica de identificação de MPs por fotografia dos sedimentos e interpretação de imagens geradas por smartphones. O desenvolvimento da técnica objetiva ainda ampliar formas de geração de dados de forma simples, fornecendo bases para o conhecimento do público, de gestores e de autoridades ambientais sobre o estado atual e presença MPs em praias. Neste capítulo é apresentado o desenvolvimento e resultados da metodologia proposta e testada pela primeira vez para detecção de MPs em praias.

## 4.2 Metodologia

### 4.2.1 Áreas de estudo

Amostras de sedimento foram obtidas durante os anos de 2017 e 2018 em 8 praias do estado de Pernambuco (Piedade, Campas - Tamandaré, Gaibu, Maracaípe, Suape, Paiva, Pina e Maria Farinha), além de praias dos estados de Alagoas (Ponta Verde, Jatiúca, Cruz das Almas e Pajuçara) e do Pará (Atalaia).

Também foram amostradas duas praias da Ilha de Malta, no Mar Mediterrâneo, caracterizado como local mais poluído por plásticos no mundo (Alessi. et al., 2018). Foram amostradas como estudo de caso: Comino Island e St. George's Bay (Saint Julians).

### 4.2.2 Amostragens e tratamento das amostras

Em todas as praias foram realizadas amostragens únicas, exceto na praia de Maria Farinha (PE) com 2 amostragens no mesmo local em dias diferentes. As coletas foram realizadas com base em oportunidades de amostragem nas praias. O sedimento foi coletado na linha do deixo, indicando a linha da última maré alta, onde os MPs estão pré-concentrados. Em cada praia foram amostrados 3 quadrantes, compondo assim 3 amostras independentes em cada praia. É importante ressaltar aqui que as praias não são comparáveis entre si, frisando que o presente estudo não buscou realizar uma análise espacial e sim testar uma metodologia que possa ser aplicada em qualquer praia independentemente das condições locais.

A amostragem para estudo de MPs em praias foi feita por método direto e indireto. O método direto consistiu na raspagem do sedimento superficial dentro dos quadrantes (30 x 30 cm) (Ivar do Sul et al., 2009; Costa et al., 2010). Antes da raspagem a área de

coleta foi fotografada para identificação dos MPs pelo método indireto, que consiste na análise da imagem.

#### 4.2.3 Método direto

Transferidas para laboratório as amostras foram secas em estufa (60°C) durante 48h quando necessário, e peneiradas em malha de 1mm. Após a secagem, o material foi analisado em microscópio estereoscópio óptico (lupa) Carl Zeiss Stemi 2000-C (objetiva 1.0x) acoplado com AxioCam ERc 5s associado ao software ZEN lite 2.3 Carl Zeiss Vision para captura de imagens para identificação visual e classificação dos MPs quanto ao tipo (fragmento, fibra ou pellet) forma, coloração e tamanho. Foi utilizada a fração >1 mm, sendo limite mínimo, definido pela peneira de 1mm, que também representa o tamanho mínimo detectado no método indireto. A densidade dos MPs foi determinada pelo número de itens e a área em cm<sup>2</sup>. Os dados de tamanho dos MPs foram expressos como média do maior comprimento em mm  $\pm$  erro padrão. Microplásticos de cor branca e cores relacionadas ao branco como branco envelhecido e/ou amarelado foram incluídos na classe definida como cor branca.

#### 4.2.4 Método indireto

As imagens dos quadrantes foram registradas em duas alturas, tomando como referência os joelhos (a) ( $\cong$  50 cm) e quadril (b) ( $\cong$  90 cm). Esse registro em diferentes alturas teve como finalidade identificar a influência da perda da resolução das imagens na identificação dos objetos e identificar a melhor distância do sedimento para aquisição da imagem. A coleta das amostras e o registro das imagens ocorreram no intervalo de 08:00 às 13:00h. Hora e altura foram tomadas como variáveis controladas a fim de se identificar o melhor procedimento para a amostragem. As imagens das amostras foram realizadas através de smartphone modelo LG X Power k220, com resolução padronizada (3264 x 2448 pixels). Em Malta, o smartphone utilizado foi Iphone 5s também com resolução padrão (3264 x 2448 pixels). O método indireto consistiu na identificação de fragmentos plásticos nas imagens, com observação e contagem. Para esta metodologia tentou-se definir condições de captura de imagem como melhor hora de coleta baseada na luz natural disponível. Após a captura das imagens, estas foram tratadas no software eCognition Developer 9.0 com exportação dos dados para software interpretação de imagens de sistema de informação geográfica (GIS).

O procedimento de classificação orientada se baseia na função *nearest neighbor* (vizinho mais próximo) usando um conjunto de amostras que representam classes diferentes para atribuir valores de classe a objetos segmentados (Myint et al., 2011). Essa classificação ocorre em 2 etapas onde o sistema é ensinado quando o usuário determina amostras de objetos seguindo a classificação automática pela técnica de vizinho mais próximo com seus espaços característicos (Definiens eCognition, 2009). Essa técnica permite uma classificação ilimitada apenas com a seleção de objetos e modificação até um resultado satisfatório (Myint et al., 2011) com seleção automática de valores médios de objetos seguindo suas características (forma, textura, hierarquia).

Na análise, essa classificação orientada foi tomada como método de processamento de imagens por combinar informações espectrais com informações espaciais (forma, tamanho, textura e relações de vizinhança) aumentando assim a capacidade de classificação (Avci et al., 2006; Definiens eCognition, 2009). A metodologia do processamento de imagens orientadas consiste basicamente na segmentação e classificação de objetos e na classificação hierarquia de classes.

A segmentação busca produzir unidades básicas de processamento para análise de imagens, definindo áreas como objetos ou segmentos de imagens (Avci et al., 2006; Definiens eCognition, 2009). Os objetos foram extraídos da imagem por segmentação em uma escala definida após testes de diferentes resoluções espaciais, definindo como apropriada a segmentação por resolução multiespectral. O software eCognition usa uma resolução de segmentação que é uma fusão de regiões semelhantes de objetos através de um pixel. O nível de segmentação depende do parâmetro escala definido. Um maior número usado no parâmetro de escala define o menor nível no procedimento de segmentação, assim a escolha sobre o nível de escala depende do tamanho do objeto necessário para atingir o objetivo (Myint et al., 2011).

Os objetos resultantes do processo de segmentação são unidades de imagem em vez de pixels, com características espectrais, informações de forma, e relações com objetos e texturas vizinhas. Já na hierarquia de classes, pode-se definir regras/níveis de classificação às quais a imagem será classificada (Avci et al., 2006; Definiens eCognition, 2009).

Durante tratamento das imagens, para cálculo das áreas classificadas, foi tomado como maior valor de área máxima ocupada no quadrante 10.000.000, referente a 100% da área ocupada por uma classe. Os valores médios das áreas foram convertidos para porcentagem.

Para diminuir a interferência do sedimento na identificação dos MPs dois parâmetros foram definidos a partir das imagens: cor e aspecto do grão. A determinação da cor do sedimento foi feita por meio da comparação visual com os padrões da carta de Munsell (Munsell Soil Color Company, 1950). O sistema Munsell classifica as cores em matrizes, que é a cor espectral dominante, valor que é a tonalidade/luminosidade da cor, relacionado à intensidade de luz refletida, ou ao brilho e croma que é a pureza da cor, indica o grau de saturação (Survey Staff, 1993). Buscou-se classificar os tons do sedimento areia para definir a influência na detecção de plásticos.

#### 4.2.5 Análises estatísticas

Para determinar a relação entre os métodos de detecção determinou-se a área total e o número de itens plásticos determinados pelo método direto e indireto. Os dados foram analisados para soma da área total dos MPs observados em lupa relacionando com a soma das áreas classificadas como plástico nas imagens. Esse processo foi definido como etapa 1. Para etapa 2, o número de itens observados pelo método direto foi relacionado com o número de plásticos na imagem gerada pelo software eCognition Developer 9.0. Nas imagens os detritos plásticos foram tomados como pontos/polígonos/área ocupada por plásticos.

Os dados foram tratados com testes estatísticos não paramétricos, visto que estes não atendiam o pressuposto de homocedasticidade. A correlação de Spearman foi feita no software StatSoft, Inc. (2009) (Statistica version 7) para verificar a existência de associação entre as variáveis (média das áreas e total de itens), com nível de significância adotado de 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

### 4.3 Resultados e discussão

#### 4.3.1 Método direto

A análise convencional de MPs em lupa resultou em 398 detritos plásticos encontrados em 42 amostras das 13 praias do Brasil e 963 MPs nas amostras das praias da Ilha de Malta (957 de Comino Island e 6 de St. George's Bay).

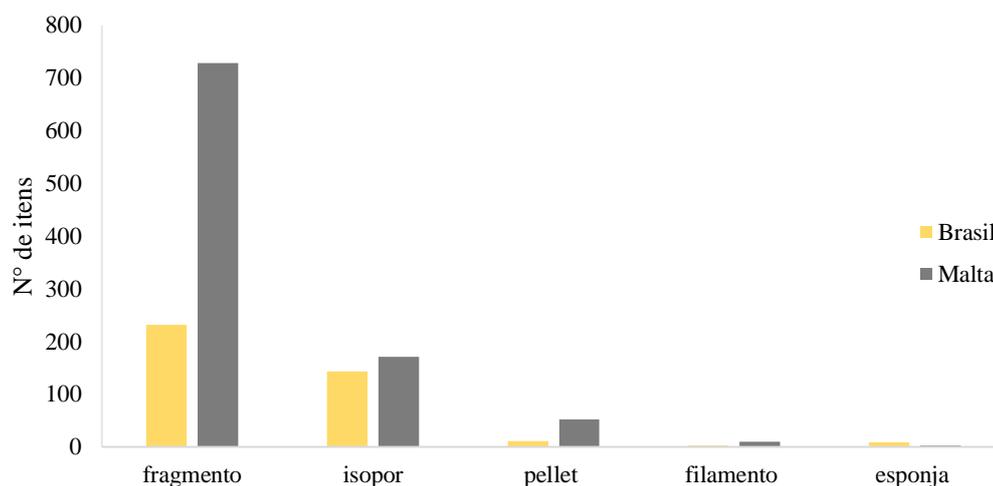
Nas amostras do Brasil, os microplásticos apresentaram uma média de tamanho de  $4,97 \pm 0,07$  mm, estando assim incluídos na classe de tamanho de MPs descritos para o presente estudo (1 a 5 mm). A área total ocupada pelos MPs foi 5004,973 mm<sup>2</sup>. Fragmentos constituíram a maior fração dos itens encontrados (58,29%), seguidos por

itens identificados como isopor (35,92%), pellets (2,7%), esponja (2,26%) e filamentos (0,75%) (Figura 1 e 3). A maior fração de MPs, fragmentos, ocupava uma área total de 3269,573 mm<sup>2</sup>, sendo a maioria de cor branca, azul e transparente (Figura 2). MPs brancos foram predominantes nas amostras (49,74%), seguidos de itens transparentes (19,59%) e azuis (12,31%). As cores verde, amarelo, cinza, preto, vermelho, rosa, marrom, laranja e bege representaram juntas 18,34% (Figura 2).

Para as amostras de Malta, o tamanho (comprimento) médio dos MPs foi  $3,912 \pm 0,07$  mm e a área total 7177,069 mm<sup>2</sup>. Fragmentos representaram 75,5% do total de MPs, seguidos de isopor (17,75%), pellets (5,39%), filamentos (10; 1%) e esponja (0,2%) (Figura 1 e 3). Fragmentos transparentes (435 itens) e brancos (301 itens) foram predominantes sobre as outras cores, que compuseram juntas 23,57% (227 itens) (Figura 2). Fragmentos com coloração branca envelhecidos/amarelados também foram observados e incluídos na cor branca.

Nas 48 amostras (Brasil e Malta) foram observadas fibras de diferentes cores, que não foram incluídas na quantificação por estarem agrupados impossibilitando a contagem individual e por representarem uma fração de MPs que só poderiam ser analisadas pelo método direto visto que no método indireto poderiam ser subestimadas na contagem devido ao seu tamanho (<5mm).

Figura 1 - Abundância dos tipos de microplásticos encontrados nas amostras das praias do Brasil e da Ilha de Malta.



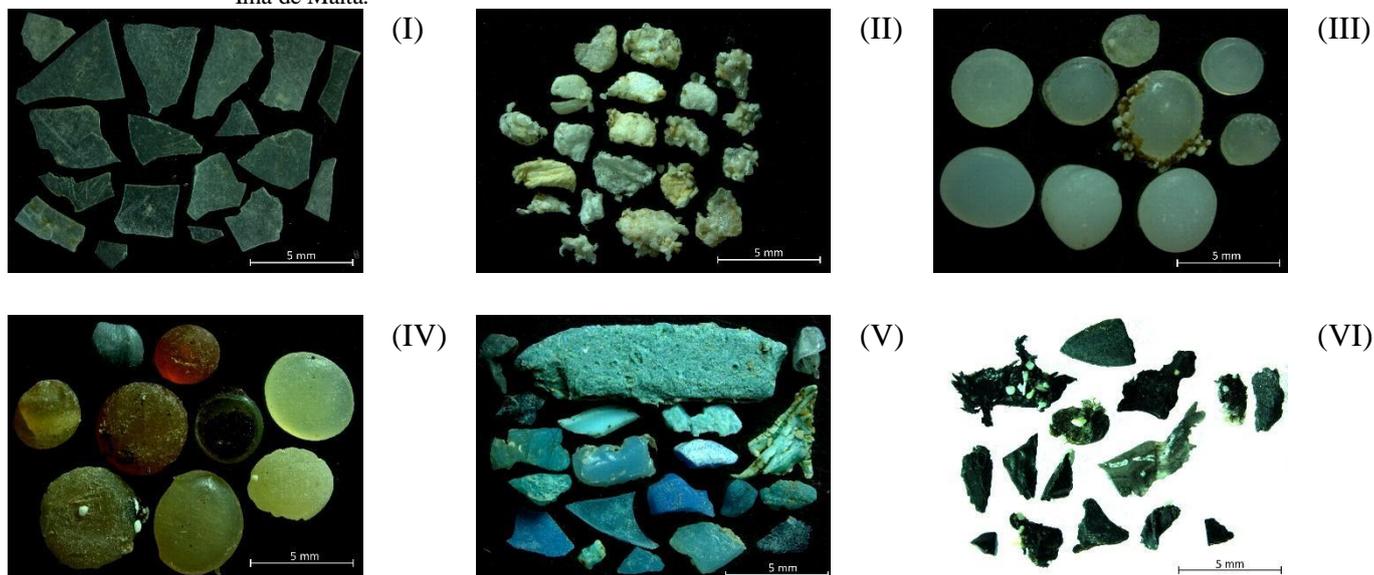
Fonte: A Autora. 2019.



como potenciais MPs (Dekiff et al., 2014), e para essa confirmação, no presente estudo o teste de confirmação com agulha quente (MERI, 2015; Shim et al., 2017) foi realizado.

O Mar Mediterrâneo vem sendo estudado quanto a poluição de microplásticos desde 1980 (Cincinelli et al., 2019) e tem sido considerado um dos ambientes marinhos mais afetados pela poluição, inclusive por lixo marinho (Lebreton et al., 2012), oriunda de atividades de navegação, turismo costeiro, atividades industriais e pesqueiras e da falta de tratamento de águas residuais. Em estudo recente (Cózar et al., 2015), foram identificados plásticos em todos locais amostrados, com uma carga de 756 a 2.969 toneladas de plástico na superfície do Mediterrâneo. Assim como no presente estudo, pellets amarelados e fragmentos foram abundantes em estudos anteriores (Turner e Holmes, 2011; Axiak et al., 2017). St. Georgy's Bay e Comino Island, como outras praias de Malta, são afetadas por intensa atividade antropogênica voltadas para atividades turísticas. A diferença geográfica dos locais amostrados pode responder a diferença do número de itens encontrados em cada amostragem (957 itens em Comino Island, 6 em St. Georgy's Bay), já que Comino Island é um ambiente insular que pode receber altas quantidades de detritos plásticos (Monteiro et al., 2018) e St. Georgy's Bay assim como outras praias da região recebe limpezas de praias regulares (Axiak et al., 2017).

Figura 3 - Representação dos microplásticos encontrados nas amostras analisadas referentes às praias do Brasil e da Ilha de Malta.



(I) Mps secundários, fragmentos transparentes (II) Mps secundários, isopor branco (III) Mps primários, pellets transparentes (IV) Mps primários, pellets coloridos (V) Mps secundários, fragmentos azuis (VI) Mps secundários, fragmentos pretos.

Fonte: A Autora. 2019.

## 4.3.2 Método indireto

Foram selecionadas 48 amostras referentes a 12 praias do Brasil e 6 amostras de 2 praias de Malta para análise. Excluindo uma imagem por erro na captura em campo, noventa e cinco imagens, resultaram da coleta das amostras, oriundas de 2 alturas diferentes: joelhos (a) e quadril (b). Foram selecionadas variáveis que poderiam interferir no registro das imagens resultando na tabela abaixo (Tabela 1).

Tabela 1 - Descrição das variáveis avaliadas nas imagens das praias.

Praia	Hora	Aspecto do grão	Cor notação Munsell	Cor da areia	Nº MPs método direto	Nº MPs método indireto	Diferença entre os métodos
Amostra 1 (Atalaia)	12:30	Areia fina	10YR 8/1	branco	1	5	4
Amostra 2 (Atalaia)		Areia fina	10YR 8/1	branco	6	80	74
Amostra 3 (Atalaia)		Areia fina	10YR 8/1	branco	0	0	0
Amostra 4 (Pina)	10:59	Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	11	216	205
Amostra 5 (Pina)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	37	197	160
Amostra 6 (Pina)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	29	165	136
Amostra 7 (Piedade)	10:20	Areia média	10YR 7/3	castanho muito claro	3	12	9
Amostra 8 (Piedade)		Areia média	10YR 7/3	castanho muito claro	28	51	23
Amostra 9 (Piedade)		Areia média	10YR 7/3	castanho muito claro	1	7	6
Amostra 10 (Paiva)	12:05	Areia média	7.5 YR 8/2	castanho muito claro	7	180	173
Amostra 11 (Paiva)		Areia média	7.5 YR 8/2	castanho muito claro	5	16	11
Amostra 12 (Paiva)		Areia média	7.5 YR 8/2	castanho muito claro	11	11	0
Amostra 13 (Gaibu)	10:15	Areia média	10YR 8/1	branco	13	5	8
Amostra 14 (Gaibu)		Areia média	10YR 8/1	branco	14	16	2
Amostra 15 (Gaibu)		Areia média	10YR 8/1	branco	7	9	2
Amostra 16 (Suape)	10:40	Areia média	2.5YR 8/1	branco	1	0	1
Amostra 17 (Suape)		Areia média	2.5YR 8/1	branco	0	0	0
Amostra 18 (Suape)		Areia média	2.5YR 8/1	branco	3	21	18
Amostra 19 (Maracaípe)	10:35	Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	1	6	5
Amostra 20 (Maracaípe)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	1	125	124
Amostra 21 (Maracaípe)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	1	0	1
Amostra 22 (Campas)	11:20	Areia média	7.5YR 7/1	cinza claro	20	86	66
Amostra 23 (Campas)		Areia média	7.5YR 7/1	cinza claro	8	5	3
Amostra 24 (Campas)		Areia média	7.5YR 7/1	cinza claro	14	7	7

Amostra 25 (M. Farinha A)	11:40	Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	0	0	0
Amostra 26 (M. Farinha A)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	0	0	0
Amostra 27 (M. Farinha A)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	0	0	0
Amostra 28 (M. Farinha B)	10:53	Areia média	7.5YR 7/3	rosa	6	10	4
Amostra 29 (M. Farinha B)		Areia média	7.5YR 7/3	rosa	4	6	2
Amostra 30 (M. Farinha B)		Areia média	7.5YR 7/3	rosa	5	47	42
Amostra 31 (Ponta Verde)	08:40	Areia média	10YR 7/4	castanho muito claro	1	3	2
Amostra 32 (Ponta Verde)		Areia média	10YR 7/4	castanho muito claro	7	4	3
Amostra 33 (Ponta Verde)		Areia média	10YR 7/4	castanho muito claro	3	20	17
Amostra 34 (Cruz das Almas)	09:37	Areia média	7.5YR 8/4	rosa	24	39	15
Amostra 35 (Cruz das Almas)		Areia média	7.5YR 8/4	rosa	8	14	6
Amostra 36 (Cruz das Almas)		Areia média	7.5YR 8/4	rosa	1	0	1
Amostra 37 (Pajuçara)	11:40	Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	23	52	29
Amostra 38 (Pajuçara)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	13	3	10
Amostra 39 (Pajuçara)		Areia média	7.5YR 8/2	branco rosado	33	58	25
Amostra 40 (Jatiúca)	09:10	Areia média	7.5YR 7/3	rosa	10	3	7
Amostra 41 (Jatiúca)		Areia média	7.5YR 7/3	rosa	20	7	13
Amostra 42 (Jatiúca)		Areia média	7.5YR 7/3	rosa	17	32	15
<hr/>							
Amostra 43 (Georgy's Bay)	11:00	Areia média	7.5YR 8/4	rosa	1	55	54
Amostra 44 (Georgy's Bay)		Areia média	7.5YR 8/4	rosa	0	0	0
Amostra 45 (Georgy's Bay)		Areia média	7.5YR 8/4	rosa	5	30	25
Amostra 46 (Comino Island)	10:20	Areia média	7.5YR 8/3	rosa	89	20	69
Amostra 47 (Comino Island)		Areia média	7.5YR 8/3	rosa	670	173	497
Amostra 48 (Comino Island)		Areia média	7.5YR 8/3	rosa	198	38	160

“M. Farinha A” e “M. Farinha B” correspondem à duas amostragens independentes realizadas na praia de Maria Farinha (PE). A variável hora é representada pela média de horário de coleta das três amostras em cada local.

Fonte: A Autora. 2019.

As coletas de amostras ocorreram dentro de um pequeno intervalo de horas entre 8:00h e 13:00h, onde não ocorreu sombra no momento da captura das imagens de acordo com a posição do sol e a quantidade de luz disponível. Melhores fotos foram registradas próximas às 12:00h, pois nesse horário a posição do sol é exatamente em cima da área amostrada.

Quanto ao aspecto do grão, quase todas as amostras foram classificadas como areia média (Tabela 1), embora apresentassem alguns grãos mais grossos, retidos na malha da peneira durante o processo de análise de MPs pelo método direto.

A cor do sedimento mostrou influência sobre a detecção remota. A classificação de cores dos sedimentos resultou numa distribuição média entre as cores branco (3), castanho muito claro (3), rosa (3), branco rosado (4) e cinza (1). As amostras de areia de Comino Island e St. Georgy's Bay foram classificadas tendendo para cor rosa (Tabela 1).

Relacionando a observação das cores da areia com a observação de detritos plásticos pode-se constatar que sedimentos de cores mais claras dificultam a identificação de fragmentos plásticos brancos e transparentes, podendo ser responsável por uma subestimação ou superestimação de MPs no método indireto. Essa variação na quantificação pelos dois métodos foi descrita na tabela 4, onde 59% das amostras foram superestimadas em relação ao número de plásticos quantificados pelo método indireto. Fragmentos coloridos, que apresentam contraste com o sedimento são visualmente mais fáceis de identificar como MPs pelo método direto, a exemplo da coloração azul, terceira cor mais abundante na quantificação de MPs (Figura 2).

Embora o uso do sistema de Munssel para a classificação da cor tenha sido eficiente, é importante ressaltar que essa classificação dependeu de fatores que não podem ser controlados, como intensidade luz incidente sobre o sedimento no momento da captura da imagem, características do celular, e percepção visual do observador, que afetam a interpretação da cor tornando o método subjetivo (Melville e Atkinson, 1985).

Aspectos do grão, como tamanho relacionado à energia da praia, influenciam na acumulação de plásticos em praias (Martins e Sobral, 2011), de modo que quanto menor o tamanho do grão do sedimento, maior a acumulação desses detritos (Gregory, 2009).

Todas as amostras tiveram MPs detectados pelos dois métodos (Tabela 4), exceto uma amostra da praia de Maria Farinha (PE), sem MPs detectados. As praias foram caracterizadas com sedimento de tamanho médio a fino e todas tinham proximidade com centro urbanos, esses fatores podem justificar os resultados da presença de MPs. Podemos supor que o aspecto do grão teve influência na ocorrência de MPs nas praias, visto que a maioria das praias onde esses fragmentos foram quantificados apresentaram aspecto do grão de areia média, com exceção de uma amostra da praia do Atalaia (Pa).

Outros fatores podem explicar presença ou ausência de MPs nas praias. Esses fatores podem ser: nível de exposição da praia, época do ano e proximidade com centros urbanos. Alto nível poluição por MPs pode ocorrer em uma praia mais exposta do que em

uma protegida. Altas temperaturas da superfície da praia no verão aceleram a taxa de degradação plástica (Andrady, 2015) e resultam em uma maior proporção de fragmentos de MPs (Cheung et al., 2016), embora a presença de ventos e ondas mais fortes no outono e inverno também podem influenciar o acúmulo (Debrot et al., 1999, 2013; Browne et al., 2010).

É importante lembrar que o presente estudo teve amostragens únicas com a finalidade de desenvolvimento de um método e para produzir estimativas mais realistas e representativas da abundância de MPs em praias deve-se considerar todos os fatores abióticos citados anteriormente.

Posição geográfica, época do ano, tipo de celular (resolução) são condições que não foram incluídas como variáveis externas neste estudo, pois o mesmo buscou desenvolver uma técnica que pudesse ser colocada em prática em diferentes locais e períodos. No entanto, é importante ressaltar que essas variáveis devem ser consideradas em estudos futuros a fim de promover melhor conhecimento sobre a influência delas na captura de imagens e percepção da contaminação por MPs.

Entende-se também que é necessário o uso e desenvolvimento de tecnologias da informação e comunicação para divulgação da contaminação por MPs, uma vez que os padrões de ocorrência, a partir do desenvolvimento desta metodologia, já seriam conhecidos a partir da influência de variáveis específicas como tipo de grão. Além disso, o uso de smartphones ajuda a expandir e divulgar o método visto que esta ferramenta é uma das tecnologias mais comuns disponíveis junto a população, podendo este ser um grande aliado no combate à poluição marinha por MPs e possibilitar ainda a participação da sociedade na geração de dados científicos.

A classificação no presente estudo teve uma estrutura baseada em 1 nível como saída, com parâmetro escala de segmentação igual a 35. A segmentação de nível 1 foi aplicada para criar distinção entre os objetos. Esse único nível foi o suficiente para definir o nível de saída, sem condições de hierarquia de objetos.

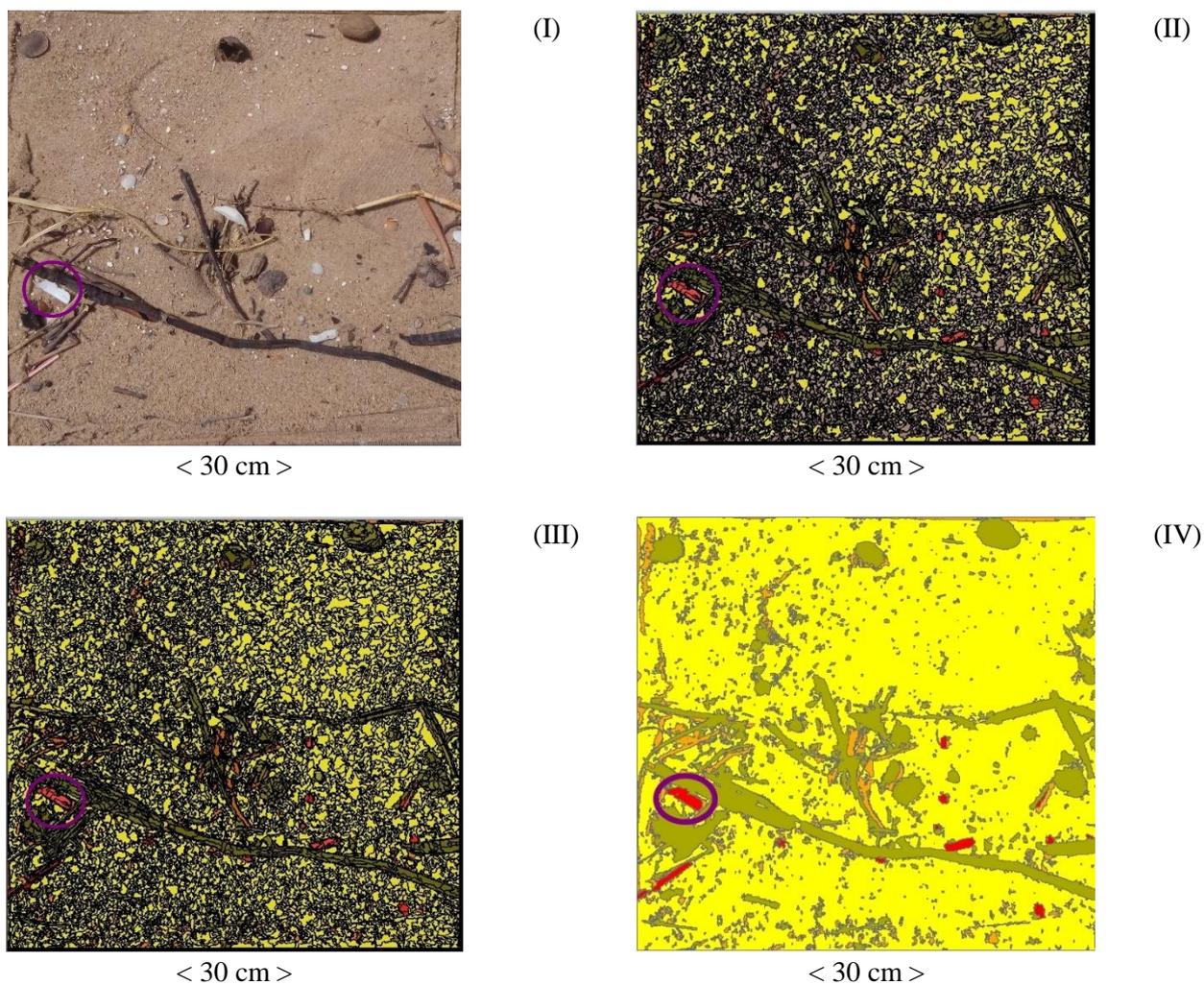
Os grupos de classe definidos para a metodologia proposta foram areia, sombra, detrito natural e plástico. Para a classificação objetos da mesma natureza foram agrupados dentro das classes. Para a classe detrito natural as subclasses: algas, conchas e galhos. Para plástico as subclasses foram fragmentos, bituca de cigarro e macrolástico (tampas de garrafas, palitos de pirulito, cotonetes, etc.).

Após a conclusão da identificação das classes separadamente, em arquivo *shapefile* a imagem foi dissolvida em software de sistema de informação geográfica

(ArcGgis) em forma de vetor e colorida por categoria de classes resultando na tabela de atributos espaciais com a soma dos polígonos das áreas de cada classe.

Os resultados da classificação para o quadrante de estudo são apresentados na figura 4.

Figura 4 – Etapas do processo de segmentação e classificação de uma área amostrada.



(I) Foto registrada em campo com smartphone. Área de amostragem representada pelo quadrante (900 cm<sup>2</sup>). Fotos (II), (III) e (IV) representam o processo de tratamento. (II) Segmentação e classificação manual com as classes diferenciada por cor: amarelo (areia), sombra da areia (laranja), detrito natural (verde musgo), plástico (vermelho). (III) Imagem resultante da classificação automática do software. (IV) Imagem final classificadas pós tratamento. Todas as imagens são representadas pela mesma área do quadrante. Os tamanhos diferenciados das fotos são resultantes dos diferentes tipos de arquivos de saída dos softwares de análise. A área circulada em roxo representa um fragmento plástico branco em todas as imagens.

Fonte: A Autora. 2019.

Para cálculo das áreas classificadas foi utilizada a média da área de todas as amostras separadas pelas alturas. As detecções das classes distintas foram mais representativas nas imagens referentes à altura “a” quando comparadas com a altura “b” (Figura 3), dessa forma a análise do processo de classificação das 48 amostras resultou

na definição da melhor altura para interpretação das imagens. Uma altura de  $\cong 50$  cm (joelhos) fornece melhor resolução nas fotos para verificação da presença de plásticos. A detecção de fragmentos plásticos nas imagens capturadas na linha do quadril mostrou maior dificuldade durante o tratamento, pois ao aproximar (zoom  $\cong 200\%$ ) a imagem, a mesma perde resolução e os objetos ficam indefinidos com aspecto de mancha, dificultando a diferenciação dos objetos.

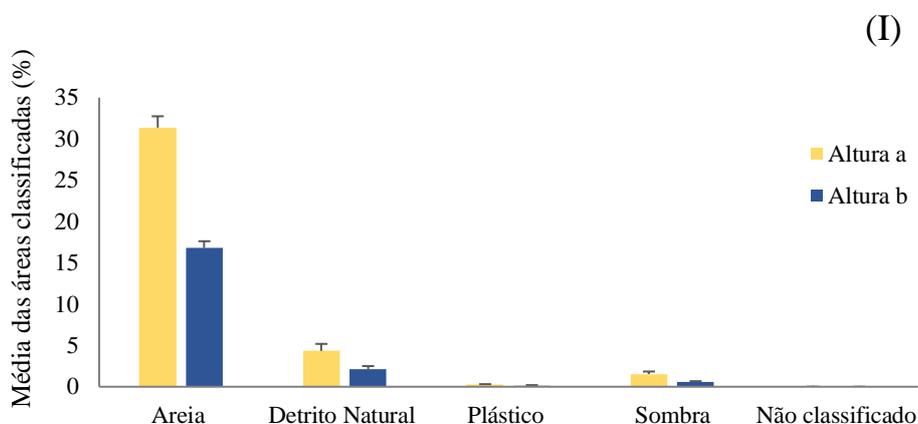
As 95 imagens classificadas e analisadas resultaram em uma média de classificação para a altura "a" com os seguintes valores de detecção: 31 % para classe de areia, 1,5% para sombra, 4,33% detrito natural e 0,23% para plástico (Figura 5 - I).

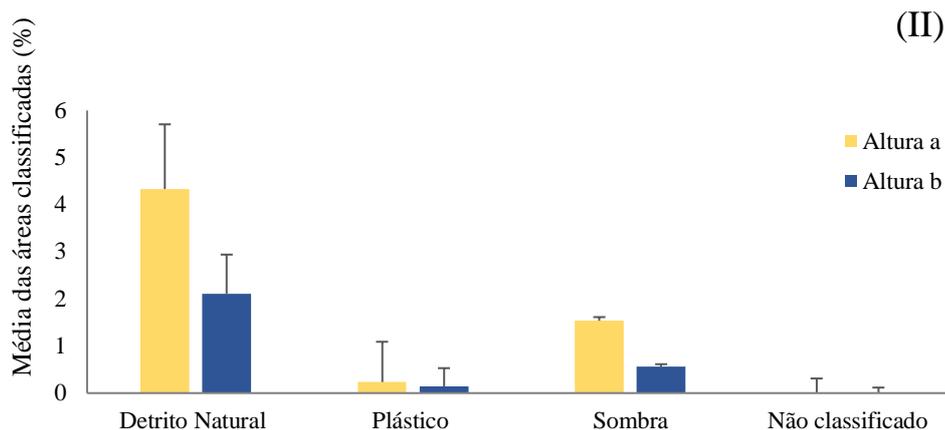
Enquanto que para a altura "b" as classes tiveram uma perda de detecção de 14,5 %, 0,97%, 2,22% e 0,09% para areia, sombra, detrito natural e plástico respectivamente.

Sem o fundo (areia) as imagens mostram maior detecção na altura "a" para a classe de detrito natural, sombra e plástico respectivamente (Figura 5 – II). Áreas não classificadas ocorreram em 61 imagens, em maioria (34) nas imagens referentes à altura "a", e representaram menos de 1% (0,005%) nas áreas classificadas. Das 12 fotos das amostras de Malta, apenas uma imagem mostrou uma pequena área não classificada assim como nas amostras do Brasil, referentes à altura "a" para uma amostra da praia de Comino Island.

A partir desses resultados, que demonstraram que as imagens da altura "a" possuem melhor classificação (Figura 5), os dados seguintes referentes à quantificação de detritos plásticos foram analisados com base apenas nas fotos dessa altura.

Figura 5 - Média das áreas classificadas nas amostras.





(I) Média das áreas classificadas nas 48 amostras referentes à duas alturas. (II) Média das áreas classificadas nas 48 amostras na altura “a” sem o fundo das imagens representado por areia.

Fonte: A Autora. 2019.

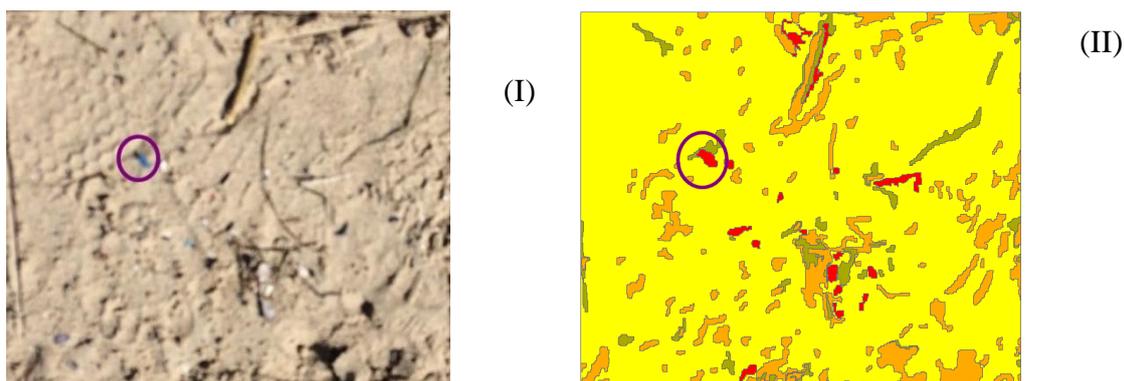
O nível de classes determinado até o presente momento do desenvolvimento inicial da técnica foi o suficiente para verificação da presença de plásticos na área do sedimento determinado. Embora, durante o processo de classificação foi observado que subclasses poderão ser incluídas em processos posteriores de otimização da metodologia. Por exemplo, bitucas de cigarro foram incluídas na classe de plásticos, visto que estas são compostas por fibras de acetato de celulose, um tipo de plástico (Bonamoni et al, 2015; ASH, 2018), posteriormente podem compor a subclasse de bitucas, e ainda a classe de detritos naturais, poderá ser dividida nas subclasses de algas, concha e vegetação terrestre.

Quanto ao nível de segmentação das imagens, o nível definido (35) foi suficiente para detecção de itens plásticos de tamanho macro (> 5mm) e fragmentos de MPs (1 a 5 mm), como isopor ou detritos coloridos que mostravam um certo contraste com a cor da areia (ex. fragmento azul, verde, vermelho, rosa).

A ocorrência de áreas não classificadas pode ser explicada por falhas na classificação manual inicial, não gerando uma amostra modelo satisfatória da área a ser classificada pelo reconhecimento automático do software ou ainda, pode ter ocorrido uma ausência de aproximação com as áreas vizinhas semelhantes não classificando a área em questão.

As análises das fotos indicaram que é possível fazer diferenciação de classes de objetos mesmo em fotos sem nitidez resultante de pouca luz natural, onde o contorno dos objetos não é tão claros (Figura 6) e que estas não dependem das variáveis descritas anteriormente como hora, granulometria e cor da areia.

Figura 6 – Exemplo classificação de uma imagem sem nitidez de Comino Island.



(I) Imagem de uma amostra de Comino Island representada por um quadrante (900cm<sup>2</sup>). (II) Imagem do quadrante (900 cm<sup>2</sup>) tratada com microplásticos classificados com áreas em vermelho, detritos naturais em verde, áreas de sombra em laranja e areia em amarelo. Área circulada representa um fragmento plástico nas duas imagens.

Fonte: A Autora. 2019.

No processo de correlação entre os métodos direto e indireto determinou-se a área total e o número de itens plásticos determinados por cada um. A soma da área dos MPs avaliados em lupa foi correlacionada com a soma das áreas classificadas como MPs nas imagens.

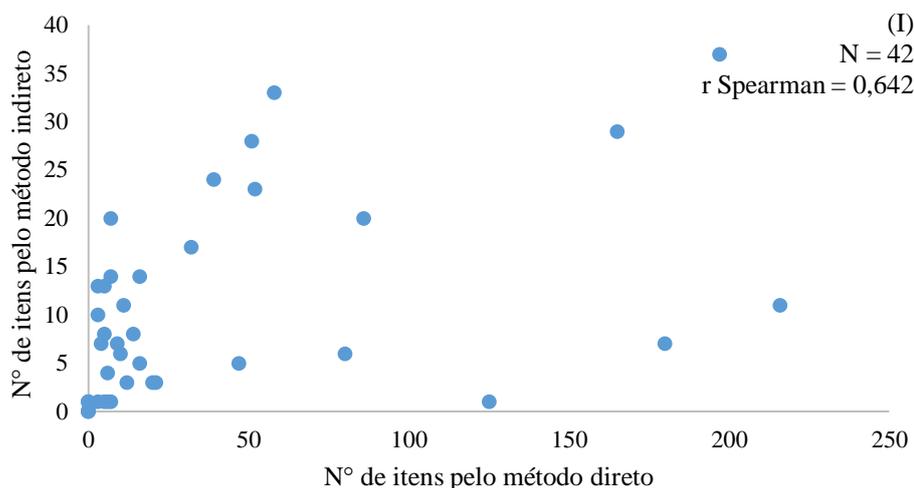
A correlação de Spearman entre as áreas dos plásticos verificados pelo método direto e pelo método indireto é de 0,431 para as amostras do Brasil e 0,942 para as amostras de Malta, o que indica que existe uma relação positiva fraca entre as variáveis das amostras do Brasil e uma relação positiva forte entre as áreas dos itens de Malta. Nestes resultados, os valores de p para estas correlações foram ambos menores do que o nível de significância de 0,05, o que indica que os coeficientes de correlação foram significativos. Para número de itens verificados nos dois métodos (direto e indireto) obteve-se uma correlação estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) com o coeficiente de Spearman igual à 0,642 para as amostras coletas no Brasil e uma correlação não significativa ( $p > 0,05$ ) e positiva com coeficiente de Spearman igual à 0,600 para as amostragens realizadas em Mata.

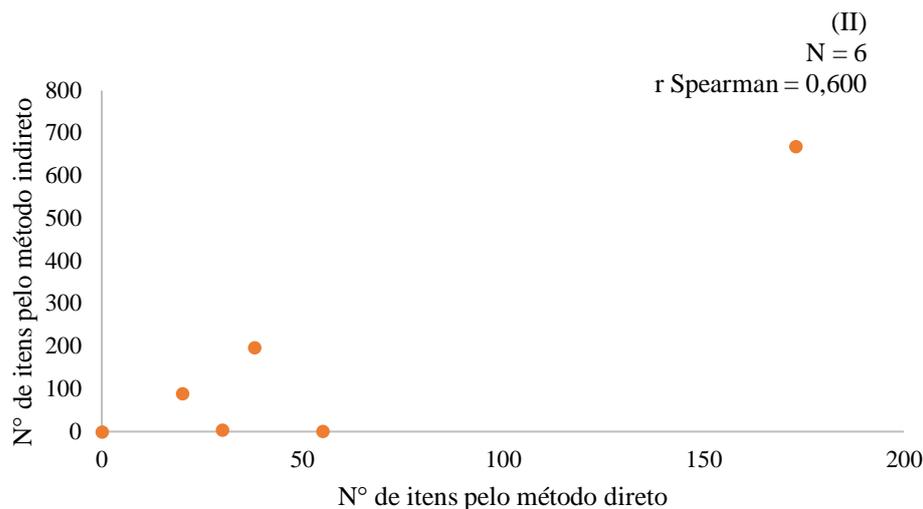
As relações entre as variáveis sendo positivas, indicam que, pode haver um aumento proporcional conforme uma variável aumenta em relação à outra. Ainda sobre a relação entre as variáveis e os métodos de detecção é importante ressaltar que as alterações em uma variável não são causadas pela outra variável com base apenas na correlação. Neste estudo, foi considerado que a detecção dos itens pelo método indireto (imagens) depende de distintas variáveis como altura de captura da foto, nível de

luminosidade, cor da areia, contraste de cor dos detritos plásticos, que devem ser controlados em experimentos futuros permitindo determinar a causa da relação.

Um dos outputs possíveis do programa eCognition é a medição da área dos microplásticos, que quando relacionada com a área verificada no método direto (lupa) não mostrou resultados relevantes, visto que o interesse do presente estudo foi quantificar itens presentes nas amostras. Dessa forma, foram expostos abaixo os resultados gráficos para a correlação entre os itens (Figura 7), já que ao longo do estudo definiu-se que esta relação é mais significativa em termos quantitativos para um monitoramento ambiental e avaliação de riscos ecológicos, que definem a presença de MPs no ambiente por quantificação de itens.

Figura 7 - Correlação entre o número de itens observados pelo método direto (lupa) com o número de itens identificados como plástico no método indireto (imagem).





(I) Amostras coletadas em praias do Brasil e (II) amostras coletas em Malta.

Fonte: A Autora. 2019.

#### 4.5 Conclusão

Fragmentos secundários constituíram a maior fração dos MPs encontrados nas praias. Esses itens estavam em maior abundância na cor transparente, branca e azul, este último em diferentes graus de coloração, resultado dos efeitos ambientais e de uma possível adição de compostos químicos na produção.

Objetos plásticos, tanto micro quanto macroplásticos são mais facilmente detectados em imagens registradas em uma altura de aproximadamente 50 cm. Imagens fotografadas em uma altura superior a esta podem perder resolução, em termos de pixels, dificultando a definição em termos de forma, durante o processo de classificação de objetos.

Durante a classificação dos itens no software de detecção remota notou-se a necessidade da criação de subclasses e hierarquias para os objetos determinados nas classes definidas em um único nível de segmentação. Fibras, definidas como MPs secundários, não são detectadas nas imagens porque o a segmentação e classificação registra apenas objetos com uma área representativa e não filamentos em escala de milímetros como fibras.

Amostragens feitas antes de 12h, em qualquer horário durante a manhã, resultam em fotos sem sombras com boa iluminação favorecendo uma melhor identificação do que é detrito antrópico e detrito natural.

A cor do sedimento mostrou influência sobre a detecção, sedimentos mais claros podem dificultar a identificação de fragmentos plásticos que não apresentem cores que contrastem com a areia como MPs transparentes e brancos. Já fragmentos de cor azul, verde e vermelho são visualmente possíveis de classificar com mais precisão como detrito plástico. Fragmentos plásticos brancos e transparentes podem ser responsáveis por uma subestimação ou superestimação da contaminação por MPs. Um pouco mais da metade do número de amostras (59%) foram superestimadas em relação ao número de plásticos quantificados pelo método indireto.

A avaliação indireta, por imagem, do aspecto tamanho do grão não mostrou influência na abundância de fragmentos plásticos, embora todas as amostras tivessem registro de poluição por plásticos. Assim, recomenda-se para estudos futuros, realizar a determinação da granulometria por métodos mais precisos e diretos.

Variáveis externas como tipo de celular e resolução da câmera devem ser consideradas em estudos futuros, visto que estas podem ter influência no processo de análise das imagens.

Há uma relação significativa estatisticamente para a correlação entre os itens quantificados no método direto e no indireto para as amostras coletas no Brasil, pode-se considerar a hipótese de que os itens verificados no método indireto poderiam ser representados por um número mínimo dos itens verificados no método direto. Enquanto que para as 6 amostras da ilha de Malta a correlação não foi significativa embora tenha sido positiva. Na análise dos resultados de Malta deve-se considerar que um número maior de amostras pode gerar dados mais significativos estatisticamente apesar de que estes já tenham mostrado que é possível uma relação positiva entre os métodos,

Para o presente objetivo de testar o método, o software eCognition mostrou resultados positivos para o objetivo propostos. Mesmo com dados de quantificação superestimados a metodologia proposta indica que pode ser usada para verificação da presença MPs através de imagens. Ressalta-se ainda a necessidade de otimização da técnica a partir do aprimoramento das especificações e regras no processo de segmentação e classificação para avaliação de MPs em termos numéricos com mais precisão.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O capítulo 3 possibilitou identificar as lacunas e vantagens existentes em estudos de detecção de lixo marinho por sistemas de imagem. Em parais, o uso de sistemas de câmeras, webcam e drone são potenciais ferramentas de monitoramento e identificação. Em áreas costeiras sistemas de imagens aéreas e fotografias são eficientes apenas para macrolixo, visto que estes capturam e identificam apenas itens de tamanho maior do que centímetros e essa observação pode ser afetada pelo tempo e pelas condições marinhas. A partir da revisão bibliográfica pode-se concluir que microplásticos, representado por itens em escala de milímetros, não são incluídos nesses estudos por terem suas quantidades subestimadas. O capítulo 4 é o resultado da identificação dessa lacuna em estudos de monitoramento em praias e do desenvolvimento de uma proposta que incluísse fragmentos plásticos menores nas pesquisas sobre lixo marinho em ambientes de praias.

Estudos de detritos marinhos com voluntários são descritos na literatura com resultados positivos, ressaltando a necessidade de se fazer um controle de qualidade desses dados para determinar possíveis erros de coleta e a acurácia dos dados coletados. Para garantir esse controle, no presente estudo o protocolo de amostragem foi aplicado em um estudo de caso (Ilha de Malta) mostrando que a técnica pode ser aplicada por outras pessoas que não estejam relacionadas com o desenvolvimento do estudo de forma direta.

“Clean Swell”, “Marine Debris Tracker” e “Creek Watch” são aplicativos que utilizam o princípio da ciência cidadã (*citizen science*) que consiste em estudos científicos feitos com ajuda de voluntários (cidadãos cientistas) onde esses voluntários/usuários podem recolher e/ou identificar o lixo marinho (fragmentos plásticos e material poluente em geral), classificar o material no aplicativo e enviar fotos que são direcionadas para uma base de dados. Essa base de dados ajuda pesquisadores na identificação de tendência do lixo, e contribui para o desenvolvimento de políticas de monitoramento e solução para o lixo marinho, não só em praias, mas também em canais e bacias hidrográficas. Nesse aplicativos informações científicas são registradas por meio digital com captura de fotos, mostrando que o método proposto aqui pode ter grandes resultados seguindo os princípios do aplicativos e uso de smartphones.

Esse tipo de estudo pode suprir os desafios do estudo de lixo marinho por reunir voluntários, diminuindo os custos de pesquisas científicas. Projetos de ciência cidadão podem ser executados por voluntários sem distinção de idade, sexo ou nível educacional,

envolvendo desde crianças a organizações sem fins lucrativos ou pesquisadores profissionais, que podem participar desde o desenvolvimento de protocolos, coleta de dados e processamento destes.

Para o objetivo do presente estudo, a técnica proposta se mostrou eficiente na detecção remota, que pode auxiliar no estudo detalhado de poluição por plásticos em praias ao mesmo tempo que divulga a temática alertando para a preocupação ambiental. Além disso, o método poderá auxiliar uma definição prévia do local de amostragem e período de coleta se uma imagem for analisada antes da amostragem, além de determinar as áreas prioritárias para estudo diminuindo os custos, o tempo de amostragem e a necessidade de mão de obra com experiência, visto que o processo de captura de imagem para estudo poderá ser feito por qualquer pessoa que tenha interesse em colaborar de forma pública na geração de dados científicos utilizando o princípio da ciência cidadã.

Com desenvolvimento do método proposto de detecção indireta de plásticos foi possível verificar as condições para melhor registro de imagens e especificações sobre seu tratamento. Microplásticos de cor branca e transparente são mais difíceis de detecção precisa, especialmente em sedimentos de cores brancas. Estes detritos são mais facilmente detectados e identificados como MPs quando são fragmentos coloridos, apresentando contraste com o sedimento.

No processo de classificação e identificação dos objetos nas imagens MPs de tamanho superior a 5 mm são mais representativos em termos de áreas de detecção, ou seja, esses detritos plásticos maiores são classificados com mais precisão do que MPs menores que 5mm, que são passíveis de erros durante a detecção visual e detecção manual que dá base para a classificação automática.

Os resultados do presente estudo indicam que, nessa fase inicial, de desenvolvimento, o método proposto pode subestimar ou superestimar uma avaliação quantitativa dos MPs se estes tiverem coloração branca ou transparente. Cerca de 59% das amostras foram superestimadas em relação ao número de plásticos detectados no método, porém é importante ressaltar que objetivo principal do estudo foi testar a técnica inédita para verificar a detecção de MPs por imagem.

O estudo propõe a continuidade das análises das imagens com tendências de aprimoramento da técnica para o futuro como estudo e desenvolvimento de método de avaliação de precisão da classificação das imagens, além de um refinamento do protocolo com aumento do número amostral para calibração e aprimoramento das regras para análise das imagens capturadas por smartphone. Estes aprimoramentos poderão ajudar

numa determinação mais exata da quantidade de MPs subestimadas na fase atual do método. Em estudos posteriores recomenda-se fazer análise direta da granulometria com precisão para avaliação da influência do tamanho dos grãos sobre a deposição dos plásticos.

A partir disso conclui-se que a ocorrência de MPs e seu monitoramento, com rapidez, em grandes áreas, pode ser otimizado através da metodologia de ciência cidadã, onde as pessoas fora do meio acadêmico poderão enviar fotos de áreas supostamente contaminada por plásticos que serão interpretadas em laboratório chegando a conclusão de ausência/presença de plástico e necessidade ou não de amostragem na praia.

O uso de imagens geradas por smartphones no método proposto resultou na geração de dados satisfatórios a partir do objetivo da necessidade de outras ferramentas rápidas, baratas e eficientes para monitoramento de fragmentos plásticos frente ao aumento da produção anual de material plástico, à regulação e mecanismos de prevenção que não são completamente eficientes para controlar a entrada no ambiente, criando assim condições que aceleram a gravidade do problema.

## REFERÊNCIAS

- Alessi, E., Di Carlo, G. **Out of the plastic trap: saving the Mediterranean from plastic pollution.** WWF Mediterranean Marine Initiative. 2018. Disponível em: <https://wwf.fi/mediabank/11094.pdf> Acesso em: 04 dez. 2018.
- Andrady, A.L. Microplastics in the marine environment. **Mar. Pollut. Bull.** 62, 1596-1605. 2011. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Andrady A. L. Persistence of Plastic Litter in the Oceans. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds) **Marine Anthropogenic Litter.** Springer, Cham. 2015. doi:10.1007/978-3-319-16510-3
- Angiolillo, M., Di Lorenzo, B., Farcomeni, A., Bo, M., Bavestrello, G., Santangelo, G., Cau, A., Mastascusa, V., Cau, A., Sacco, F., Canese, S. Distribution and assessment of marine debris in the deep Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean Sea, Italy). **Mar. Pollut. Bull.** 92, 1-2. 2015. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.12.044
- Arthur, C., H. Bamford, J. Baker. **The Occurrence, Effects and Fate of Small Plastic Debris in the Oceans.** 1-16. 2008. Disponível em: <https://www.researchgate.net/>
- ASH - Action on Smoking and Health. **What's in a cigarette?** 2018. Disponível em: <http://ash.org.uk/information-and-resources/fact-sheets/whats-in-a-cigarette/>
- Avcı, D. U., Göral, B., Akkartal, A. and Sunar, F. Flood monitoring using multi-temporal radarsat-1 images. In: PROCEEDINGS OF THE REMOTE SENSING AND PHOTOGRAMMETRY SOCIETY (RSPSOC). **Annual Conference**, 2006, Newcastle, UK. Proceedings, 12-14.
- Axiak, V., Bezzina, M., Lomax, C., Deidun, A., Edwards, K. First Full Investigation of Levels of Microplastics on Sandy Beaches in Malta. In: PROCEEDINGS OF THE THIRTEEN INTERNATIONAL MEDCOAST CONGRESS ON COASTAL AND MARINE SCIENCES, ENGINEERING, MANAGEMENT AND CONSERVATION. **MEDCOAST 2017.** Malta. E özhan (Editor).
- Backhurst, M., Cole, R. Subtidal benthic marine litter at Kawau Island, north-eastern New Zealand. **J. Environ. Manage.** 60, 227–237. 2000. doi:10.1006/jema.2000.0381
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1985–1998. 2009. doi:10.1098/rstb.2008.0205
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. Marine anthropogenic litter. **Mar. Anthropog. Litter.** 1–447. 2015.
- Bergmann, M., Klages, M. Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. **Mar. Pollut. Bull.** 64, 2734–2741. 2012. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.09.018
- Besley, A., Vijver, M.G., Behrens, P., Bosker, T. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. **Mar. Pollut. Bull.**

114, 77–83. 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.08.055

Bonanomi G, Incerti G, Cesarano G, Gaglione SA, Lanzotti V. Cigarette butt decomposition and associated chemical changes assessed by <sup>13</sup>C CPMAS NMR. **PLoS One**. 10(1): e0117393. Published 2015 Jan 27. doi:10.1371/journal.pone.0117393

Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R.C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environ. Sci. Technol.** 44, 3404–3409. 2010.

Browne, M.A., Chapman, M.G., Thompson, R.C., Amaral-Zettler, L.A., Jambeck, J., Mallos, N.J. Spatial and temporal patterns of stranded intertidal marine debris: is there a picture of global change? **Environ. Sci. Technol.** 49, 7082–7094. 2015. doi:10.1021/es5060572

Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P. Marine litter in the Nordic Seas: Distribution composition and abundance. **Mar. Pollut. Bull.** 125, 260–270. 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.08.048

Cánovas-Molina, A., Montefalcone, M., Bavestrello, G., Cau, A., Bianchi, C.N., Morri, C., Canese, S., Bo, M. A new ecological index for the status of mesophotic megabenthic assemblages in the mediterranean based on ROV photography and video footage. **Cont. Shelf Res.** 121, 13–20. 2016. doi:10.1016/j.csr.2016.01.008

Cau, A., Alvito, A., Moccia, D., Canese, S., Pusceddu, A., Rita, C., Angiolillo, M., Follesa, M.C. Submarine canyons along the upper Sardinian slope (Central Western Mediterranean) as repositories for derelict fishing gears. **Mar. Pollut. Bull.** 123, 357–364. 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.09.010

Cheung, P. K., Cheung, L. T. O., Fok, L. Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in the estuary of a subtropical macro-scale drainage basin in South China. **Science of The Total Environment**, 562, 658–665. 2016. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.048

Cicin-Sain, B.; Knecht, R.W.; Jang, D.; Fisk, G.W. **Integrated coastal and ocean management: concepts and practices**. US: Island Press, 1998. 543p. ISBN: 9781559636049.

Cincinelli, A., Martellini, T., Guerranti, C., Scopetani, C., Chelazzi, D., Giarrizzo, T. A potpourri of microplastics in the sea surface and water column of the Mediterranean Sea. **TrAC Trends Anal. Chem.** 110, 321–326. 2019. doi:10.1016/j.trac.2018.10.026

Claessens, M., Meester, S. De, Landuyt, L. Van, Clerck, K. De, Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Mar. Pollut. Bull.** 62, 2199–2204. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.06.030

Cole, M. OPEN A novel method for preparing microplastic fibers. **Nat. Publ. Gr.** 1–7. 2016. doi:10.1038/srep34519

Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M. Plastics and beaches: A degrading relationship. **Mar. Pollut. Bull.** 58, 80–84. 2009. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.08.022

Cordova, M.R., Wahyudi, A.J. MICROPLASTIC IN THE DEEP-SEA SEDIMENT OF

- SOUTHWESTERN SUMATRAN WATERS. **Mar. Res. Indones.** 41, 27. 2016.  
doi:10.14203/mri.v41i1.99
- Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, A., Tourinho, P.S. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. **Environ. Monit. and Assess.** 168, 299–304. 2009. doi:10.1007/s10661-009-1113-4.
- Costa, M.F., Ivar Do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, Ângela, Tourinho, P.S. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. **Environ. Monit. Assess.** 168, 299–304. 2010. doi: 10.1007/s10661-009-1113-4
- Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J.I., Ubeda, B., Gálvez, J.Á., Irigoien, X., Duarte, C.M. Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. **PLoS ONE** 10(4): e0121762. 2015. <https://doi:10.1371/journal.pone.0121762>
- Debrot, A.O., Tiel, A.B., Bradshaw, J.E. Beach debris in Curaçao. **Mar. Pollut. Bull.** 38, 795–801. 1999. [https://doi:10.1016/S0025-326X\(99\)00043-0](https://doi:10.1016/S0025-326X(99)00043-0)
- Debrot, A.O., Rijn, J.V., Bron, P.S., León, R.D. A baseline assessment of beach debris and tar contamination in Bonaire, Southeastern Caribbean. **Mar. Pollut. Bull.** 71, 325–329. 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.027>.
- Debrot, A.O., Vinke, E., van der Wende, G., Hylkema, A., Reed, J.K. Deepwater marine litter densities and composition from submersible video-transects around the ABC-islands, Dutch Caribbean. **Mar. Pollut. Bull.** 88, 361–365. 2014.  
doi:10.1016/j.marpolbul.2014.08.016
- Defeo, O., Mclachlan, A., Schoeman, D., Schlacher, T., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., Scapini, F. Threats to sandy beach ecosystems: A review. **Estuar. Coast Shelf.** 81, 1–1. 2008. doi: 10.1016/j.ecss.2008.09.022
- Definiens eCognition, **Definiens eCognition Developer 8 Reference Book.** Definiens AG, München, Germany. 2009.
- Deidun, A., Gauci, A., Lagorio, S., Galgani, F. Optimising beached litter monitoring protocols through aerial imagery. **Mar. Pollut. Bull.** 131, 212–217. 2018.  
doi:10.1016/j.marpolbul.2018.04.033
- Dekiff, J.H., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, E. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. **Environ. Pollut.** 186, 248–256. 2014.  
doi:10.1016/j.envpol.2013.11.019
- EC/JRC. Guidance on monitoring of marine litter in European Seas. **MSFD Technical Support Group on Marine Litter.** Joint Research Centre Scientific and Policy Report, European Commission. 2013.
- Fabri, M. C., Pedel, L., Beuck, L., Galgani, F., Hebbeln, D., Freiwald, A. Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French mediterranean submarine canyons: Spatial distribution and anthropogenic impacts. **Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.** 104, 184–207. 2014. doi:10.1016/j.dsr2.2013.06.016

- Galgani, F., Hanke, G., Maes, T. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. **Springer Verlag**, Berlin, pp. 29–56. 2015. doi:10.1007/978-3-319-16510-3
- Ge, Z., Shi, H., Mei, X., Dai, Z., Li, D. Semi-automatic recognition of marine debris on beaches. **Sci. Rep.** 6, 25759. 2016. doi:10.1038/srep25759
- GESAMP - Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment**. Reports Stud. GESAMP 90, 96. 2015.
- Gonçalves, S. C., Marques, J. C. Assessment and management of environmental quality conditions in marine sandy beaches for its sustainable use — Virtues of the population-based approach. **Ecological Indicators**, 74, 140–146. 2017. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.11.024
- Gregory, M.R. The hazards of persistent marine pollution: drift plastics and conservation islands. **J. R. Soc. New Zeal.** 21, 83–100. 1992. doi:10.1080/03036758.1991.10431398
- Gregory, M. R. Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. Series B, Biological Sciences, 364(1526), 2013–2025. 2009. doi: 10.1098/rstb.2008.0265
- Guneroglu, A. Marine litter transportation and composition in the Coastal Southern Black Sea Region. **Sci. Res. Essays** 5, 296–303. 2010. ISSN 1992-2248. Disponível em: <https://academicjournals.org/SRE>
- Gündoğdu, S., Çevik, C. Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. **Mar. Pollut. Bull.** 118, 341–347. 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.002
- Heo, N.W., Hong, S.H., Han, G.M., Hong, S., Lee, J., Song, Y.K., Jang, M., Shim, W.J. Distribution of small plastic debris in cross-section and high strandline on Heungnam beach, South Korea. **Ocean Sci. J.** 48, 225–233. 2013. doi:10.1007/s12601-013-0019-9
- Hengstmann, E., Gräwe, D., Tamminga, M., Fischer, E.K. Marine litter abundance and distribution on beaches on the Isle of Rügen considering the influence of exposition, morphology and recreational activities. **Mar. Pollut. Bull.** 115, 297–306. 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.12.026
- Hess, N.A., Ribic, C.A., Vining, I. Benthic Marine Debris, with an Emphasis on Fishery-Related Items, Surrounding Kodiak Island, Alaska, 1994–1996. **Mar. Pollut. Bull.** 38, 885–890. 1999. doi:10.1016/S0025-326X(99)00087
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. **Environ. Sci. Technol.** 46 (6), pp 3060–3075. 2012. doi: 10.1021/es2031505
- Hidalgo-Ruz, V., Honorato-Zimmer, D., Gatta-Rosemary, M., Nuñez, P., Hinojosa, I.A., Thiel, M. Spatio-temporal variation of anthropogenic marine debris on Chilean

beaches. **Mar. Pollut. Bull.** 126, 516–524. 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.11.014

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade:** caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. 2ª edição. 212 p. 2007. ISBN 8577380386.

Ioakeimidis, C., Papatheodorou, G., Fermeli, G., Streftaris, N., Papathanassiou, E. Use of ROV for assessing marine litter on the seafloor of Saronikos Gulf (Greece): a way to fill data gaps and deliver environmental education. **Springer Plus** 4, 463. 2015. doi:10.1186/s40064-015-1248-4

Ivar do Sul, J.A., Spengler, A., Costa, M.F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial western Atlantic). **Mar. Pollut. Bull.** 58, 1236–1238. 2009. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.004

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environ. Pollut.** 185, 352–364. 2014. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.036

Ivar do Sul JA, Costa M, Fillmann G. Occurrence and characteristics of microplastics on insular beaches in the Western Tropical Atlantic Ocean. **PeerJ Preprints.** 2017. doi:10.7287/peerj.preprints.2901v1

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Sci. Rep.** 347, 768 -771. 2015. doi: 10.1126/science.1260352

Kako, S., Isobe, A., Kataoka, T., Hinata, H. A decadal prediction of the quantity of plastic marine debris littered on beaches of the East Asian marginal seas. **Mar. Pollut. Bull.** 81, 174–184. 2014. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.01.057

Kako, S., Isobe, A., Magome, S. Low altitude remote-sensing method to monitor marine and beach litter of various colors using a balloon equipped with a digital camera. **Mar. Pollut. Bull.** 64, 1156–1162. 2012. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.03.024

Kako, S., Isobe, A., Magome, S. Sequential monitoring of beach litter using webcams. **Mar. Pollut. Bull.** 60, 775–779. 2010. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.03.009

Kang, W.-S., Kang, S.-G., Lee, M., Lee, S., Kang, C.-G., Lee, J.-H. Marine Litter in the Ports of the Republic of Korea. In: THE FIFTEENTH INTERNATIONAL OFFSHORE AND POLAR ENGINEERING CONFERENCE. **International Society of Offshore and Polar Engineers.** 2005.

Karlsson, T.M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B.C., Gipperth, L., Hassellöv, M. The unaccountability case of plastic pellet pollution. **Mar. Pollut. Bull.** 129, 52–60. 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.041

Kataoka, T., Hinata, H., Kako, S. A new technique for detecting colored macro plastic debris on beaches using webcam images and CIELUV. **Mar. Pollut. Bull.** 64, 1829–1836. 2012. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.06.006

- Katsanevakis, S., Katsarou, A. Influences on the distribution of marine debris on the seafloor of shallow coastal areas in Greece (Eastern Mediterranean). **Water. Air. Soil Pollut.** 159, 325–337. 2004. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.035
- Koutsodendris, A., Papatheodorou, G., Kougiourouki, O., Georgiadis, M. Benthic marine litter in four Gulfs in Greece, Eastern Mediterranean; abundance, composition and source identification. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** 77, 501–512. 2008. doi:10.1016/j.ecss.2007.10.011
- Lastras, G., Canals, M., Ballesteros, E., Gili, J.-M., Sanchez-Vidal, A. Cold-Water Corals and Anthropogenic Impacts in La Fonera Submarine Canyon Head, Northwestern Mediterranean Sea. **PLoS One** 11, e0155729. 2016. doi:10.1371/journal.pone.0155729
- Law, K.L., Thompson, R.C. Microplastics in the seas. **Sci. Rep.** 345, 144–145. 2014. doi: 10.1126/science.1254065
- Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwarz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent, R., Brambini, R., Reisser, J. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Sci. Rep.** 8, 4666. 2018. doi:10.1038/s41598-018-22939-w
- Lebreton, L.C.-M., Greer, S.D., Borrero, J.C. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. **Mar. Pollut. Bull.** 64, 653–661. 2012. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.10.027
- Liebezeit, G., Dubaish, F. Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** 89, 213–217. 2012. doi:10.1007/s00128-012-0642-7
- Mace, T.H. At-sea detection of marine debris: Overview of technologies, processes, issues, and options. **Mar. Pollut. Bull.** 65, 23–27. 2012. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.08.042
- Macías-Zamora, J.V. Chapter 19 - Ocean Pollution, in: Letcher, T.M., Vallero, D.A.B.T.-W. (Eds.). **Academic Press**, Boston, pp. 265–279. 2011. doi:10.1016/B978-0-12-381475-3.10019-1
- Martins, J., Sobral, P. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size? **Mar. Pollut. Bull.** 62, 2649–2653. 2011. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.028
- Mathalon, A., Hill, P. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. **Mar. Pollut. Bull.** 81, 69–79. 2014. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.02.018
- Melli, V., Angiolillo, M., Ronchi, F., Canese, S., Giovanardi, O., Querin, S., Fortibuoni, T. The first assessment of marine debris in a Site of Community Importance in the north-western Adriatic Sea (Mediterranean Sea). **Mar. Pollut. Bull.** 114, 821–830. 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.11.012
- Melville, M.D., Atkinson, G. Soil color: its measurement and its designation in models

of uniform color space. **Journal of Soil Science**, Ottawa. 36, 495-512. 1985.

MERI. **Guide to Microplastic Identification**. 2015. Disponível em: [http://www.ccb.se/documents/Postkod2017/Mtg050317/Guide%20to%20Microplastic%20Identification\\_MERI.pdf](http://www.ccb.se/documents/Postkod2017/Mtg050317/Guide%20to%20Microplastic%20Identification_MERI.pdf) Acessado em: 05 jul de 2018.

MMA/SBF/GBA - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas/Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. 148 p. ISBN: 978-85-7738-142-5. 2010.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade Brasileira - **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. 404 p. 2002.

Moncheva, S., Stefanova, K., Krastev, A., Apostolov, A., Bat, L., Sezgin, M., Sahin, F., Timofte, F. Marine Litter Quantification in the Black Sea: A Pilot Assessment. *Turkish J. Fish. Aquat. Sci.* 16, 213–218. 2016. doi:10.4194/1303-2712-v16\_1\_22

Mordecai, G., Tyler, P.A., Masson, D.G., Huvenne, V.A.I. Litter in submarine canyons off the west coast of Portugal. **Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.** 58, 2489–2496. 2011. doi:10.1016/j.dsr2.2011.08.009

Moreira, F.T., Prantoni, A.L., Martini, B., Abreu, M.A., Stoiev, S.B., Turra, A. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological considerations for estimating the input of microplastics. **Mar. Pollut. Bull.** 102, 114-121. 2015. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.11.051

Munsell Soil Color Company. **Munsell soil color charts**. Munsell color, Macbeth Division of Kollmorgen Corporation, Baltimore, Maryland, USA. Revised 1975. 1950.

Murray, C.C., Maximenko, N., Lippiatt, S. The influx of marine debris from the Great Japan Tsunami of 2011 to North American shorelines. **Mar. Pollut. Bull.** 132, 26–32. 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.004

Myint, S.W., Gober, P., Brazel, A., Grossman-Clarke, S., Weng, Q. Per-pixel vs. object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. **Remote Sens. Environ.** 115, 1145–1161. 2011. doi:10.1016/j.rse.2010.12.017

Nakashima, E., Isobe, A., Magome, S., Kako, S., Deki, N. Using aerial photography and in situ measurements to estimate the quantity of macro-litter on beaches. **Mar. Pollut. Bull.** 62, 762–769. 2011. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.01.006

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. **National Ocean Service**. U.S. Department of Commerce. 2018. Disponível em: <https://marinedebris.noaa.gov/pre-production-plastic-pellets>

Oigman-Pszczol, S.S., Creed, J.C. Quantification and classification of marine litter on beaches along Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. **J. Coast. Res.** 421–428. 2007. doi:10.2112/1551-5036(2007)23[421:QACOML]2.0.CO;2

Oliveira, F., Monteiro, P., Bentes, L., Henriques, N.S., Aguilar, R., Gonçalves, J.M.S. Marine litter in the upper São Vicente submarine canyon (SW Portugal): Abundance, distribution, composition and fauna interactions. **Mar. Pollut. Bull.** 97, 401–407. 2015. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.05.060

Pham, C.K., Gomes-Pereira, J.N., Isidro, E.J., Santos, R.S., Morato, T. Abundance of litter on Condor seamount (Azores, Portugal, Northeast Atlantic). **Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.** 98, 204–208. 2013. doi:10.1016/j.dsr2.2013.01.011

Pham, C.K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C.H.S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Company, J.B., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K.L., Huvenne, V.A.I., Isidro, E., Jones, D.O.B., Lastras, G., Morato, T., Gomes-Pereira, J.N., Purser, A., Stewart, H., Tojeira, I., Tubau, X., Van Rooij, D., Tyler, P.A. Marine Litter Distribution and Density in European Seas, from the Shelves to Deep Basins. **PLoS One** 9, e95839. 2014. doi:10.1371/journal.pone.0095839

Pichel, W.G., Veenstra, T.S., Churnside, J.H., Arabini, E., Friedman, K.S., Foley, D.G., Brainard, R.E., Kiefer, D., Ogle, S., Clemente-Colón, P., Li, X. GhostNet marine debris survey in the Gulf of Alaska – Satellite guidance and aircraft observations. **Mar. Pollut. Bull.** 65, 28–41. 2012. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.10.009

PlasticsEurope. **Plastics - The Facts 2010**. Plastics – the Facts. 2010. Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications>. Acesso em: 06 fev 2018.

PlasticsEurope. **Plastics - The Facts 2013: An analysis of European latest plastics production, demand and waste data**. Outubro 2013, 1–40. 2013. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.01.015 Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications>. Acesso em: 06 fev 2018.

PlasticsEurope. **Plastics - the facts 2014/2015: An analysis of European plastics production, demand and waste data**. Plastics Europe, 1–34. 2015. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.01.015 Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications>. Acesso em: 06 fev 2018.

Pruter, A.T. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. **Mar. Pollut. Bull.** 18, 305–310. 1987. doi:10.1016/S0025-326X(87)80016-4

Quattrini, A.M., Nizinski, M.S., Chaytor, J.D., Demopoulos, A.W.J., Roark, E.B., France, S.C., Moore, J.A., Heyl, T., Auster, P.J., Kinlan, B., Ruppel, C., Elliott, K.P., Kennedy, B.R.C., Lobecker, E., Skarke, A., Shank, T.M. Exploration of the Canyon-Incised Continental Margin of the Northeastern United States Reveals Dynamic Habitats and Diverse Communities. **PLoS One**. 10, e0139904. 2015. doi:10.1371/journal.pone.0139904

Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.-C., Werorilangi, S., Teh, S.J. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. **Sci. Rep.** 5, 14340. 2015.

Rodríguez, Y., Pham, C.K. Marine litter on the seafloor of the Faial-Pico Passage, Azores Archipelago. **Mar. Pollut. Bull.** 116, 448–453. 2017.

doi:10.1016/j.marpolbul.2017.01.018

Samarasekera, K. Microbiology of Seawater and Sand in a Selected Bathing Site of Sri Lanka – A Study Towards Microbial Quality Assessment. *Front. Environ. Microbiol.* 3, 9. 2017. doi.org:10.11648/j.fem.20170301.12

Schlining, K., von Thun, S., Kuhn, L., Schlining, B., Lundsten, L., Jacobsen Stout, N., Chaney, L., Connor, J. Debris in the deep: Using a 22-year video annotation database to survey marine litter in Monterey Canyon, central California, USA. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 79, 96–105. 2013. doi:10.1016/j.dsr.2013.05.006

Shim, W.J., Hong, H., Eo, S. Identification methods in microplastic analysis. *Analytical Methods.* 1384–1391. 2017. doi:10.1039/c6ay02558g

Simeone, S., De Muro, S., De Falco, G. Seagrass berm deposition on a Mediterranean embayed beach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 135, 171–181. 2013. doi:10.1016/j.ecss.2013.10.007

Spengler, A., Costa, M.F. Methods applied in studies of benthic marine debris. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 226–230. 2008. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.09.040

Soil Survey Division Staff. Soil survey manual. **Soil Conservation Service. U.S.** Department of Agriculture Handbook 18. 2008.

Sylvia Earle, 2014. **Mission Blue.** Fisher Stevens, Robert Nixon. Napa, CA. 2002. Documentary. (94 min.). Disponível em: <https://mission-blue.org/the-film/>

Tekman, M.B., Krumpfen, T., Bergmann, M. Marine litter on deep Arctic seafloor continues to increase and spreads to the North at the HAUSGARTEN observatory. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 120, 88–99. 2017. doi:10.1016/j.dsr.2016.12.011

Tubau, X., Canals, M., Lastras, G., Rayo, X., Rivera, J., Amblas, D. Marine litter on the floor of deep submarine canyons of the Northwestern Mediterranean Sea: The role of hydrodynamic processes. *Prog. Oceanogr.* 134, 379–403. 2015. doi:10.1016/j.pocean.2015.03.013

Turner, A., Holmes, L. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (Central Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* 62, 377–381. 2011. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.09.027

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

UNEP and GRID-Arendal. Marine Litter Vital Graphics. **United Nations Environment Programme and GRID-Arendal.** Nairobi and Arendal. 2016. Disponível em: <https://www.unep.org, www.grida.no>

van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environ. Pollut.* 182, 495–499. 2013. doi:10.1016/j.envpol.2013.08.013

- van den Beld, I.M.J., Guillaumont, B., Menot, L., Bayle, C., Arnaud-Haond, S., Bourillet,  
J.-F. Marine litter in submarine canyons of the Bay of Biscay. **Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.** 145, 142–152. 2017. doi:10.1016/j.dsr2.2016.04.013
- Veenstra, T.S., Churnside, J.H. Airborne sensors for detecting large marine debris at sea. **Mar. Pollut. Bull.** 65, 63–68. 2012. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.11.018
- Veerasingham, S., Mugilarasan, M., Venkatachalapathy, R., Vethamony, P. Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. **Mar. Pollut. Bull.** 109, 196–204. 2016. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.05.082
- Vieira, R.P., Raposo, I.P., Sobral, P., Gonçalves, J.M.S., Bell, K.L.C., Cunha, M.R. Lost fishing gear and litter at Gorrige Bank (NE Atlantic). **J. Sea Res.** 100, 91–98. 2015. doi:10.1016/j.seares.2014.10.005
- Watters, D.L., Yoklavich, M.M., Love, M.S., Schroeder, D.M. Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. **Mar. Pollut. Bull.** 60, 131–138. 2010. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.08.019
- Williams, A.T., Simmons, S.L. Estuarine litter at the river/beach interface in the Bristol Channel, United Kingdom. **J. Coast. Res.** 1159–1165. 1997.
- WWF – World Wide Fund For Nature. **Out of the plastic trap: saving the Mediterranean from plastic pollution**, Barney Jef. ed. Rome, Italy. 2018.
- Yu, X., Peng, J., Wang, J., Wang, K., Bao, S. Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. **Environ. Pollut.** 214, 722–730. 2016. doi:10.1016/j.envpol.2016.04.080
- Zettler, E.R., Takada, H., Monteleone, B., Mallos, N., Eriksen, M., Amaral-Zettler, L.A. Incorporating citizen science to study plastics in the environment. **Anal. Methods.** 9, 1392–1403. 2017. doi:10.1039/c6ay02716d