

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE
DE ECOSISTEMAS**

**MICROPLÁSTICOS NA REGIÃO ESTUARINA DA BAÍA DE TODOS
OS SANTOS, BAHIA, BRASIL**

LAIANA DOS SANTOS TRINDADE

**CRUZ DAS ALMAS – BAHIA
ABRIL – 2021**

MICROPLÁSTICOS NA REGIÃO ESTUARINA DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA, BRASIL

LAIANA DOS SANTOS TRINDADE

Engenheira Florestal

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2021

Dissertação submetida ao Colegiado do Curso do Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em solos e Qualidade de Ecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Thomas Vincent Gloaguen

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Alessandra Cristina Silva Valentim

CRUZ DAS ALMAS – BAHIA

ABRIL – 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

T833m Trindade, Laiana dos Santos.

Microplásticos na Região Estuarina da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil / Laiana dos Santos Trindade. Cruz das Almas, Bahia, 2021.

72f.; il.

Orientador: Thomas Vincent Gloaguen. Coorientadora: Alessandra Cristina Silva Valentim.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas.

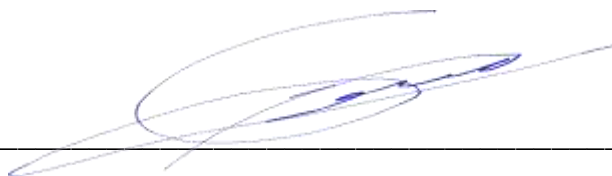
CDD:628.1

Ficha elaborada pela Biblioteca Central de Cruz das Almas - UFRB.
Responsável pela Elaboração - Antonio Marcos Sarmiento das Chagas
(Bibliotecário - CRB5 / 1615).

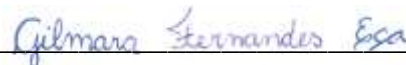
(Os dados para catalogação foram enviados pela usuária via formulário eletrônico).

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOLOS E QUALIDADE
DE ECOSISTEMAS**

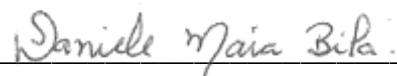
**COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE
LAIANA DOS SANTOS TRINDADE**



Prof. Dr. Thomas Vincent Gloaguen
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB
(Orientador)



Prof. Drª. Gilmara Fernandes Eça
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB



Prof. Drª. Daniele Maia Bila
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Dissertação homologada pelo Colegiado do Curso de Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas em _____, conferindo o Grau de Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas em _____.

Aos meus pais Rosemarie e Edilson, que apesar de todas as dificuldades que enfrentaram na vida sempre fizeram o possível para que eu chegasse até aqui.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, pela graça da vida, pela saúde e, por diariamente me dar forças para continuar.

À minha família, especialmente meus pais Edilson Trindade e Rosemarie Trindade, pelo carinho, incentivo e apoio incondicional e, por entenderem os meus momentos de ausência.

À minha tia Joselita e meu tio Jaldemir pelo apoio e carinho incondicional.

Ao meu namorado Lucas Passos, pelo apoio, paciência, carinho, compreensão e felicidade.

Aos meus sogros Maria e Ricardo e cunhada Thaís Passos, pelo apoio e carinho em toda minha trajetória.

Ao meu orientador, Dr. Thomas Gloaguen, pela orientação, amizade, confiança e paciência. Muito obrigada!

À minha coorientadora Dr^a. Alessandra Valentim pela dedicação e orientação durante toda a pesquisa.

Aos professores doutores Oldair Del'Arco Vinhas Costa, Everton Poelking, Marcela Rebouças e Jorge Gonzaga, pela confiança, incentivo e ensinamentos.

A todos os professores do programa de mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas, que foram essenciais para minha formação.

Ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo financiamento do projeto.

A FAPESB – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia pela concessão da bolsa de estudo.

Às minhas amigas Avete, Karolina, Jamile, Juliana, Luise, Luana Passos, Taline, Thais Benevides e Raíssa, pelo carinho, apoio, conversas e desabafos. Aos meus amigos Aleandro e Eldimar, por toda força e apoio.

Obrigada a todos!

“Consagre ao Senhor tudo o que você faz, e os planos serão bem sucedidos”.

Provérbios 16:3

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	14
3. MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1 Área de estudo	15
3.2 Pontos de amostragem	16
3.3 Coletas e análises de microplásticos.....	21
3.3.1 Coletas de amostras	21
3.3.2 Extração microplástica	21
3.3.3 Quantificação e identificação dos microplásticos	23
3.4 Morfometria das bacias	23
3.4.1 Procedimentos metodológicos	23
3.5 Índice de qualidade da água (IQA)	26
3.5.1 Dados secundários	26
3.5.2 Coletas e análises das amostras.....	27
3.5.3 Cálculo do IQA.....	28
3.6 Análises dos dados	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
4.1 Caracterização dos principais rios que deságuam na BTS.....	31
4.1.1 Morfometria das principais bacias que deságuam na BTS.....	31
4.1.2 IQA para os principais rios que deságuam na BTS	34
4.2 Microplásticos na BTS.....	39
4.2.1 Microplásticos na água	39
4.2.2 Matriz de correlação linear de Pearson	48
5. CONCLUSÃO	50
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

MICROPLÁSTICOS NA REGIÃO ESTUARINA DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA, BRASIL

RESUMO

A contaminação por microplásticos representa uma ameaça global para os ecossistemas e organismos aquáticos, até mesmo os seres humanos. Este estudo objetivou-se investigar a abundância e as características dos microplásticos presentes nos estuários dos Rios Paraguaçu, Jaguaripe, Subaé e São Paulo, que deságuam na Baía de Todos os Santos (BTS). As bacias foram caracterizadas (morfometria) e avaliado o índice de qualidade da água (IQA) a partir dos atributos físicos, químicos e biológicos dos rios, em dez locais de coletas situados próximos dos manguezais da BTS. Nesses locais, foram realizadas três coletas de água no período de seis meses para avaliação de microplásticos (MPs). Os MPs foram extraídos da água em laboratório por densidade e oxidação, identificados por microscopia, classificados de acordo com seu tipo, cor, tamanho, quantificados e mensurados. De acordo com os resultados da morfometria as bacias apresentaram baixa susceptibilidade a enchentes. O IQA variou de ruim a regular. Os MPs foram onipresentes em todas as amostras, com valores variando de 637 a 32784 MPs/m³ (média: 5176 MPs/m³), com diâmetro médio de 138 µm (94% dos MPs inferior a 300 µm). Concluímos que os rios são altamente contaminados com microplásticos, e que um estudo mais aprofundado é necessário, com objetivo de avaliar a sua transferência, toxicidade e permanência no ambiente aquático.

Palavras-chave: Rios; Índice de qualidade da água; Paraguaçu; estuários.

MICROPLASTICS IN THE ESTUARINE REGION OF THE BAÍA DE TODOS SANTOS, BAHIA, BRAZIL

ABSTRACT

Contamination by microplastics represents a global threat to aquatic ecosystems and organisms, even humans. This study aimed to investigate the abundance and characteristics of microplastics present in the Paraguaçu, Jaguaripe, Subaé and São Paulo rivers, in their estuaries in the Todos os Santos Bay (BTS). The watersheds were characterized (morphometry) and the water quality index (WQI) was evaluated from the physical, chemical and biological attributes of the rivers, in ten collection sites located near the mangroves of the BTS. At these sites, three water samples were collected over a period of six months to evaluate of microplastics (MPs). The MPs were extracted from the water in the laboratory by density, oxidation, identified by microscopy, classified according to their type, color and size, quantified and measured. According to the morphometry results the basins showed low susceptibility to flooding. The WQI ranged from very mean to poor. MPs were ubiquitous in all samples, with values ranging from 637 to 32784 MPs / m³ (average: 5176 MPs/m³), with an average diameter of 138 µm (94% of the MPs less than 300 µm). We conclude that rivers are highly contaminated with microplastics, and that further study is needed in order to assess their transfer, toxicity and permanence in the aquatic environment.

Key Words: Rivers; Water quality index; Paraguaçu; Estuaries.

1. INTRODUÇÃO

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos ou semissintéticos derivados de fontes de petróleo, são leves, baratos e degradam lentamente. A palavra plástico origina-se da palavra grega "*plastiko*", significa que o material é apto para moldagem, ou seja, no seu processo de fabricação ele é maleável o que permite que seja prensado, extrudado ou fundido em diversas formas (PLASTICSEUROPE, 2021). Eles são usados para fabricação de diversos produtos, tanto na indústria têxtil, de cosméticos, na área mecânica e elétrica ou na construção civil (PLASTICSEUROPE, 2017).

A partir da década de 1950 iniciou a produção de plástico em grandes proporções e desde então, milhões de toneladas são produzidos todos os anos no mundo (PLASTICSEUROPE, 2021). Atualmente os tipos que possuem maior taxa de produção são: o polipropileno (PP), polietileno de baixa densidade (LDPE), polietileno de alta densidade (HDPE), cloreto de polivinil (PVC), poliuretano, tereftalato de polietileno (PET) e poliestireno (PS) (IVAR DO SUL; COSTA, 2014).

Em 1964 foram produzidos mundialmente 15 milhões de toneladas de plásticos enquanto em 2018 a produção atingiu 360 milhões de toneladas, perfazendo um crescimento médio anual de 6,9% (ANDERSON; PARK; PALACE, 2016; PLASTICSEUROPE, 2019). Devido ao crescimento acelerado da sua aplicação e produção houve uma grande quantidade de resíduos plásticos liberados para os ecossistemas aquáticos e terrestres (BARNES *et al.*, 2009; RILLIG, 2012). Até o ano de 2016 foram gerados 6.300 milhões de toneladas de resíduos plásticos, sendo 12% incinerados, 9% reciclados e 79% foram dispostos em aterros sanitários ou liberados no ambiente (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Segundo a UNEP (2014), estima-se que de 10 a 20 milhões de toneladas chegam aos oceanos anualmente.

O Brasil é o quarto maior produtor de resíduos plásticos do mundo, com 11,3 milhões de toneladas, ficando atrás dos Estados Unidos, China e Índia (WWF, 2019). A onipresença do plástico ao redor do mundo tem aumentado significativamente o que atualmente é considerado como um problema global (ALLEN *et al.*, 2019), em que já atingiu as fossas marinhas (JAMIESON *et al.*, 2019) e o Ártico (LUSHER *et al.*, 2015).

Os resíduos plásticos são geralmente separados em duas classes: macrolásticos (fragmentos maiores que 5 mm) e microlásticos (fragmentos menores que 5 mm) (ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H., 2009). Alguns autores adotam

também outras classes como mega (100 mm), meso (0,5 – 5 mm) e nanoplásticos (fragmentos menores que 1 μm), a diferença do tamanho é em decorrência do tempo de permanência do fragmento no meio ambiente (BLAIR *et al.*, 2017; GESAMP, 2015).

Os microplásticos (MPs) são definidos com base na sua origem: a) microplásticos primários, são fabricados em tamanhos minúsculos como na forma de *pellets*, utilizados em diversas aplicações, a exemplo os produtos de cuidados pessoais; b) microplásticos secundários, são resultantes da degradação ou intemperismo dos macropelásticos, decorridos da radiação ultravioleta (UV), desintegração, degradação biológica e abrasão mecânica (COLE *et al.*, 2011; ROCHA-SANTOS; DUARTE, 2015), exemplos são as fibras dos tecidos sintéticos (HORTON *et al.*, 2017).

A presença dos MPs foi identificada em vários ecossistemas, como nas águas superficiais (LI; LU; CHEN, 2018; DRIS *et al.*, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2018), nos solos (GUO *et al.*, 2020; KUMAR *et al.*, 2020; LI; SONG; CAI, 2020; WANG *et al.*, 2020), nos sedimentos (HE *et al.*, 2021; MAO *et al.*, 2021; CORDOVA *et al.*, 2021; PATCHAIYAPPAN *et al.*, 2021; SATHISH; JEYASANTA; PATTERSON, 2019) e nos fundos dos oceanos (CHOY *et al.*, 2019). Além desses ecossistemas, os MPs também foram identificados nos intestinos de espécies marinhas (ZHANG *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2021; ZAKI *et al.*, 2021; YEO *et al.*, 2020), saís de cozinha (NITHIN *et al.*, 2021; FORARE; OKOFFO; OLASEHINDE, 2021) e corpo humano (RAGUSA *et al.*, 2021).

Os rios e os estuários funcionam como ambiente deposicional e transicional na dispersão dos MPs para os ecossistemas marinhos (BESSELING *et al.*, 2017; SIGHICELLI *et al.*, 2018). O processo de dispersão vai depender do estado físico do contaminante, da estabilidade e do fluxo do corpo d'água (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Esses MPs quando se fragmentam em partículas menores (nanoplásticos), causam maiores malefícios ao meio ambiente devido ao seu tamanho (LI *et al.*, 2018).

Os MPs conseqüentemente geram impactos em fito e zooplânctons (MAMMO *et al.*, 2020). Nos fitoplânctons, estudos evidenciaram que os MPs fixam e penetram na parede celular desses microorganismos, acarretando na diminuição da eficiência fotossintética e na absorção da clorofila (MAMMO *et al.*, 2020). Os zooplânctons possuem uma capacidade de ingerir esferas de MPs, e essas esferas ficam presas nos apêndices externos, prejudicando sua saúde (COLE *et al.*, 2013; LIN, 2016).

Os MPs têm a possibilidade de ser transportadores de produtos químicos sorvidos em sua superfície ou por aditivos adicionados em seu processo de fabricação, tais como, retardantes de chama, plastificantes, pigmentos e antioxidantes, que tem como objetivo de melhorar as propriedades físicas (resistência, dureza e cor) (LI; LIU; CHEN, 2018; ZANG *et al.*, 2018; EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015). Portanto, os microplásticos e os poluentes adsorvidos provocam efeitos tóxicos acumulados em organismos aquáticos (OLIVEIRA *et al.*, 2013; BATEL *et al.*, 2018).

Diversos estudos sobre ocorrência de microplásticos nos ambientes marinhos foram realizados em várias regiões do mundo, à exemplo no rio Pearl, na China (LIN *et al.*, 2018), no rio Braamfontein, na África (DAHMS; VAN RESBURG; GREENFIELD, 2020), rio Sena, na França (DRIS *et al.*, 2015) e no lago Winnipeg, no Canadá (ANDERSON *et al.*, 2017). No Brasil foram identificados MPs nas águas superficiais na Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro (OLIVATTO *et al.*, 2019), em Niterói, também no Rio de Janeiro (CASTRO, *et al.*, 2016), e na Costa do Nordeste (GARCIA *et al.*, 2020). Assim demonstrando que os estudos sobre MPs no Brasil ainda são pouco desenvolvidos. Para o estado da Bahia ainda não há estudos que evidencie a quantidade de MPs nas águas superficiais e a Baía de Todos os Santos é um local de grande importância para o estudo, devido que é a segunda maior baía brasileira e, além disso, apresenta alta densidade populacional, centros urbanos e atividades humanas em suas margens, abriga o maior complexo industrial do hemisfério sul, fazendo com que a biodiversidade, os serviços ecológicos e a qualidade ambiental sejam impactadas negativamente (OLIVEIRA, 2003; HATJE *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2017).

Diante da problemática apresentada e da carência de estudos no litoral baiano, faz-se necessário a realização de um estudo a fim de obter mais informações relacionadas a poluição microplásticas nas águas superficiais da Baía de Todos os Santos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Este estudo objetiva-se realizar um diagnóstico da presença de microplásticos nos estuários dos principais rios que deságuam na Baía de Todos os Santos.

2.2 Objetivos específicos

- ❖ Caracterizar a qualidade da água e as bacias dos principais rios que deságuam na BTS, a partir da morfometria e do Índice de Qualidade da Água, respectivamente;
- ❖ Determinar a abundância dos microplásticos presentes na região estuarina da Baía de Todos os Santos;
- ❖ Avaliar as características dos microplásticos: cor, forma e tamanho.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A Baía de Todos os Santos (Figura 1) está situada no leste da Bahia e centrada entre as coordenadas 12° 30' - 13° 15' S e 38° 30' - 39° 10' W, às margens da cidade de Salvador, capital da Bahia e a terceira maior cidade do Brasil (SOUZA *et al.*, 2017). É a segunda maior baía brasileira com uma área de aproximadamente 1.233 km², onde existem diferentes ecossistemas, como manguezais, recifes de corais, estuários e planícies de marés (SOUZA *et al.*, 2017; ALMEIDA *et al.*, 2018; CIRANO; LESSA, 2007). Mais de três milhões de pessoas vivem nas cidades costeiras no entorno da Baía de Todos os Santos. A BTS representa uma grande importância para o desenvolvimento da região, devido aos seus canais naturais de acesso e pelas suas características físicas (SOUZA *et al.*, 2017).

A geologia da BTS é resultante da separação entre a América do Sul e a África, abrangendo uma área delimitada pelas falhas geológicas de Salvador e Maragogipe, associadas ao “*rift*” que deu origem a Bacia do Recôncavo. O clima é o tropical úmido com temperatura média anual de 25,9 °C, precipitação de 2.100 mm e evaporação de 1.002 mm (CIRANO; LESSA, 2007).

Os principais afluentes da BTS são o rio Subaé, rio Jaguaripe e, em maior escala, rio Paraguaçu (Tabela 1). Desde a construção da barragem da Pedra do Cavalo em 1985, o rio Paraguaçu teve seu regime hidrológico controlado, apresentando uma vazão média estimada de 91 m³ s⁻¹ até 1986 e depois reduziu para 64 m³ s⁻¹. A vazão média mensal dos rios Jaguaripe e Subaé são de 28 m³ s⁻¹ e 9 m³ s⁻¹, respectivamente (CIRANO; LESSA, 2007).

Tabela 1 – Extensão dos principais afluentes da BTS.

Principal afluente	Comprimento total	Nome da bacia	Superfície da bacia
Subaé	50 km	Bacia do Rio Subaé	638 km ²
Jaguaripe	80 km	Bacia do Rio Jaguaripe	2.008 km ²
Paraguaçu	362 km	Bacia do Rio Paraguaçu	50.725 km ²

Fonte: A autora, 2021.

3.2 Pontos de amostragem

Foram selecionados dez locais de amostragem entre os principais rios que deságuam na BTS, e suas localizações são ilustradas na Figura 1 e no Quadro 1.

As localizações dos pontos amostrais (Figura 1) foram selecionadas a partir dos pontos determinados no projeto “Desenvolvimento do Índice de Qualidade das Florestas de manguezais na Baía de Todos os Santos (BTS), Bahia” – edital MCTIC/CNPq nº 21/2017, no qual esse estudo faz parte. Esse projeto tem por objetivo determinar o Índice de Qualidade das Florestas de Manguezais da BTS, e o presente estudo visa obter um diagnóstico dos poluentes emergentes (microplásticos) que chegam nesses manguezais.

Alguns critérios foram levados em consideração durante a escolha dos locais amostrais, dentre eles estão: os locais serem próximos aos manguezais e de preferência a montante e facilidade na logística, ou seja, locais de fácil acesso, com a possibilidade de realização das coletas em dois dias, para ter todas as amostras no mesmo contexto climático.

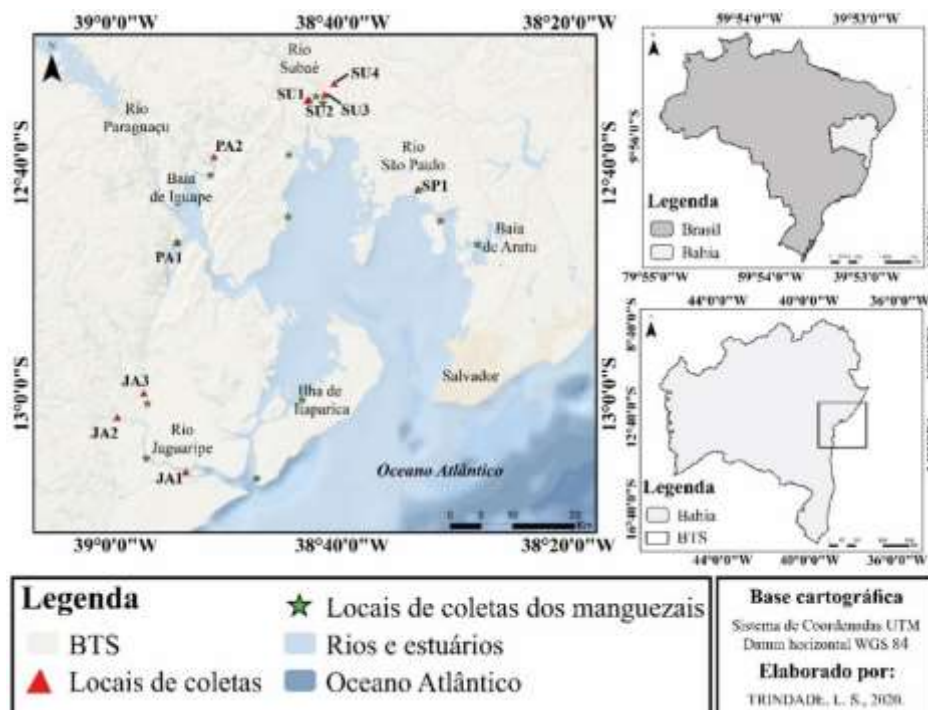














Figura 1 – Mapa de localização dos pontos de amostragem nos rios no entorno da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. (JA1 - Jaguaripe; JA2 e JA3 - Nazaré; PA1 - Maragogipe; PA2 - Santiago do Iguape (Cachoeira); SU1, SU2 e SU3 - Santo Amaro; SU4 – São Francisco do Conde; SP1 - Candeias).







Quadro 1 – Rede de amostragem dos principais rios que deságuam na BTS.

Código/ Coordenadas	Imagem do local	Imagem de satélite (Google Earth, 2021)
<p style="text-align: center;">JA1</p> <p style="text-align: center;">13° 6' 43,86" S</p> <p style="text-align: center;">38° 53' 48,28" O</p>		
<p style="text-align: center;">JA2</p> <p style="text-align: center;">13° 2' 1,08" S</p> <p style="text-align: center;">38° 59' 51,23" O</p>		
<p style="text-align: center;">JA3</p> <p style="text-align: center;">12° 59' 56,38" S</p> <p style="text-align: center;">38° 57' 30,31" O</p>		

Continuação do quadro 1 – Rede de amostragem dos principais rios que deságuam na BTS.

<p>PA1</p> <p>12° 46' 52,83" S</p> <p>38° 54' 31,60" O</p>		
<p>PA2</p> <p>12° 39' 28,99" S</p> <p>38° 51' 18,74" O</p>		
<p>SU1</p> <p>12° 34' 34,66" S</p> <p>38° 43' 05,55" O</p>		

Continuação do quadro 1 – Rede de amostragem dos principais rios que deságuam na BTS.

<p>SU2</p> <p>12° 34' 32,99" S</p> <p>38° 42' 56,70" O</p>		
<p>SU3</p> <p>12° 34' 06,83" S</p> <p>38° 41' 34,81" O</p>		
<p>SU4</p> <p>12° 34' 6,93" S</p> <p>38° 41' 34,74" O</p>		

Continuação do quadro 1 – Rede de amostragem dos principais rios que deságuam na BTS.

<p>SP1</p> <p>12° 33,6' 6,87" S</p> <p>38° 40' 44,08" O</p>		
--	--	---

3.3 Coletas e análises de microplásticos

3.3.1 Coletas de amostras

Foram realizadas três coletas amostrais de água para as análises de MPs entre os anos de 2019 e 2020, em datas e horários de acordo com a maré baixa do local. Em cada local de amostragem foram coletados 40 L de água superficial usando um galão de 20 L (processo repetido duas vezes totalizando 40 L). Antes da amostragem no campo, o recipiente plástico foi testado no laboratório utilizando água deionizada, com posterior filtração dessa água e visualização no microscópio, para garantir nenhuma interferência por microplásticos nas amostras subsequentes. A amostra de água obtida através do galão foi passada por uma peneira de aço inoxidável de 53 μm (Solotest) ainda em campo. Na metodologia de *National Oceanic and Atmospheric Administration* – NOAA (MASURA, 2015) eles preconizam o tamanho de diâmetro de 300 μm , porém, quanto menor o diâmetro, maior a quantidade de microplásticos encontrados, motivo no qual levou a escolha do tamanho de abertura de malhar utilizado nesse estudo. O resíduo da peneira foi lavado com água deionizada e transferido com auxílio de uma pisseta para um frasco de vidro de 500 mL. As amostras foram colocadas em uma caixa térmica com gelo e transportadas para o laboratório e preservadas na geladeira a 4 °C para análises subsequentes.

3.3.2 Extração microplástica

A extração de microplástico da água foi realizada com o método adaptado da *National Oceanic and Atmospheric Administration* – NOAA (MASURA, 2015). O processamento consistiu em uma sequência envolvendo separação por densidade com cloreto de zinco (ZnCl_2), oxidação com peróxido de oxigênio (H_2O_2) úmido, filtração a vácuo e secagem (Figura 2).

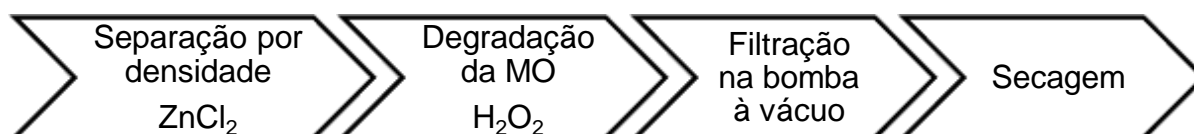


Figura 2 - Principais etapas realizadas para extração do microplástico.

As amostras foram primeiramente passadas por uma peneira de aço inoxidável (53 μm) com água deionizada, com o objetivo de recuperar os materiais coletados. Os resíduos retidos na peneira foram transferidos para um *becker*, e foram separadas por densidade com o ZnCl_2 (densidade 1,6 g cm^{-3}), agitando durante 5 min com um agitador magnético. Com a densidade de 1,6 g cm^{-3} , pôde-se extrair todos os tipos de microplásticos, exceto o PTFE (Tabela 2). Na metodologia de NOAA, eles utilizam uma solução de NaCl que tem densidade de 1,3 g cm^{-3} , o que impossibilita extrair PVC, PET e o PTFE. A separação por densidade permitiu que os microplásticos flutuassem enquanto o material mineral mais denso decantasse. O sobrenadante foi transferido cuidadosamente para uma peneira de 53 μm e lavado com água deionizada. Em seguida foram passados para uma placa de petri com um auxílio de uma pipeta graduada contendo 10 mL de H_2O_2 30% e foram tratadas durante 24 h à temperatura ambiente, a fim de eliminar o material orgânico presente nas amostras. Posteriormente as amostras foram filtradas através de uma membrana de fibra de vidro (Whatman Glass Microfiber Filters) com porosidade de 0,47 μm , usando uma bomba a vácuo. As membranas contendo as partículas foram cuidadosamente colocadas em uma placa de Petri e secas a temperatura ambiente.

Tabela 2 – Densidade dos tipos de plásticos.

Tipos de plásticos		Densidade
Sigla	Nomenclatura	(g cm^{-3})
LDPE	Polietileno de baixa densidade	0,92 – 0,94
HDPE	Polietileno de alta densidade	0,94 – 0,97
PP	Polipropileno	0,97 – 1,05
PS	Poliestireno	1,03 – 1,06
PA	Poliamida	1,12 – 1,14
PA 6,6	Náilon	1,13 – 1,15
PMMA	Polimetilmetacrilato	1,17 – 1,20
PC	Policarbonato	1,15 – 1,20
PU	Poliuretano	1,20 – 1,26
PET	Tereftalato de polietileno	1,30 – 1,40
PVC	Cloreto de polivinil	1,45 – 1,50
PTFE	Politetrafluoroetileno	2,10 – 2,20

Fonte: Omnexus, 2021.

3.3.3 Quantificação e identificação dos microplásticos

As partículas retidas nas membranas foram observadas visualmente sob um microscópio da Zeiss (Olympus Modelo BX51) com ampliação de 25 vezes. Foram demarcados 17 pontos em cada membrana (Figura 3) com um auxílio de uma caneta marcadora de 0,4 mm e foram registradas microfotografias de cada ponto, cobrindo uma área de 22% da membrana, ou seja, altamente significativo. Cada microfotografia possuía uma área de 22,88 mm², em relação a área total da membrana de 1734,94 mm². Os microplásticos identificados foram classificados de acordo com a sua cor e forma e foi quantificada e mensurada manualmente a área de cada partícula com o auxílio do *software* ImageJ 1.52a, combinado com a ferramenta *Analyze* (*Set Scale – Set Measurements – Tools – Roi Manager – Measure*) (Apêndice 1).

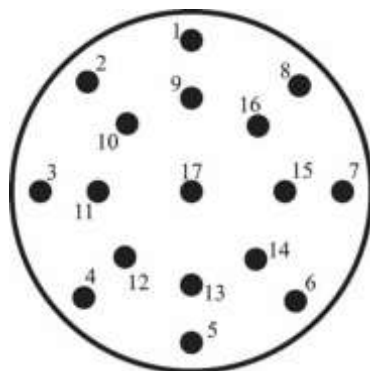


Figura 3 - Disposição dos pontos na membrana.

3.4 Morfometria das bacias

As amostras obtidas nas três campanhas de coletas foram realizadas nos estuários dos rios, e, portanto, representam toda a rede de drenagem das bacias dos rios. Nesse sentido, foi realizado um estudo das próprias bacias, com o objetivo da caracterização das principais bacias que deságuam na BTS.

3.4.1 Procedimentos metodológicos

Os procedimentos metodológicos para a realização da morfometria das bacias foram executados nas seguintes etapas: delimitação da bacia, obtenção dos dados

hídricos e topográficos (Modelo Digital de Elevação (MDE) e declividade) e posteriormente a análise morfométrica das principais bacias que deságuam na BTS.

❖ *Obtenção da delimitação, dados hídricos e topográficos das bacias*

Foram obtidos no site *United States Geological Survey* (USGS, 2020) dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) para a região de estudo, que são imagens de resolução espacial de 30 m, com informações originais disponíveis para a América do Sul, referente a banda c. Todos os processos foram desenvolvidos no *software* ArcGIS 10.2® (ESRI, 2014), combinado com as ferramentas (*tools*) *Spatial Analyst* e *Hydrology Modeling*. Para a delimitação das bacias e obtenção da rede de drenagem, o procedimento foi dividido em cinco etapas: preenchimento de depressões, direção de fluxo, fluxo acumulado, ordem de curso d'água (onde foi obtido a rede de drenagem da bacia) e delimitação das bacias.

O MDE, foi obtido a partir da ferramenta preenchimento de depressões, visto que os dados SRTM contém falhas denominadas de “*sinks*”, que são áreas rodeadas por elevações com valores de cotas superiores. Essas “*sinks*” são consideradas barreiras para o escoamento durante a aplicação dos modelos hidrológicos (ALVES SOBRINHO, *et al.*, 2010). A declividade foi gerada a partir dos dados do MDE combinado com as ferramentas *Spatial Analyst* → *Surface* → *Slope*, as classes foram separadas de acordo com os intervalos sugeridos por EMBRAPA (2006), descrito na Tabela 3.

Tabela 3 – Classes de declividade.

Declividade (%)	Classificação
0 – 3	Plano
3 – 8	Suave ondulado
8 – 20	Ondulado
20 – 45	Forte ondulado
45 – 75	Montanhoso
> 75	Escarpado

Fonte: EMBRAPA, 2006.

❖ *Análise morfométrica das bacias*

Após o processo de delimitação das bacias, foram gerados os dados da área e perímetro das bacias, comprimento do canal principal, comprimento de todos os canais e comprimento vetorial do canal principal, para aplicação dos parâmetros morfométricos. Os parâmetros utilizados neste estudo bem como suas descrições detalhadas, estão descritos no Quadro 2.

Quadro 2 – Descrição dos parâmetros utilizados neste estudo.

Parâmetros	Definição	Equação	Descrição
Características geométricas			
Coeficiente de compacidade (Kc)	Relaciona a forma da bacia com um círculo. Quanto mais circular maior a probabilidade de enchentes (CARDOSO <i>et al.</i> , 2006).	$Kc = 0,28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$	P = perímetro (km) A = área da bacia (km ²)
Índice de circularidade da bacia (Ic)	Relação entre a área da bacia com o perímetro da bacia (VILLELA; MATTOS, 1975).	$F = A/L^2$	A = área da bacia (km ²) L = comprimento da bacia (km)
Fator de forma (F)	Relação entre a área e o comprimento axial da bacia. Fator de forma baixo é menos propenso a enchentes (OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2007).	$Ic = 12,57 * \frac{A}{P^2}$	A = área da bacia (km ²) P = perímetro (km)
Características da rede de drenagem			
Densidade de drenagem (Dd)	Consiste na razão do comprimento total dos canais e a área da bacia (VILLELA; MATTOS, 1975).	$Dd = Lt/A$	Lt = comprimento total dos canais (km) A = área da bacia (km ²)
Densidade hidrográfica (Dh)	Relação entre o número total de canais fluviais e a área da bacia (ALVES; CASTRO, 2003).	$Dh = N/A$	N = número de rios ou canais A = área da bacia (km ²)
Características do relevo			
Índice de sinuosidade (Is)	Relaciona o comprimento do canal principal com o comprimento vetorial do canal principal (ALVES; CASTRO, 2003).	$Is = Lc/Lv$	Lc = comprimento do canal principal (km) Lv = comprimento vetorial do canal principal (km)

Amplitude altimétrica (Δa)	Varição entre a altitude máxima e altitude mínima (TEODORO <i>et al.</i> , 2007).	$\Delta a = a_{\text{máx}} - a_{\text{mín}}$	$a_{\text{máx}}$ = amplitude máxima $a_{\text{mín}}$ = amplitude mínima
--------------------------------------	---	--	--

3.5 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Além das análises dos microplásticos, considerados poluentes emergentes nos recursos hídricos, foram analisados os índices de qualidade da água (IQA), nos pontos amostrais, com o objetivo de caracterizar a qualidade da água nos locais de estudo, e verificar se existe uma correlação entre os parâmetros do IQA (pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, sólidos totais, turbidez e temperatura), o próprio IQA e os MPs na água.

3.5.1 Dados secundários

Uma série histórica de dados do IQA foi realizada, a partir de dados disponibilizados pelo Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), disponibilizado no site do SEIA (www.seia.ba.gov.br). Uma média, mínimo e máximo de três anos consecutivos (2017 a 2020) foram obtidas com base em quatro coletas anuais. Na Tabela 4 e Figura 4 estão descritos os pontos selecionados para essa série histórica. Os pontos amostrais do INEMA se diferenciam desse estudo devido a estes estarem localizados na área mais baixa da bacia. Pontos distantes dos selecionados para este estudo.

Tabela 4 – Descrição dos pontos amostrais do IQA do INEMA.

Cód.*	Afluente	Município	Distância (km)*
RCS-JGP-320	Rio Jaguaripe	Nazaré	7,08
PRG-PRG-800	Rio Paraguaçu	Cachoeira	17,15
RCN-PTN-100	Riacho da Pitinga	Santo Amaro	0,14
RCN-SUB-550	Rio Subaé	Santo Amaro	3,99
RCN-TRP-400	Rio Traripe	São Francisco do Conde	1,21
RCN-SPA-100	Rio São Paulo	Candeias	3,25

*Código de referência do ponto de coleta do INEMA.

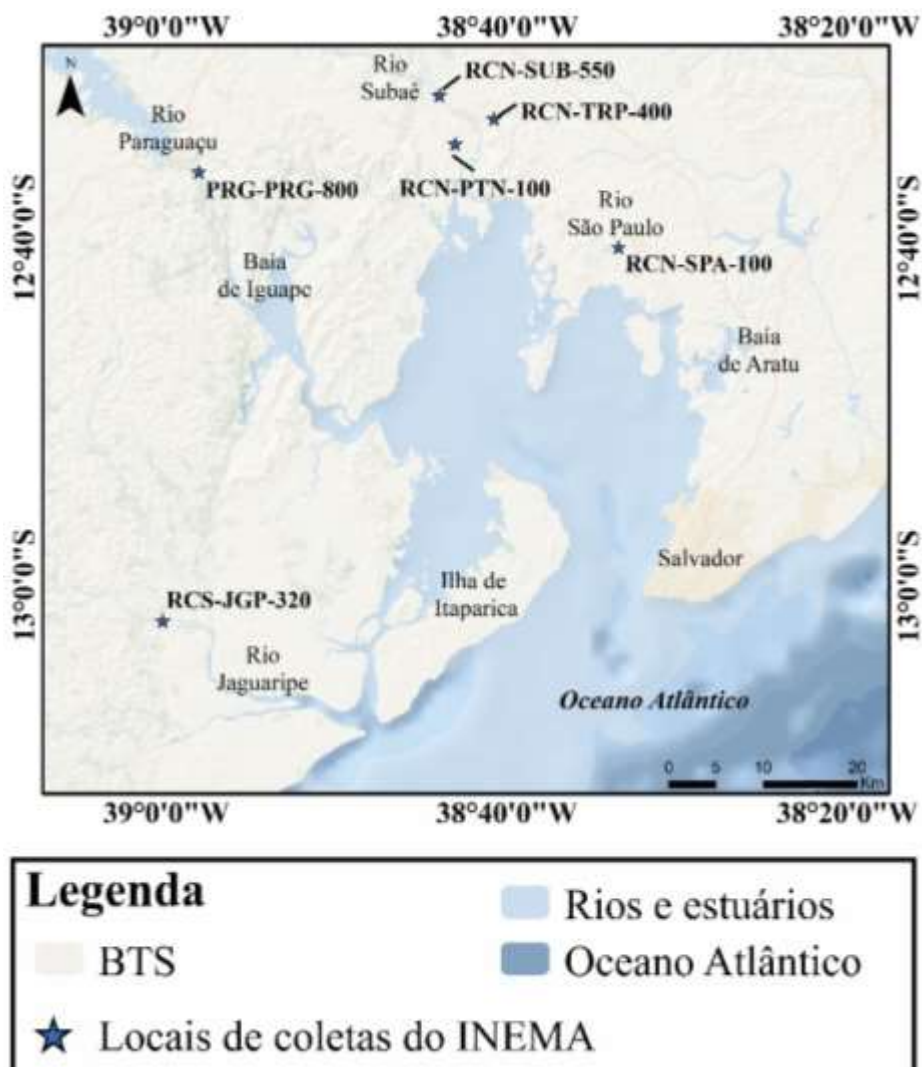


Figura 4 – Mapa de localização dos pontos amostrais do INEMA.

3.5.2 Coletas e análises das amostras

Foram realizadas três coletas de amostras de água conjuntamente com as coletas de microplástico entre 2019 a 2020, o dia e o horário da coleta foram de acordo com a maré baixa do local. Em cada ponto amostral, conforme disposto na Figura 1, foi analisado *in situ* a temperatura (T) com auxílio de um termômetro e o pH com um pH-metro (Hanna, medidor portátil pH/EC/TDS/Temperatura). Para os demais parâmetros (demanda biológica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio total (N_T), fósforo total (F_T), oxigênio dissolvido (OD) e turbidez (Turb)) foram coletados 1000 mL de água em cada ponto de amostragem em garrafas de polietileno. Antes da amostragem, os frascos foram descontaminados com solução de ácido nítrico (HNO₃) a 10% (v/v) e enxaguados com água deionizada. Além disso, esses recipientes foram lavados três

vezes com a própria água do rio antes da amostragem. Para o parâmetro coliformes termotolerantes (Coli) foram coletados 100 mL de água em cada ponto, com um saco estéril contendo uma pastilha de tiosulfato como conservante (Nasco). Para análise de sólidos totais dissolvidos (SDT) foram coletados 500 mL de água em uma garrafa de polietileno também previamente descontaminada.

As amostras foram armazenadas em caixa térmica com gelo, a 4 °C no escuro, e transportadas para o Laboratório de Qualidade da Água da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. As coletas, transporte, preservação e os procedimentos analíticos foram realizados de acordo com as normas da *American Public Health Association* (APHA *et al.*, 2005).

As amostras para análises dos nutrientes (fósforo e nitrogênio), foram acidificadas com ácido sulfúrico 10% (v/v) após a coleta e armazenadas em um refrigerador a 4 °C para análise subsequente. Para determinação do nitrogênio total foi utilizado o método Kjeldahl; o fósforo total pelo método do ácido ascórbico/espectrofotômetro; a demanda bioquímica de oxigênio foi determinada pelo método manométrico com incubação das amostras por cinco dias, a 20 °C; a turbidez foi medida em um turbidímetro de bancada (Alfakit); o oxigênio dissolvido foi obtido a partir de um medidor de oxigênio de bancada/portátil (Lutron); e os coliformes termotolerantes foram determinados a partir do Colipaper. Os sólidos totais foram obtidos a partir da soma dos sólidos em suspensão e os sólidos dissolvidos. Os sólidos em suspensão foram medidos pela filtração da amostra em filtro de fibra de vidro (0,45 µm), secagem e pesagem; e os sólidos dissolvidos foram calculados a partir da condutividade elétrica (SDT=0,64*condutividade elétrica).

3.5.3 Cálculo do IQA

Os valores dos parâmetros físico-químicos foram determinados e utilizados para calcular o IQA. Foi utilizada a equação 1, proposta pela CETESB (2006).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

equação 1

Onde:

IQA = Índice de Qualidade de Água;

n = número de variáveis que entram no cálculo de IQA;

q_i = Qualidade do parâmetro i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

w_i = Peso atribuído ao i -ésimo parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1, de forma que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

equação 2

sendo n o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Os pesos (w) dos parâmetros que constitui o IQA da CETESB estão fixados em função da sua importância para a padronização global da qualidade da água e estão descritos na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros do IQA e seus respectivos pesos de acordo com a CETESB (2006).

Parâmetros	Pesos
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08
Oxigênio dissolvido	0,17

Os valores de IQA são classificados em cinco categorias, como proposto pela CETESB (2006) e estão dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 – Categorias do IQA de acordo com a CETESB (2006).

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < \text{IQA} \leq 100$
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$

3.6 Análises dos dados

A abundância dos microplásticos em cada ponto de amostragem foi calculada a partir da divisão da quantidade de itens (partículas) pela amostra do volume de água (m^3).

Para a análise estatística foi realizada uma transformação de Johnson para a normalidade da distribuição dos dados, visto que, as transformações \log_{normal} e Box-Cox não apresentaram significância para a normalização. A transformação de Johnson seleciona de maneira ideal uma das três famílias (S_B (a distribuição da família Johnson com a variável delimitada), S_L (a distribuição da família Johnson com a variável \log_{normal}) S_U (a distribuição da família Johnson com a variável não delimitada)) de distribuição para transformar os dados para seguir distribuição normal. A normalidade de cada variável foi determinada por meio do teste de normalidade Shapiro-Wilk. A correlação entre as diferentes variáveis foi realizada através da correlação de Pearson. As diferenças estatísticas foram analisadas por análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey. O nível de significância para todas as análises foi estabelecido em $p < 0,05$. O Excel 2016 combinado com o complemento XLSTAT 2019 foram usados para avaliar os dados e comparar os efeitos das variáveis.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos principais rios que deságuam na BTS

4.1.1 Morfometria das principais bacias que deságuam na BTS

Na Tabela 7 estão descritos os resultados da morfometria das bacias em estudo. A bacia do rio Subaé foi encontrado uma área de drenagem de 639 km² e um perímetro de 153 km, para a bacia do rio Jaguaripe uma área de 2008 km² e um perímetro da bacia de 321 km, enquanto a bacia do rio Paraguaçu apresentou uma área de 54787 km² e um perímetro de 1638 km.

Tabela 7 – Parâmetros morfométricos das principais bacias que deságuam na BTS.

Características	Bacias		
	Rio Subaé	Rio Jaguaripe	Rio Paraguaçu
Área da bacia (km ²)	639	2008	54787
Perímetro (km)	153	321	1638
Comprimento do rio principal (km)	50	80	362
Padrão de drenagem	Dentrítica	Dentrítica	Dentrítica
Altitude mínima (m)	0	0	0
Altitude máxima (m)	280	775	1817
Amplitude altimétrica (m)	280	775	1817
Declividade média (%)	9,05	12,92	8,61
Densidade de drenagem (km/km ²)	0,92	1,76	0,92
Densidade hidrográfica (canais/km ²)	3,20	17,43	3,96
Índice de compacidade	1,70	2,00	1,96
Fator de forma	0,25	0,32	0,44
Índice de sinuosidade	1,09	1,20	1,54
Índice de circularidade	0,34	0,25	0,26
Coeficiente de manutenção (km/km ²)	1,09	0,57	1,09

O coeficiente de compacidade encontrado foi de 1,70 para a bacia do Subaé, 2,00 para o Jaguaripe e 1,96 para o Paraguaçu, associados aos respectivos fatores de forma, 0,25, 0,32 e 0,44 indicando que as bacias têm baixa susceptibilidade a enchentes em condições normais de precipitação. O índice de circularidade encontrado foi de 0,34 (Subaé), 0,25 (Jaguaripe) e 0,26 (Paraguaçu), indicando que

as bacias não tendem a forma circular, ou seja, possuem uma forma mais alongada, e que favorecem ao processo de escoamento (MÜLLER, 1953; SCHUMM, 1956).

Segundo Lana *et al.* (2001), a densidade de drenagem expressa a capacidade da bacia em gerar novos canais. No presente estudo a densidade hidrográfica foi média para o rio Subaé (3,20 canais/km²) e o Paraguaçu (3,96 canais/km²), e alta para o rio Jaguaripe (17,43 canais/km²). A densidade de drenagem foi média (0,92 km/km²) tanto para o rio Subaé quanto para o rio Paraguaçu, e alta para o rio Jaguaripe (1,76 km/km²). De acordo com Chritofolletti (1969), bacias com valores elevados de Dd indicam área com melhor estruturação dos canais e com pouca infiltração.

A sinuosidade observada para as bacias foram de 1,09 (Subaé), 1,20 (Jaguaripe) e 1,54 (Paraguaçu), que de acordo com Antoneli e Thomaz (2007). As sinuosidades dos canais foram baixas para os três rios, indicando rios mais retilíneos e que favorecem para um maior transporte de sedimentos.

Na Figura 5 está disposto os mapas de altitude e declividade para as bacias em estudo. Foi observada uma altitude mínima de 0 m nas três bacias em estudo, e a altitude máxima foi de 280 m (Subaé), 775 m (Jaguaripe) e 1817 m (Paraguaçu). A declividade média para rio Subaé, Jaguaripe e Paraguaçu, foram de 9,05%, 12,92% e 8,61%, respectivamente, sendo esses valores condizentes com o relevo ondulado. Na Tabela 8, apresentam-se a classes de declividade com as suas respectivas áreas. Observou-se que grande parte das áreas do rio Subaé e Jaguaripe correspondeu ao relevo ondulado, enquanto o Paraguaçu a maior parte da sua área está no relevo suave ondulado.

Tabela 8 – Classes de declividade proporcional à área total das bacias em estudo.

Classes	Rio Subaé		Rio Jaguaripe		Rio Paraguaçu		Classificação
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	
0-3	185,3	29,1	337,3	16,8	13224,9	24,1	Plano
3-8	185,1	29,0	472,5	23,5	20274,9	37,0	Suave Ondulado
8-20	190,2	29,8	691,7	34,5	14313,5	26,1	Ondulado
20-45	72,7	11,4	496,8	24,7	6162,8	11,2	Forte Ondulado
45-75	4,2	0,7	9,4	0,5	724,6	1,3	Montanhoso
>75	0,2	0,0	0,0	0,0	86,2	0,2	Escarpado

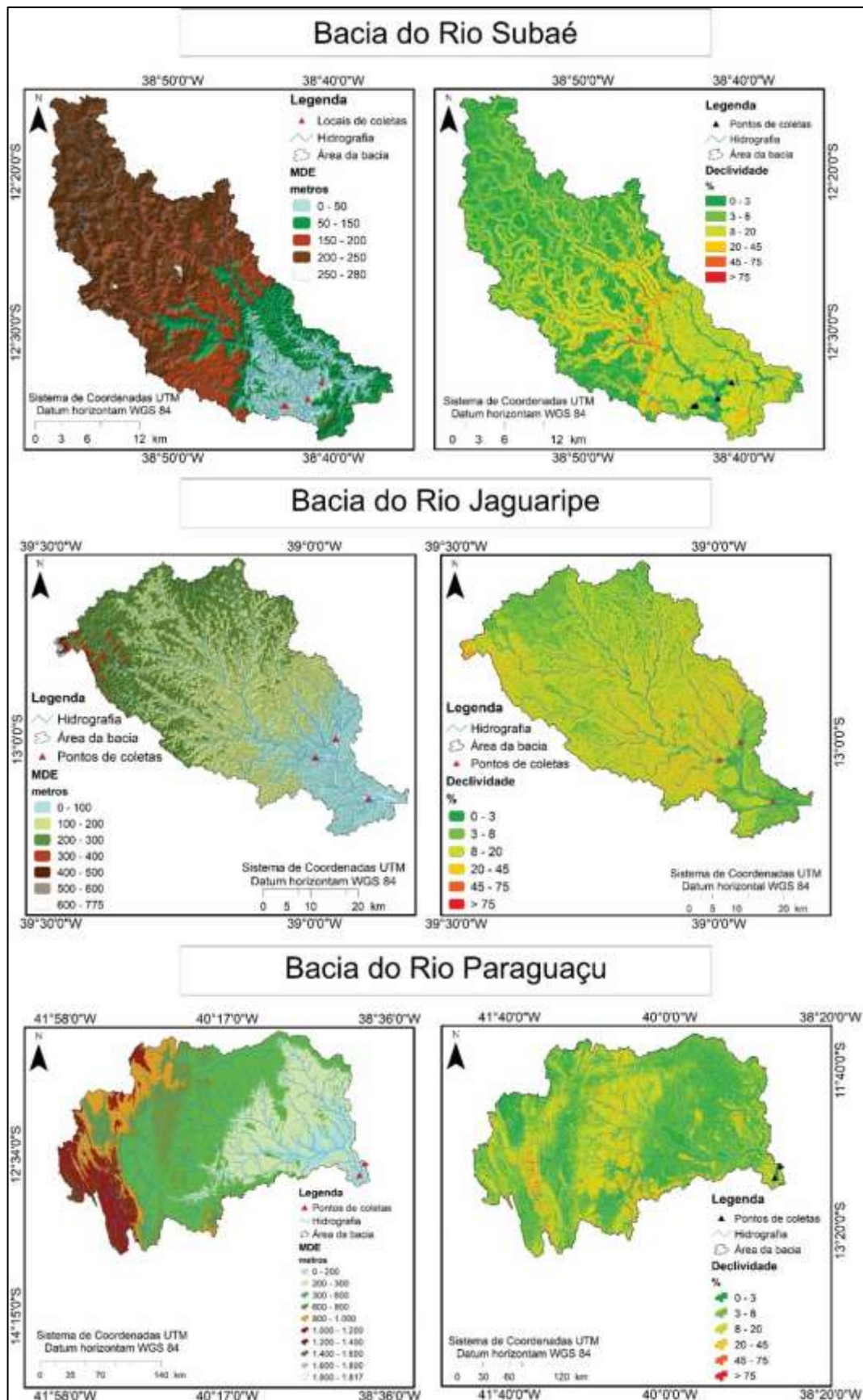


Figura 5 - Modelo Digital de Elevação e Declividade das principais bacias que deságuam na BTS.

4.1.2 IQA para os principais rios que deságuam na BTS

Na Tabela 9 estão dispostas as médias, os mínimos e os máximos do IQA disponibilizado pelo INEMA. O IQA_{INEMA} variou entre 34,13 a 56,27, qualificando a água de ruim a boa. O $IQA_{médio}$ do RCN-PTN-100 foi categorizado como ruim, este ponto está localizado próximo a uma indústria de papel reciclado, na qual pode estar interferindo na qualidade da água do rio, visto que a mesma faz a descarga de seus efluentes nesse rio. O $IQA_{médio}$ apresentado no ponto RCN-TRP-400, foi classificado como qualidade da água boa, em que é um local com poucas atividades antrópicas em seu entorno, ou seja, é um rio um pouco afastado da área urbana.

Tabela 9 – Série histórica dos dados do IQA do INEMA.

Cód.*	IQA_{INEMA}		
	$IQA_{médio}$	$IQA_{mín}$	$IQA_{máx}$
RCS-JGP-320	54,20	42,00	64,00
PRG-PRG-800	51,79	36,00	63,00
RCN-PTN-100	34,13	16,00	51,00
RCN-SUB-550	54,40	36,00	62,00
RCN-TRP-400	56,27	39,00	75,00
RCN-SPA-100	39,58	7,00	47,00

*Código de referência do ponto de coleta do INEMA.

Fonte: SEIA, 2021.

Os resultados do IQA obtidos nos des locais amostrais estão apresentados na Tabela 10 (médias das três coletas). A temperatura da água nos rios variou entre 26,13 a 32,53 °C, em que a menor temperatura ocorreu no SU1 e a maior no PA2. A temperatura é alterada de acordo com as diferenças no tempo, exposição a luz solar e umidade, além disso, ela é importante devido aos seus efeitos nas reações biológicas e químicas que ocorrem nos organismos aquáticos e na água (SAKSENA; GARG; RAO, 2008). A resolução do CONAMA n° 357/2005, não estabelece limites para este parâmetro.

O pH da água compreende a natureza básica e ácida, e é um parâmetro importante no uso da água potável e irrigação. Expõe efeitos na qualidade da água, afetando a alcalinidade, dureza e solubilidade dos metais (OSIBANJO *et al.*, 2011), além disso, também podem influenciar na sobrevivência dos organismos aquáticos,

devido que a maioria das suas atividades metabólicas são dependentes do pH (CHEN; LIN, 1995, WANG *et al.*, 2002). Os valores de pH das águas dos rios variaram de 7,42 a 8,86, indicando que a água dos rios possui propriedades alcalinas. Todos os rios estão dentro dos limites permitidos pela resolução do CONAMA nº 357/2005.

Segundo Effendi, Romanto e Wardiatno (2015), a turbidez é proveniente de materiais em suspensão na água, como material inorgânico e orgânico, argila, plâncton e outros organismos microscópicos. Esse parâmetro quando se apresenta de forma alta afeta a vida aquática. A turbidez nos rios variou entre 8,72 e 33,27 NTU, correspondendo os limites ($\leq 100,00$ NTU) apresentados pela resolução do CONAMA nº 357/2005.

Sólidos totais é um parâmetro que determina a quantidade de materiais presentes na água, podendo ser volátil e fixo, onde o fixo representa os inorgânicos e os voláteis os orgânicos. Os valores de sólidos totais nos rios variaram de 73,26 a 16971,51 mg/L, os pontos SU1, SU2 e SU4 estão dentro do limite permitido pela resolução do CONAMA 357/2005, enquanto os outros pontos se apresentaram acima do limite.

O oxigênio dissolvido variou de 0,60 a 1,50 mg/L, que de acordo com a resolução são valores abaixo do limite permitido. Segundo a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2018), OD de 0 a 2 mg/L é insuficiente para manter a vida aquática, o ideal é 4 a 7 mg/L para sobrevivência de peixes de águas quentes. No Brasil, de acordo com a resolução do CONAMA 357/2005 o permitido é ≥ 5 mg/L.

A demanda bioquímica de oxigênio é um índice importante, pois quantifica o oxigênio necessário para degradação bioquímica do material orgânico (demanda carbonácea), durante um período de incubação (RASTOGI *et al.*, 2003). O aumento da matéria orgânica causa o aumento da DBO e conseqüentemente redução nos teores de oxigênio disponíveis para a sobrevivência dos peixes (PARRON, *et al.*, 2011). Neste estudo a DBO variou de 0 a 12,83 mg/L, em que os pontos SU2 e SU3, se apresentaram acima do limite de 5 mg/L, no qual é o máximo permitido pela resolução do CONAMA 357/2005, e o que pode comprovar uma influência antrópica nesses locais.

O nitrogênio total compõe diversos tipos de nitrogênio transportados pelos rios, tanto na forma de amônia, de nitrato e nitrito, e podem ser liberados por processos físicos ou bioquímicos (ANA, 2021). Quando em grandes quantidades estimulam o

crescimento das algas, aumentando a taxa de decomposição da matéria orgânica e reduzindo o oxigênio dissolvido, causando eutrofização e trazendo prejuízos para a vida aquática (ANA, 2021). As concentrações de nitrogênio total para este estudo variaram de 29,57 a 92,94 mg/L, mas a legislação não inclui esse parâmetro.

As concentrações de fósforo total se mantiveram acima do limite permitido pela resolução do CONAMA 357/2005, em todos os pontos analisados. Segundo a ANA (2021), esse parâmetro tem origem nas águas superficiais a partir de esgotos sanitários contendo detergentes, e escoamento superficial em áreas agrícolas que podem transportar cargas de nitrogênio e fósforo para os recursos hídricos. Altas concentrações de fósforo podem ser indicativos de ambientes antropizados.

Os coliformes termotolerantes são indicadores de poluição por esgotos domésticos, em que sua presença indica risco de ocorrência de outros microrganismos patogênicos, que são responsáveis pela transmissão de doenças a partir da veiculação hídrica (ANA, 2021). Entre as bactérias termotolerantes, podemos citar a *Enterobacter*, *Escherichia coli* (vive no intestino humano), *Klebsiella* e *Citrobacter*. Os coliformes termotolerantes neste estudo se apresentaram acima do limite estabelecido pela resolução do CONAMA 357/2005, ou seja, superior a 1000 coliformes termotolerantes por 100 mL de água, valores no qual comprovam uma impactação por esgoto e a presença de bactérias heterotróficas.

Tabela 10 – Resultados dos parâmetros da qualidade da água dos principais rios que deságuam na BTS.

Parâmetros	Un.	Limites	Rios									
			JA1	JA2	JA3	PA1	PA2	SU1	SU2	SU3	SU4	SP1
Físico-químicos												
T	°C	-	28,40	28,40	26,00	28,80	32,60	24,50	25,60	30,10	26,40	27,70
pH	-	6,0 a 9,0	7,83	7,76	7,48	8,97	8,24	7,23	7,43	7,30	7,80	7,50
Turb	NTU	≤ 100,0	46,14	11,54	17,07	9,61	24,30	16,30	29,03	12,69	13,66	22,50
ST	mg/L	≤ 500,0	21340,27	154,21	141,53	24005,33	26746,00	74,81	251,57	2527,33	308,69	24178,53
OD	mg/L	≥ 5,0	1,86	1,87	2,05	0,68	0,65	0,62	0,64	2,08	2,00	1,84
DBO	mg/L	≤ 5,0	0,00	5,00	2,50	0,00	0,00	7,50	32,50	17,50	0,00	7,50
Nutrientes												
NT	mgN/L		152,08	101,39	67,59	84,49	168,98	202,78	253,47	236,57	185,88	67,59
PT	mgP/L	0,1	1,20	3,46	0,86	2,59	0,89	0,99	2,15	6,53	0,27	2,69
Biológico												
Coli	UFC/100ml	1000	2960	5840	1600	1520	2240	1680	2560	1440	1280	1360

*Valor máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005.

A qualidade da água dos principais rios que deságuam na BTS apresentaram valores do $IQA_{\text{médio}}$ entre 24,17 a 38,15, em que os pontos JA3, SU4 e SP1, enquadraram-se na categoria regular, e os outros pontos se categorizaram na classe ruim (Figura 6). Pode-se observar a interferência de alguns parâmetros na qualidade da água, dentre eles estão: coliformes termotolerantes, que estão diretamente relacionados a despejos de efluentes domésticos e industriais, se apresentaram elevados em todos os pontos; demanda bioquímica de oxigênio, interferiu na qualidade da água dos pontos SU2 e SU3, o que pode inferir grande concentrações de cargas orgânicas, despejos oriundos da indústria de papel reciclado e da cidade nas proximidades dos rios; e o oxigênio dissolvido, interferiu negativamente no $IQA_{\text{médio}}$ em todos os pontos amostrais.

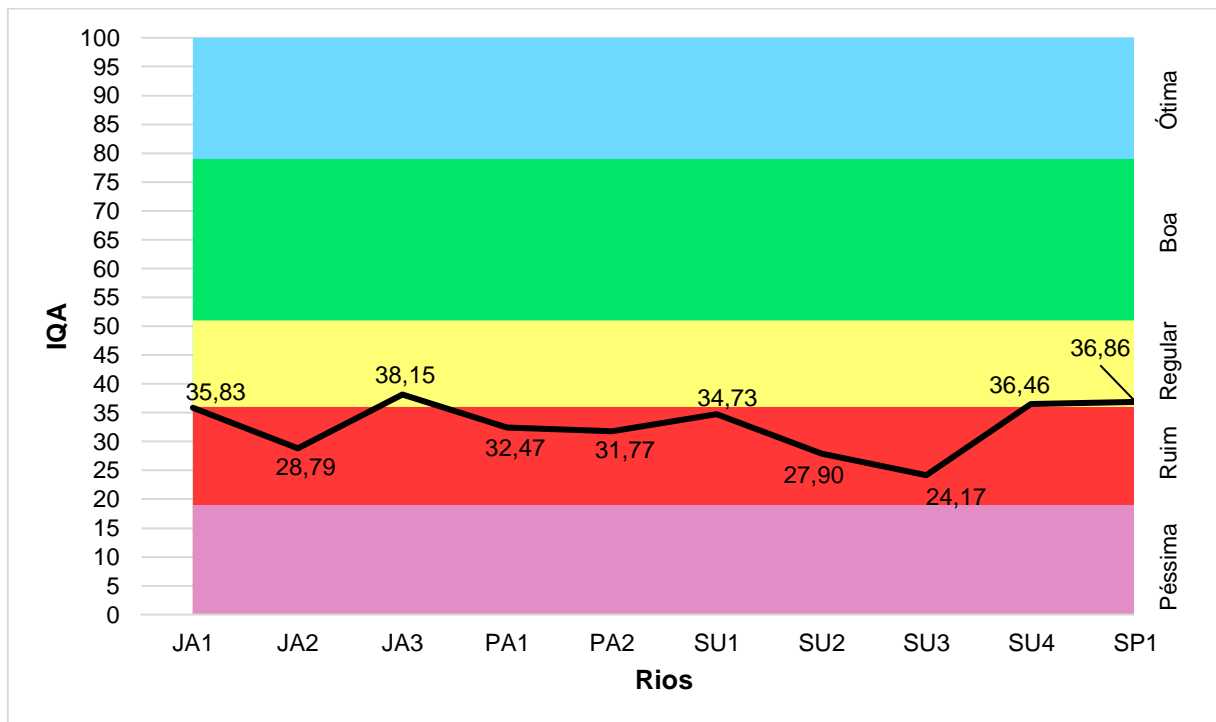


Figura 6 - $IQA_{\text{médio}}$ dos principais rios que deságuam na BTS.

4.2 Microplásticos na BTS

4.2.1 Microplásticos na água

a. Cor das partículas dos MPs

As partículas azuis (50,80%), preta (18,11%) e transparente (10,43%) apresentaram os maiores percentuais de cor, seguidos por branco (6,95%), vermelho (5,28%), amarelo (5,21%), verde (2,74%) e rosa (0,47%), como visto na Figura 8.

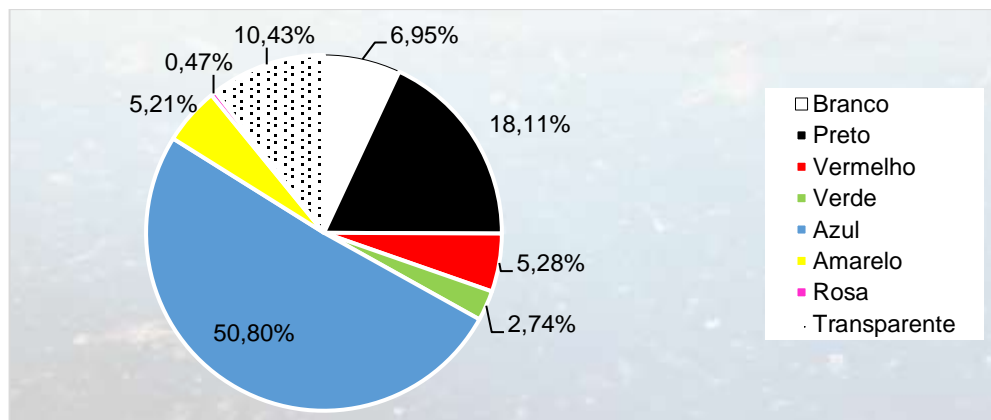


Figura 7 - Categorização da cor das partículas dos MPs presentes na BTS.

Também foram encontradas nas amostras partículas que apresentaram sinais de descoloração, indicando sinais de degradação da mesma (Figura 8). De acordo com Figura 9, os MPs na cor azul foram dominantes em todas as coletas e todos os pontos de amostragem, exceto na coleta 1 no ponto PA1, em que a cor preta foi predominante.



Figura 8 - Microplástico do tipo fibra com sinais de descoloração.

As partículas coloridas que predominaram nesse estudo, podem ser advindas dos materiais de plásticos coloridos maiores, como as embalagens e os materiais plásticos utilizados nos tanques de criação de peixes nos rios. Quando esses MPs estão no meio aquático eles podem ser confundidos como fontes naturais de alimentos disponíveis para a biota, e conseqüentemente suscetíveis à ingestão, através principalmente por fitoplâncton e zooplâncton (FOEKEMA *et al.*, 2013). A proeminência das partículas transparentes presentes nesse estudo, pode ser decorrente da utilização de materiais plásticos transparentes como redes e linhas de pesca, e também pode indicar a perda de pigmentação das partículas durante a degradação dos plásticos no ambiente, devido a exposição à luz solar (NEUBAUER *et al.*, 2017).

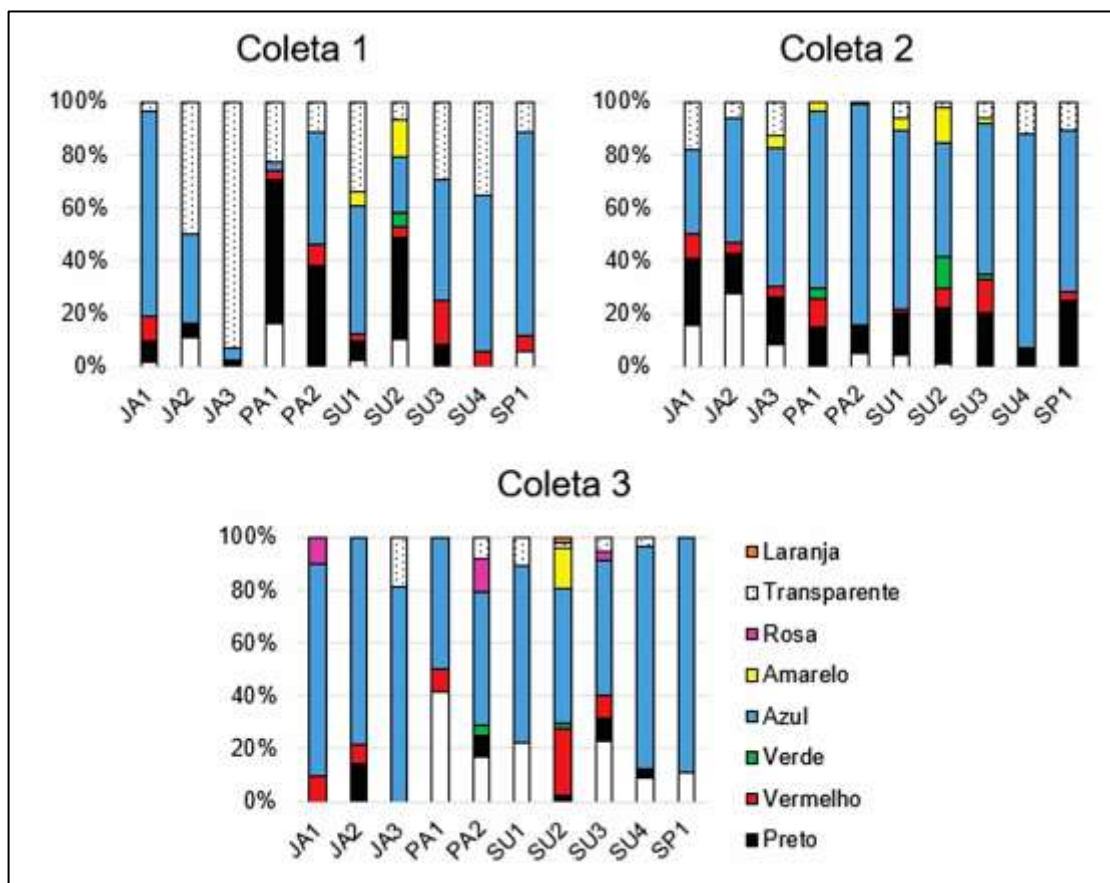


Figura 9 – Categorização das partículas dos MPs de acordo cor para os corpos d'água da BTS.

b. Forma das partículas dos MPs

Os MPs são classificados em fibra, fragmento, *pellet* e filme, segundo Park *et al.* (2020), a forma do microplástico é uma informação importante, pois determina se a partícula é primária ou secundária. Nos estuários da Baía de Todos os Santos as fibras e os fragmentos foram as formas mais dominantes nas três coletas e nos diferentes corpos d'água (Figura 10). De acordo com os pontos de amostragem a proporção das fibras foi mais alta em todos os pontos, exceto no ponto SU2, em que os fragmentos foram predominantes. As porcentagens das fibras nas coletas foram de 43% (coleta 1), 56% (coleta 2) e 59% (coleta 3), enquanto o fragmento foi de 51% (coleta 1), 40% (coleta 2) e 38% (coleta 3), indicando que a maioria dos microplásticos são de origem primária. Também foram encontradas em proporções menores *pellets* com 2% (coleta 1), 3% (coleta 2) e 1% (coleta 3) e filme com 4% (coleta 1), 1% (coleta 2) e 2% (coleta 3).

A abundância do material fibroso presentes nas amostras de água pode ser proveniente das atividades pesqueiras através das cordas de navegação, linhas ou rede de pesca (BROWNE *et al.*, 2011); das atividades domésticas, como águas residuais das lavagens das roupas, que podem produzir até 1900 fibras por lavagem e são transportadas através das descargas dos efluentes para os meios fluviais até chegar aos corpos d'água estuarinas (BROWNE *et al.*, 2011); dos produtos de desgastes de pneus de automóveis (LEADS; WEINSTEIN, 2019); e da atmosfera suspensa (LIU *et al.*, 2019). Os fragmentos foram presentes em todas as amostras, e podem ter sido originados a partir da fragmentação dos produtos plásticos, à exemplo os recipientes plásticos (BROWNE *et al.*, 2011). Os filmes foram encontrados em baixas proporções nas amostras, e, além disso, foram ausentes nos pontos SU3, SU4 e SP1 (Figura 11), esse tipo de microplástico pode ser advindo de plástico filme impermeável, de filme agrícola (usados nos plantios agrícolas), e dos sacos plásticos descartados após a sua utilização (WANG *et al.*, 2020). Os *pellets* também se apresentaram em menores proporções em relação aos outros tipos de MPs, esse tipo de microplástico vêm das matérias-primas para fabricação de diversos produtos plásticos (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012), das partículas de plásticos usados em produtos de limpeza facial, creme dental, sabonetes de banho, esfoliantes, dentre outros (COLE *et al.*, 2011).

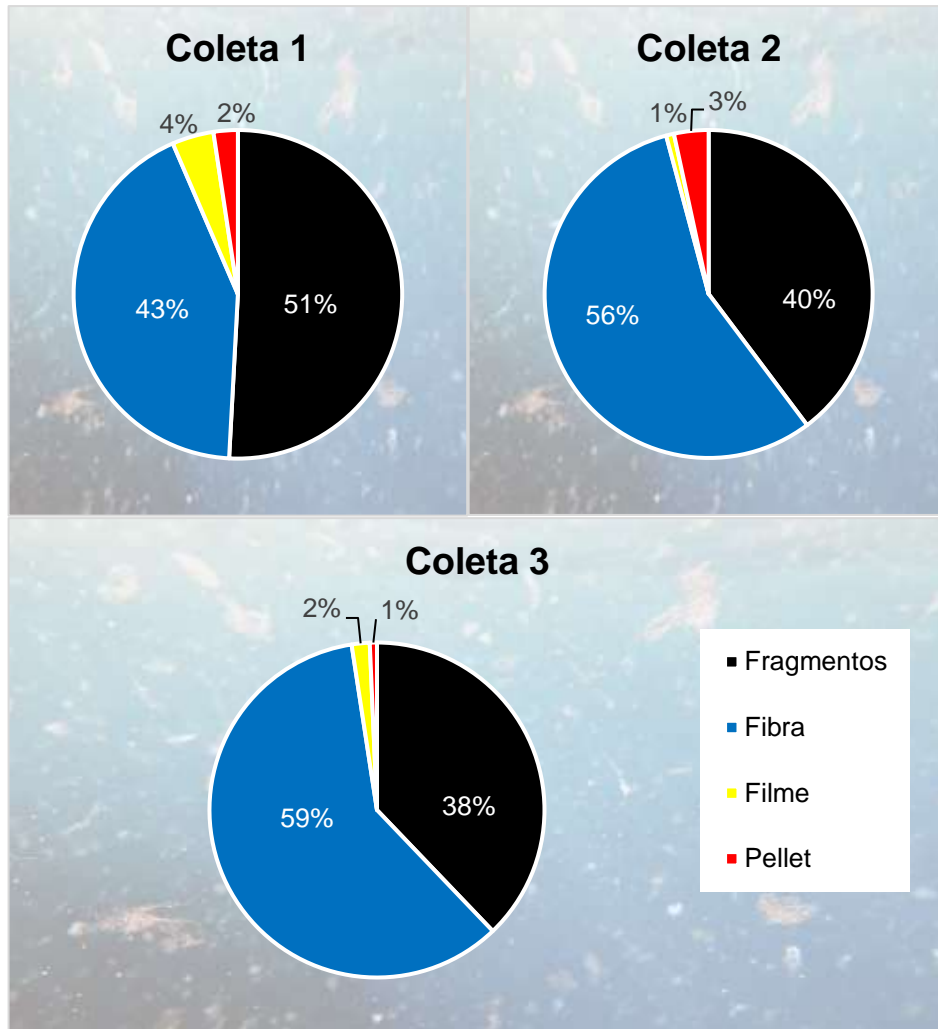


Figura 10 – Distribuição dos MPS presentes na BTS, de acordo com a sua forma.

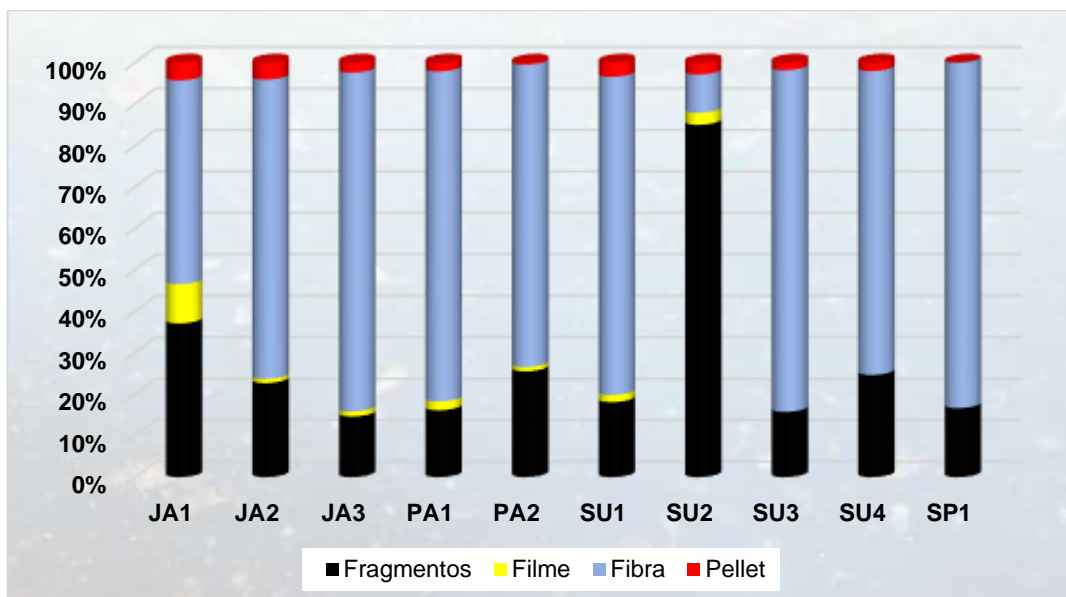


Figura 11 – Distribuição da forma dos MPs nos diferentes corpos d'águas da BTS.

c. Tamanho das partículas dos MPs

As classes de tamanho dos MPs determinam o impacto desses contaminantes aos ecossistemas (NOR; OBBARD, 2014). Os MPs encontrados nesse estudo foram classificados em cinco categorias de acordo com o seu tamanho: 0 – 50 μm , 50 – 100 μm , 100 – 500 μm , 500 – 1000 μm e > 1000 μm . A maior quantidade de MPs encontrada foi na faixa de 100 – 500 μm (55,8%), seguida de 50 – 100 μm (36,4%), 0 – 50 μm (6,9%), 500 – 1000 μm (0,5%) e > 1000 μm (0,3%) (Figura 12).

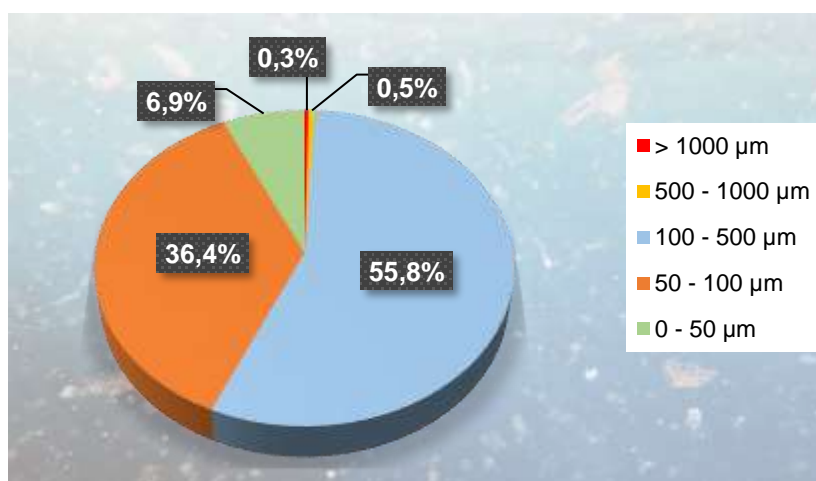


Figura 12 – Distribuição do tamanho dos MPs presentes na BTS.

Pode-se também observar que nos diferentes corpos d'águas (Figura 13) os MPs de tamanho pequeno, ou seja, menores de 500 μm , representaram a maior taxa de proporção, sendo a classe de 50 – 100 μm , a mais dominante. Estudos anteriores, como no Rio Manas – China (WANG *et al.*, 2020), Rio Wei – China (DING *et al.*, 2019), Rio Ciwalengke – Indonésia (ALAM *et al.*, 209), Lago Garda – Itália (IMHOF *et al.*, 2016), Estuário do Yangtze – China (ZHAO *et al.*, 2014), obtiveram resultados semelhantes. Essas partículas pequenas (< 500 μm) representam a maior proporção, provavelmente decorrente aos MPs maiores (> 500 μm) que são gradualmente fragmentados em MPs de tamanhos menores (ZHANG *et al.*, 2015).

Os MPs menores (< 500 μm) têm uma forte capacidade de sorção para poluentes orgânicos hidrofóbicos decorrente da sua área superficial ser relativamente alta, ou seja, quanto menor a partícula do microplástico, maior será sua área superficial (Tabela 11) (DEVRIESE *et al.*, 2017; FRASER *et al.*, 2020), e, conseqüentemente, essas partículas quando ingeridas pelos organismos aquáticos

constituem um alto potencial tóxico (ZHANG *et al.*, 2020; ZHU *et al.*, 2018). Enquanto, os MPs maiores (> 500 μm) proporcionam maior área de adsorção, carregam mais contaminantes e fixam elementos metálicos à sua superfície (WANG, *et al.*, 2020).

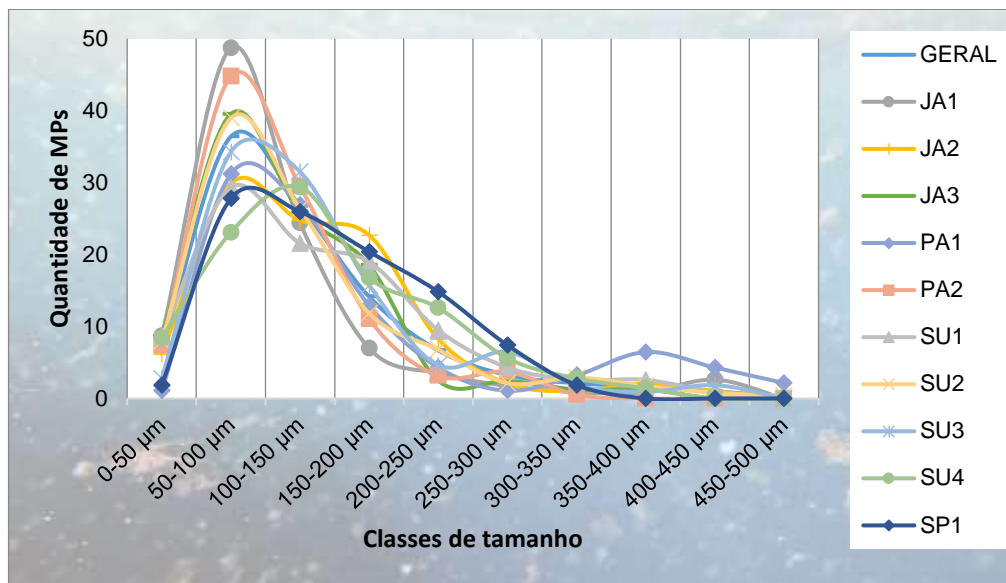


Figura 13 – Distribuição do tamanho dos MPs para os diferentes corpos d'água da BTS.

Tabela 11 – Exemplo da área superficial de uma partícula.

Diâmetro (μm)	Área da partícula mm^2	Área total mm^2	Área total/Área de cubo de 1 cm
4,88	$1,4 \cdot 10^{-4}$	1228800	2048
9,77	$5,7 \cdot 10^{-4}$	614400	1024
19,53	$2,3 \cdot 10^{-3}$	307200	512
39,06	$9,2 \cdot 10^{-3}$	153600	256
78,13	$3,7 \cdot 10^{-2}$	76800	128
156,25	$1,5 \cdot 10^{-1}$	38400	64
312,50	1	19200	32
625,00	2	9600	16
1250,00	9	4800	8
2500,00	38	2400	4
5000,00	150	1200	2
10000,00	600	600	

Fonte: A autora, 2021.

d. Abundância dos MPs

MPs foram identificados em todas as amostras de água da BTS e variaram de 637 itens/m³ a 32784 itens/m³, com uma concentração média de 5176 itens/m³ (Tabela 12).

Tabela 12 – Abundância dos MPS de acordo com pontos e coletas amostrais da BTS.

Rios	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Média
	----- itens/m ³ -----			
JA1	5799	4907	1416	4040 b
JA2	2007	5687	1982	3225 b
JA3	4795	2565	1133	2831 b
PA1	3457	3011	850	2439 b
PA2	2899	15723	1699	6774 ab
SU1	4572	7137	637	4115 ab
SU2	32784	19849	3328	18654 a
SU3	2676	5464	2478	3539 b
SU4	1896	4683	6160	4246 ab
SP1	1896	3122	637	1885 b
Média	3896	5733	1576	5176

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste de tukey ($p \leq 0,05$).

A abundância diferiu significativamente entre os dez locais de amostragem ($p \leq 0,05$). De acordo com as coletas amostrais as abundâncias foram de 1896-32784 itens/m³ (coleta 1), 2565-19849 itens/m³ (coleta 2), 637-6160 itens/m³ (coleta 3), indicando grande quantidade de MPs nos corpos d'água da BTS. A maior abundância foi observada no SU2 (bacia do Rio Subaé – Rio Pitinga) e a menor foi no SU1 (bacia do Rio Subaé – Rio Pitinga) e SP1 (rio São Paulo) (Figura 14). Nas margens do rio onde se encontra os pontos amostrais SU1 e SU2 está localizada uma indústria de papel reciclado, onde a mesma faz o uso da água e o descarte no próprio rio, o que pode estar contribuindo para concentração alta de MPs no ponto SU2. Isso ocorre pois o ponto SU2 está situado após o local de descarte, enquanto o SU1 precede esse local. Além disso, o rio possui um estreitamento de superfície da água (5,52 m de largura), em que pode aumentar a concentração de MPs flutuantes, dado que, a

área de superfície menor impede que as partículas sejam distribuídas (WANG *et al.*, 2018).

A Figura 14, dispõe a distribuição espacial da abundância média dos MPs identificados nas três coletas amostrais. Os locais SP1, PA1, JA2, JA3 e SU3 apresentaram a abundância média baixa e o SU2 apresentou a abundância média alta, em relação aos outros locais de amostragem. O PA1 (bacia do rio Paraguaçu – Maragogipe), JA2 (bacia do rio Jaguaripe – Nazaré) e SU3 (Bacia do rio Subaé – Rio Subaé – Santo Amaro) são localizados em área urbana, mas sua concentração média foi baixa, isso pode ser devido a largura desses rios (PA1 – 935,2 m; JA2 – 75,44 m; SU3 37,89 m), que acaba distribuindo as partículas dos MPs no curso d'água. O SP1, é um local, mas afastado da área urbana, próximo a uma refinaria de petróleo, porém, se encontra em uma área de preservação ambiental, o que pode estar influenciando na baixa abundância média de MPs nesse local. Os pontos JA1, SU1 e SU4 apresentaram abundância média moderada, e o PA2 abundância média de moderada a alta, quando comparado aos outros locais. O PA2 (bacia do rio Paraguaçu – Santiago do Iguape), é um rio localizado em uma área que tem pesca intensiva, inclusive fazem uso de garrafa PET, para coleta de mariscos, o que pode está influenciando na quantidade de MPs presentes nesta região.

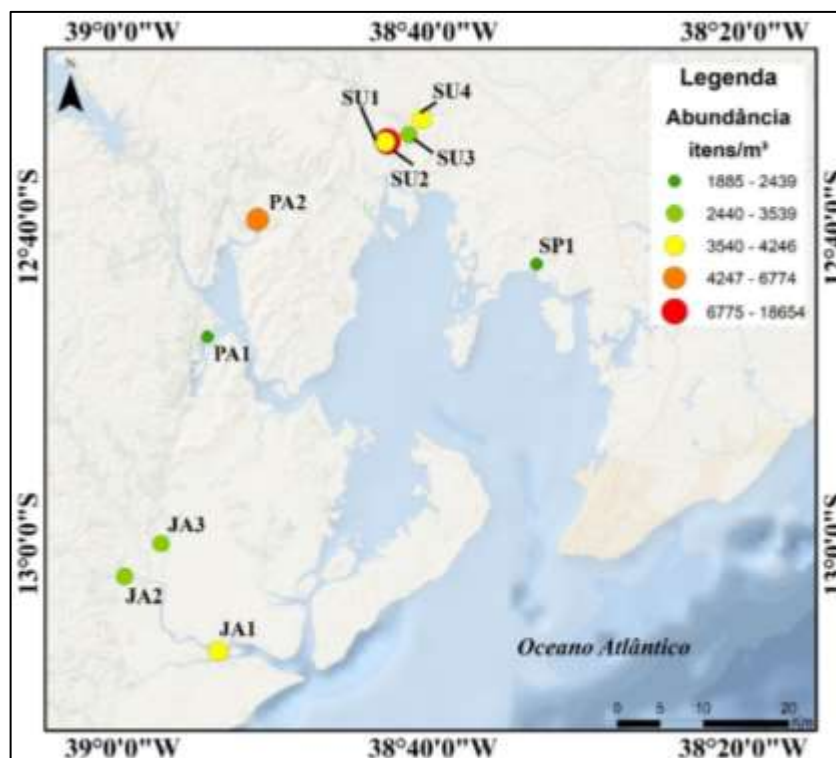


Figura 14 - Abundância média espacial dos MPs presentes na BTS.

A Tabela 13, apresenta a abundância de MPs em águas superficiais de rios e estuários em vários locais do mundo, e, além disso, dispõe das ferramentas e tamanho de malha utilizado nas coletas das amostras. Ainda não temos um método padronizado para amostragem e identificação dos MPs e existem diferentes unidades de medidas (itens/m², itens/m³, itens/L e itens/km²) que são utilizadas para representar a abundância microplástica (HORTON *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2018). Para esse estudo foi padronizado a unidade de medida, para representação da abundância, assim facilitando a comparação. A abundância dos MPs na BTS variou de 637 a 32784 itens/m³, como citado anteriormente, apresentou-se em níveis relativamente altos em comparação com a maioria das pesquisas, inclusive com o rio Braamfontein na África, no qual foi utilizado o mesmo método de amostragem. Fu *et al.* (2020), afirma que altos níveis de MPs, foram frequentemente encontrados em zonas costeiras e estuários, principalmente em áreas desenvolvidas, o que comprova a alta abundância encontrada no local deste estudo.

Tabela 13 – Abundâncias de MPs em águas superficiais de rios em várias regiões do mundo.

Localização	Tempo	Método de amostragem	Abundâncias (itens/m ³)	Referências
Rio Sena França	Fevereiro e maio de 2014	Rede plâncton (80 µm)	3 - 108	(DRIS <i>et al.</i> , 2015)
Rio Antuã Portugal	Março e outubro de 2016	Rede de malha (55 µm)	58 - 1265	(RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018)
Rio Braamfontein África	Junho de 2019	Peneira de aço inoxidável (53 µm)	160 - 2080	(DAHMS; VAN RENSBURG; GREENFIELD, 2020)
Lago Dongting e Lago Hong China	Setembro de 2017	Peneira de aço inoxidável (50 µm)	900 - 2800 1250 - 4650	(WANG <i>et al.</i> , 2018)
Reservatório das Três Gargantas China	Agosto de 2016	Peneira de aço inoxidável (48 µm)	2816 ± 4703	(DI; WANG, 2018)
Rio West China	2019	Peneira de aço inoxidável (75 µm)	2990 - 9870	(HUANG <i>et al.</i> , 2021)
Rio Wei China	2017	Peneira de aço inoxidável (75 µm)	3670 - 10700	(DING <i>et al.</i> , 2019)
Rio Manas China	Abril e julho de 2019	Filtro de fibra de vidro (0,45 µm)	2000 - 14000	(Wang <i>et al.</i> , 2021)

Rio Chishui China	-	Peneira de aço inoxidável (75 µm)	1770 - 14330	(LI <i>et al.</i> , 2021)
BTS - Brasil	2019 e 2020	Peneira de aço inoxidável (53 µm)	637 - 32784	(Este estudo, 2021)

4.2.2 Matriz de correlação linear de Pearson

A matriz de correlação linear de Pearson foi gerada usando os resultados da análise dos MPs na água, parâmetros da qualidade da água (Coli., pH, DBO, NT, PT, Temp., Turb., ST, OD) e com o IQA (Tabela 14).

Tabela 14 – Matriz de correlação entre os MPs na água, parâmetros da qualidade da água e com o IQA, sob uma transformação logarítmica de todos os dados.

	MPs_água	IQA	Coli	DBO	N _T	P _T	Temp.	Turb.	S _T	OD	pH
MPs_água	1										
IQA	-0,62	1									
Coli.	0,17	-0,33	1								
DBO	0,44	-0,56	0,06	1							
N _T	0,40	-0,60	0,03	0,33	1						
P _T	0,04	-0,55	0,25	0,58	-0,08	1					
Temp.	-0,40	-0,15	0,15	-0,33	-0,03	0,31	1				
Turb.	0,50	-0,11	0,20	0,01	0,21	-0,19	0,00	1			
S _T	-0,23	-0,05	-0,17	-0,40	-0,22	0,22	0,72	0,29	1		
OD	-0,48	0,56	0,00	-0,07	-0,31	0,04	0,04	-0,05	-0,06	1	
pH	-0,19	-0,03	0,03	-0,69	-0,31	0,06	0,50	-0,24	0,57	-0,33	1

Foi considerada a classificação proposto por Dancey e Reidy (2005): valores entre 0,10 a 0,30 (fraca), 0,40 a 0,60 (moderada) e 0,70 a 1,00 (forte). Os resultados indicam correlação positiva forte entre ST e a Temp., isso ocorre devido que ST altos podem aumentar a temperatura da água, dado que os materiais sólidos absorvem o calor da luz solar (MARTINEZ; GALERA, 2011). Também foi observada uma correlação inversa entre os MPs na água e o IQA (Figura 15), o que é possível afirmar que quando a quantidade MPs aumenta nos rios, a sua qualidade da água diminui, ou inversamente. As demais correlações entre as variáveis foram consideradas de baixa a moderada, ou não significativa.

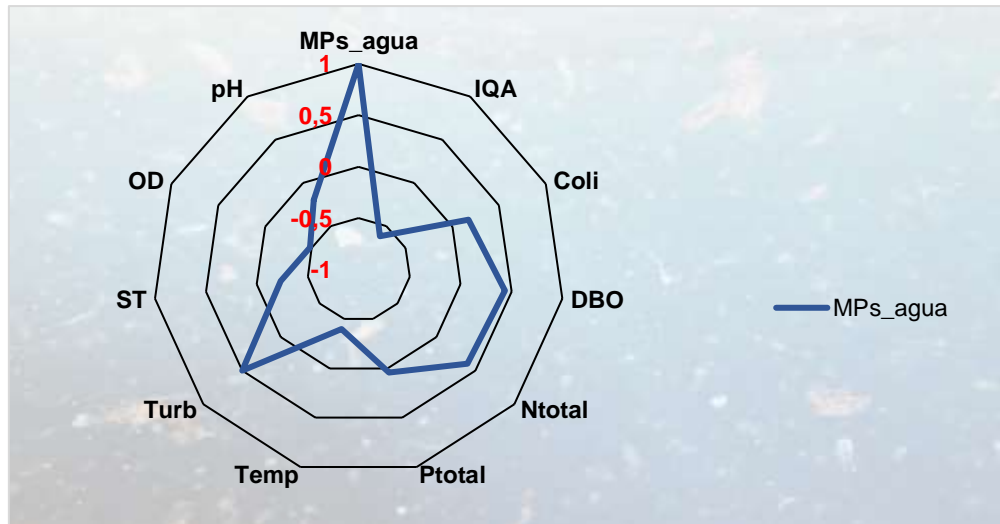


Figura 15 - Correlação de Pearson entre os MPs na água, parâmetros da qualidade da água e o IQA.

5. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos para a morfometria das principais bacias que deságuam na Baía de Todos os Santos, podemos concluir que as bacias têm baixa susceptibilidade a enchentes em condições normais de precipitação. O índice de sinuosidade indicou que canais são mais retilíneos, favorecendo um maior transporte de sedimentos.

Os resultados do IQA apontam que as águas dos rios da BTS possuem qualidade de ruim a regular, indicando uma influência antrópica nesses locais. Além disso, foi observada uma correlação negativa forte entre o IQA e MPs nas águas superficiais, compreende-se que com o aumento da concentração dos MPs provoca uma redução da qualidade da água.

Os MPs foram onipresentes em todos os corpos d'água superficiais, incluindo as áreas remotas com pouco impacto antrópico. Este estudo fornece as primeiras evidências da ocorrência de MPs em águas superficiais na BTS. A abundância de MPs é significativa nos diferentes corpos de água e dada principalmente por fragmentos e fibras. Portanto, é necessário um estudo mais aprofundado dos MPs, a fim de avaliar a sua transferência, toxicidade e permanência no ambiente aquático.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALAM, F. C.; SEMBIRING, E.; MUNTALIF, B. S.; SUENDO, V. Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: ciwalengke river, majalaya district, indonesia). **Chemosphere**, v. 224, p. 637-645, jun. 2019.

ALLEN, S.; ALLEN, D.; PHOENIX, V. R.; ROUX, G. L.; JIMÉNEZ, P. D.; SIMONNEAU, A.; BINET, S.; GALOP, D. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 5, p. 339-344, 15 abr. 2019.

ALMEIDA, M.; NASCIMENTO, D. V.; MAFALDA, P. O.; PATIRE, V. F.; ALBERGARIA-BARBOSA, A. C. R. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of a Tropical Bay influenced by anthropogenic activities (Todos os Santos Bay, BA, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 399-407, dez. 2018.

ALVES, J.; CASTRO P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da Bacia do Rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, n. 2, p. 117-124, jun. 2003.

ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; AYRES, F. M. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 1, p. 46-57, fev. 2010.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 14th ed. Washington, D.C, 2005.

ANA (Agência Nacional das Águas). Portal da Qualidade das Águas. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx>. Acesso em: fevereiro de 2021.

ANDERSON, J. C.; PARK, B. J.; PALACE, V. P. Microplastics in aquatic environments: implications for canadian ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 269-280, nov. 2016.

ANDERSON, P. J.; WARRACK, S.; LANGEN, V.; CHALLIS, J. K.; HANSON, M. L.; RENNIE, M. D. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 223-231, jun. 2017.

ANTONELI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do arroio Boa Vista-Guaramiranga (PR). **Caminhos de Geografia**, v. 8, n. 21, 2007.

ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. Proceedings of the Internacional Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30, 2009

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RiMa, 2003. São Paulo: Intertox, 2003.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, jul. 2009.

BATEL, A.; BORCHERT, F.; REINWALD, H.; ERDINGER, L.; BRAUNBECK, T. Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo[a]pyrene to adult zebrafish (*Danio rerio*) gills and zebrafish embryos. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 918-930, abr. 2018.

BESSELING, E.; QUIK, J. T. K.; SUN, M.; KOELMANS, A. A. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: a modeling study. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 540-548, jan. 2017.

BLAIR, R. M.; WALDRON, S.; PHOENIX, V.; GAUCHOTTE-LINDSAY, C. Micro- and Nanoplastic Pollution of Freshwater and Wastewater Treatment Systems. **Springer Science Reviews**, v. 5, n. 1-2, p. 19-30, jun. 2017.

BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, nov. 2011.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 241-248, abr. 2006.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Índices de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 2006. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: fevereiro de 2021.

_____. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade, 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: março de 2021.

CIRANO, M.; LESSA, G. C. Oceanographic characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 25, n. 4, p. 363-387, dez. 2007.

CHEN, J.; LIN, C. Responses of oxygen consumption, Ammonia-N excretion and Urea-N excretion of *Penaeus chinensis* exposed to ambient ammonia at different salinity and pH levels. **Aquaculture**, v. 136, n. 3-4, p. 243-255, nov. 1995.

CHOY, C. A.; ROBISON, B. H.; GAGNE, T. O.; ERWIN, B.; FURL, E.; HALDEN, R. U.; HAMILTON, J. A.; KATIJA, K.; LISIN, S. E.; ROLSKY, C. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. **Scientific Reports**, v. 9, n. 7843, p. 1-9, 6 jun. 2019.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícias Geomorfológicas**, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.

CASTRO, R. O.; SILVA, M. L. DA; ARAÚJO, F. V. DE. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean & Coastal Management**, v. 165, p. 385–400, 2018.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. **Resolução CONAMA 357/2005**. Brasil. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br>. Acesso em: março 2021.

CORDOVA, M. R.; ULUMUDDIN, Y. I.; PURBONEGORO, T.; SHIOMOTO, A. Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, p. 1-8, fev. 2021.

DAHMS, H. T.J.; VAN RENSBURG, G. J.; GREENFIELD, R. The microplastic profile of an urban African stream. **Science Of The Total Environment**, v. 731, p. 1-9, ago. 2020.

DANCEY, C.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed, 2006.

DEVRIESE, L. I.; WITTE, B.; VETHAAK, A. D.; HOSTENS, K.; LESLIE, H. A. Bioaccumulation of PCBs from microplastics in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*): an experimental study. **Chemosphere**, v. 186, p. 10-16, nov. 2017.

DING, L.; MAO, R. F.; GUO, X.; YANG, X.; ZHANG, Q.; YANG, C. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. **Science Of The Total Environment**, v. 667, p. 427-434, jun. 2019.

DRIS, R.; GASPERI, J.; ROCHER, V.; SAAD, M.; RENAULT, N.; TASSIN, B. Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater paris. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 592-599, 2015.

DRIS, R.; IMHOF, H; SANCHEZ, W.; GASPERI, J.; GALGANI, F.; TASSIN, B.; LAFORSCH, C. Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 539–550, mar. 2015.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water Research**, v. 75, p. 63-82, maio 2015.

EFFENDI, H.; ROMANTO; WARDIATNO, Y. Water Quality Status of Ciambulawung River, Banten Province, Based on Pollution Index and NSF-WQI. **Procedia Environmental Sciences**, v. 24, p. 228-237, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Sistema Brasileiro de classificação de solos. 2ª ed. Brasília: EMBRAPA, 2006.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS Professional GIS for the desktop**, versão 10.2, 2014.

FADARE, O. O.; OKOFFO, E. D.; OLASEHINDE, E. F. Microparticles and microplastics contamination in African table salts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 164, p. 1-8, mar. 2021.

FOEKEMA, E. M. GRUIJTER, C.; MERGIA, M. T.; FRANEKER, J. NA V.; MURK, A. T. J.; KOELMANS, A. A. Plastic in north sea fish. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 15, p. 8818–8824, 2013.

FRASER, M. A.; CHEN, L.; ASHAR, M.; HUANG, W.; ZENG, J.; ZHANG, C.; ZHANG, D. Occurrence and distribution of microplastics and polychlorinated biphenyls in

sediments from the Qiantang River and Hangzhou Bay, China. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 196, p. 1-10, jun. 2020.

FU, D.; CHEN, C. M.; QI, H.; FAN, Z.; WANG, Z.; PENG, L.; LI, B. Occurrences and distribution of microplastic pollution and the control measures in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 1-14, abr. 2020.

GARCIA, T. M.; CAMPOS, C. C.; MOTA, E. M. T.; SANTOS, N. M. O.; CAMPELO, R. P. S.; PRADO, L. C. G.; MELO JUNIOR, M.; SOARES, M. O. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110705, jan. 2020.

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

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

GUO, J.; HUANG, X.; XIANG, L.; WANG, Y.; LI, Y.; LI, H.; CAI, Q.; MO, C.; WONG, M. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. **Environment International**, v. 137, p. 1-13, abr. 2020.

HATJE, V.; SOUZA, M. M.; RIBEIRO, L. F.; EÇA, G. F.; BARROS, F. Detection of environmental impacts of shrimp farming through multiple lines of evidence. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 672-684, dez. 2016.

HE, B.; SMITH, M.; EGODAWATTA, P.; AYOKO, G. A.; RINTOUL, L.; GOONETILLEKE, A. Dispersal and transport of microplastics in river sediments. **Environmental Pollution**, v. 279, p. 1-9, jun. 2021.

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. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2 mar. 2012.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science Of The Total Environment**, v. 586, p. 127-141, maio 2017.

HUANG, D.; LI, X.; OUYANG, Z.; ZHAO, X.; WU, R.; ZHANG, C.; LIN, C.; LI, Y.; GUO, X. The occurrence and abundance of microplastics in surface water and sediment of the West River downstream, in the south of China. **Science Of The Total Environment**, v. 756, p. 143857-143864, fev. 2021.

IMHOF, H. K.; LAFORSCH, C.; WIESHEU, A. C.; SCHMID, J.; ANGER, P. M.; NIESSNER, R.; IVLEVA, N. P. Pigments and plastic in limnetic ecosystems: a qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. **Water Research**, v. 98, p. 64-74, jul. 2016.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352–364, fev. 2014.

JAMIESON, A. J. BROOKS, L. S. R.; REID, W. D. K.; PIERTNEY, S. B.; NARAYANASWAMY, B. E.; LINLEY, T. D. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. **Royal Society open science**, v. 6, n. 2, p. 1-11, fev. 2019.

KUMAR, M.; XIONG, X.; HE, M.; TSANG, D. C.; GUPTA, J.; KHAN, E; HARRAD, S.; HOU, D.; OK, Y. S.; BOLAN, N. S. Microplastics as pollutants in agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114980, 2020.

LANA, C. E.; ALVES, J. M. de P.; CASTRO, P. T. A. Análise morfométrica da bacia do Rio do Tanque, MG - BRASIL. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 2, p. 121-126, 2001.

LEADS, R. R.; WEINSTEIN, J. E. Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 569-582, ago. 2019.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, jun. 2018.

LI, J.; OUYANG, Z.; LIU, P.; ZHAO, X.; WU, R.; ZHANG, C.; LIN, C.; LI, Y.; GUO, X. Distribution and characteristics of microplastics in the basin of Chishui River in Renhuai, China. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 773, p. 145591-145598, jun. 2021.

LI, J. SONG, Y.; CAI, Y. Focus topics on microplastics in soil : Analytical methods, occurrence , transport , and ecological risks. **Environmental Pollution**, v. 257, p. 113570, 2020.

LIU, X.; SHI, H.; XIE, B.; DIONYSIOU, D. D.; ZHAO, Y. Microplastics as Both a Sink and a Source of Bisphenol A in the Marine Environment. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 17, p. 10188-10196, 8 ago. 2019.

LUO, W.; SU, L.; CRAIG, N. J.; DU, F.; WU, C.; SHI, H. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 174-182, mar. 2019.

LUSHER, A. L.; TIRELLI, V.; O'CONNOR, I.; OFFICER, R. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 1-9, out. 2015.

MAO, R.; SONG, J.; YAN, P.; OUYANG, Z.; WU, R.; LIU, S.; GUO, X. Horizontal and vertical distribution of microplastics in the Wuliangshuai Lake sediment, northern China. **Science Of The Total Environment**, v. 754, p. 1-6, fev. 2021.

MARTINEZ, F. V.; GALERA, I. C. Monitoring and evaluation of the water quality of Taal Lake, Talisay, Batangas, Philippines. **Journal of Academic Research**, v. 1, n. 1, p. 229-236, jul. 2011.

MASURA, J.; BAKER, J.; FOSTER, G.; ARTHUR, C. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Técnica memorando NOS-OR e R-48.

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, v. 108, n. 2, p. 131-139, out. 2008.

MÜLLER, V. C. **A quantitative geomorphic study od drainage basins characteristic in the Clinch Moutain área**. Tchenical Report. New York: Columbia University, n.3. 1953.

NEUBAUER, N.; SCIFO, L.; NAVRATILOVA, J.; GONDIKAS, A.; MACKEVICA, A.; BORSCHNECK, D.; CHAURAND, P.; VIDAL, V.; ROSE, J.; KAMMER, F. D. Nanoscale Coloristic Pigments: upper limits on releases from pigmented plastic during environmental aging, in food contact, and by leaching. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 20, p. 11669-11680, 8 out. 2017.

NITHIN, A.; SUNDARAMANICKAM, A.; SURYA, P.; SATHISH, M.; SOUNDHARAPANDIYAN, B.; BALACHANDAR, K. Microplastic contamination in salt pans and commercial salts – A baseline study on the salt pans of Marakkanam and Parangipettai, Tamil Nadu, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 165, p. 1-7, abr. 2021.

NOR, N. H. M.; OBBARD, J. P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, n. 1-2, p. 278-283, fev. 2014.

OLIVATTO, G. P.; MARTINS, M. C. T.; MONTAGNER, C. C.; HENRY, T. B.; CARREIRA, R. S. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 157-162, fev. 2019.

OLIVEIRA, F. **O elo perdido. Classe e identidade de classe na Bahia**. Editora Fundação Perseu Abramo, São Paulo, 2003.

OLIVEIRA, M.; RIBEIRO, A.; HYLLAND, K.; GUILHERMINO, L. Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). **Ecological Indicators**, v. 34, p. 641-647, nov. 2013.

OLIVEIRA, S. N.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; SILVA, T. M.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, E. S.; GUIMARÃES, R. F.; SILVA, N. C. Delimitação automática de bacias de drenagens e análise multivariada de atributos morfométricos usando modelo digital de elevação hidrologicamente corrigido. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 242, abr./jun. 2016.

OMNEXUS. **Density of Plastics: Technical Properties**. Disponível em: <https://omnexus.specialchem.com/polymer-properties/properties/density>. Acesso em: fev. 2021.

OSIBANJO, O.; DASO, A. P.; GBADEBO, A. M. The impact of industries on surface water quality of River Ona and River Alaro in Oluyole Industrial Estate, Ibadan, Nigeria. **African Journal Of Biotechnology**, v. 10, n. 4, p. 696-702, jan. 2011.

PARK, T.; LEE, S.; LEE, M.; LEE, J.; LEE, S.; ZOH, K. Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. **Science Of The Total Environment**, v. 708, p. 134535-134546, mar. 2020.

PARRON, L. M; MUNIZ, D. H. F; PEREIRA, C. M. Manual de amostragem e análise físico-química de água. Embrapa floresta, ISSN 1980-3958; 219. Colombo, Paraná. 2011.

PATCHAIYAPPAN, A.; ZAKIAHMED, S.; DOWARAH, K.; KHADANGA, S. S.; SINGH, T.; JAYAKUMAR, S.; THIRUNAVUKKARASU, C.; DEVIPRIYA, S. P. Prevalence of microplastics in the sediments of Odisha beaches, southeastern coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 1-10, jun. 2021.

PLASTICEUROPE. Plastics – the Facts 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2017. Disponível em: https://www.plasticseurope.org/application/files/5715/1717/4180/Plastics_the_facts_2017_FINAL_for_website_one_page.pdf. Acesso em: fevereiro de 2021.

PLASTICEUROPE. What are plastics? Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics>. Acesso em: fevereiro de 2021.

RAGUSA, A.; SVELATO, A.; SANTACROCE, C.; CATALANO, P.; NOTARSTEFANO, V.; CARNEVALI, O.; PAPA, F.; RONGIOLETTI, M. C. A.; BAIOTTO, F.; DRAGHI, S. Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, p. 1-8, jan. 2021.

RASTOGI, S.; RATHEE, P.; SAXENA, T.; MEHRA, N. K.; KUMAR, R. DBO analysis of industrial effluents: 5 days to 5 min. **Current Applied Physics**, n. 3, p. 191-194, 2003.

RIBEIRO, L. F.; EÇA, G. F.; BARROS, F.; HATJE, V. Impacts of shrimp farming cultivation cycles on macrobenthic assemblages and chemistry of sediments. **Environmental Pollution**, v. 211, p. 307-315, abr. 2016.

RILLIG, M. C. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 12, p. 6453–6454, 2012.

ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 65, p. 47–53, 2015.

RODRIGUES, M. O.; ABRANTES, N.; GONÇALVES, F. J. M.; NOGUEIRA, H.; MARQUES, J. C.; GONÇALVES, A. M. M. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science Of The Total Environment**, v. 633, p. 1549-1559, ago. 2018.

SAKSENA, D. N.; GARG, R. K.; RAO, R. J. Water quality and pollution status of Chambal river in National Chambal sanctuary, Madhya Pradesh. **Journal Of Environmental Biology**, Índia, v. 5, n. 29, p. 701-710, set. 2008

SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands of Perth Amboy. **Geological Society of America Bulletin**, v. 67, n. 5, p. 597-646, 1956.

SIGHICELLI, M.; PIETRELLI, L.; LECCE, F.; IANNILLI, V.; FALCONIERI, M.; COSCIA, L.; VITO, S. D.; NUGLIO, S.; ZAMPETTI, G. Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 645-651, maio 2018.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, dez. 2008.

SONG, J.; HOU, C.; ZHOU, Y.; LIU, Q.; WU, X.; WANG, Y.; YI, Y. The flowing of microplastics was accelerated under the influence of artificial flood generated by hydropower station. **Journal Of Cleaner Production**, v. 255, p. 120174, maio 2020.

SOUZA, J. R. B.; ZUCCHI, M. R.; COSTA, A. B.; AZEVEDO, A. E. G.; SPANO, S. Geochemical markers of sedimentary organic matter in Todos os Santos Bay, Bahia – Brazil. Indicators of sources and preservation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 2, p. 239-246, jun. 2017.

TAN, X.; YU, X.; CAI, L.; WANG, J.; PENG, J. Microplastics and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China. **Chemosphere**, v. 221, p. 834-840, abr. 2019.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, n. 20, p. 148-149, 2007.

TÓTH, B. ; BÓDIS, E. Estimation of suspended loads in the Danube River at Göd (1668 river km), Hungary. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 139-146, 2015.

UNEP. Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry. 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/20.500.11822/9238>. Acesso em: fevereiro de 2021.

USGS. United States Geological Survey. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: setembro de 2020.

USEPA. National Primary Drinking Water Regulations, United States Environmental Protection Agency. EPA816-F-09-004, 2018.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975.

WANG, W.; WANG, A.; CHEN, Li; LIU, Y.; SUN, R. Effects of pH on survival, phosphorus concentration, adenylate energy charge and Na⁺-K⁺ ATPase activities of *Penaeus chinensis* Osbeck juveniles. **Aquatic Toxicology**, v. 60, n. 1-2, p. 75-83, out. 2002.

WANG, W.; YUAN, W.; CHEN, Y.; WANG, J. Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. **Science Of The Total Environment**, v. 633, p. 539-545, ago. 2018.

WANG, G.; LU, J.; LI, W.; NING, J.; ZHOU, L.; TONG, Y.; LIU, Z.; ZHOU, H.; XIAYIHAZI, N. Seasonal variation and risk assessment of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111477-111486, jan. 2021.

WANG, W.; GE, J.; YU, XIANGYANG, Y.; LI, H. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective. **Science of the total Environment**, v. 708, p. 134841, 2020.

WANG, G.; LU, J.; TONG, Y.; LIU, Z.; ZHOU, H.; XIAYIHAZI, N. Occurrence and pollution characteristics of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. **Science Of The Total Environment**, v. 710, p. 1-9, mar. 2020.

WWF (WORLD FUND FOR NATURE). Brasil é o 4^o país do mundo que mais gera lixo plástico. 2019. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>. Acesso em: fevereiro de 2021.

YEO, B. G.; TAKADA, H.; YAMASHITA, R.; OKAZAKI, Y.; UCHIDA, K.; TOKAI, T.; TANAKA, K.; TRENHOLM, N. PCBs and PBDEs in microplastic particles and zooplankton in open water in the Pacific Ocean and around the coast of Japan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 1-13, fev. 2020.

ZAKI, M. R. M.; ZAID, S. H. M.; ZAINUDDIN, A. H.; ARIS, A. Z. Microplastic pollution in tropical estuary gastropods: abundance, distribution and potential sources of Klang river estuary, Malaysia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 162, p. 1-7, jan. 2021.

ZHAO, S.; ZHU, L.; WANG, T.; LI, D. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 86, n. 1-2, p. 562-568, set. 2014.

ZHANG, D.; CUI, Y.; ZHOU, H.; JIN, C.; YU, X.; XU, Y.; LI, Y.; ZHANG, C. Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. **Science Of The Total Environment**, v. 703, p. 1-9, fev. 2020.

ZHANG, H.; ZHOU, Q.; XIE, Z.; ZHOU, Y.; TU, C.; FU, C.; MI, W.; EBINGHAUS, R.; CHRISTIE, P.; LUO, Y. Occurrences of organophosphorus esters and phthalates in the microplastics from the coastal beaches in north China. **Science Of The Total Environment**, v. 616-617, p. 1505-1512, mar. 2018.

ZHANG, D.; FRASER, M. A.; HUANG, W.; GE, C.; WANG, Y.; ZHANG, C.; GUO, P. Microplastic pollution in water, sediment, and specific tissues of crayfish (*Procambarus clarkii*) within two different breeding modes in Jianli, Hubei province, China. **Environmental Pollution**, v. 272, p. 115939, mar. 2021.

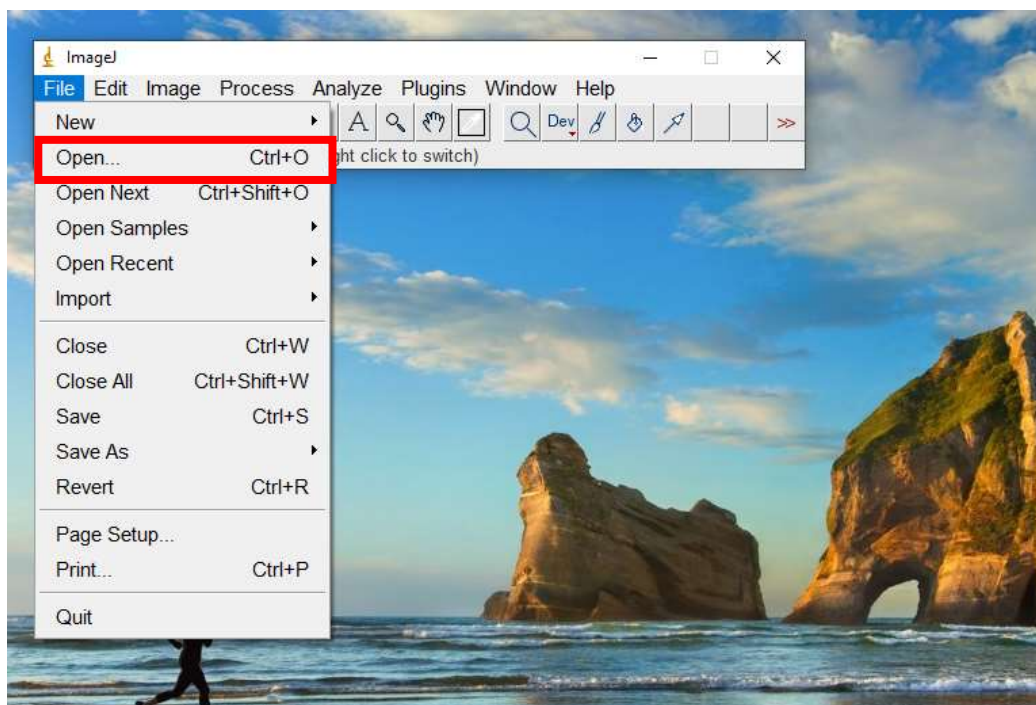
ZHANG, K.; GONG, W.; LV, J.; XIONG, X.; WU, C. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. **Environmental Pollution**, v. 204, p. 117-123, set. 2015.

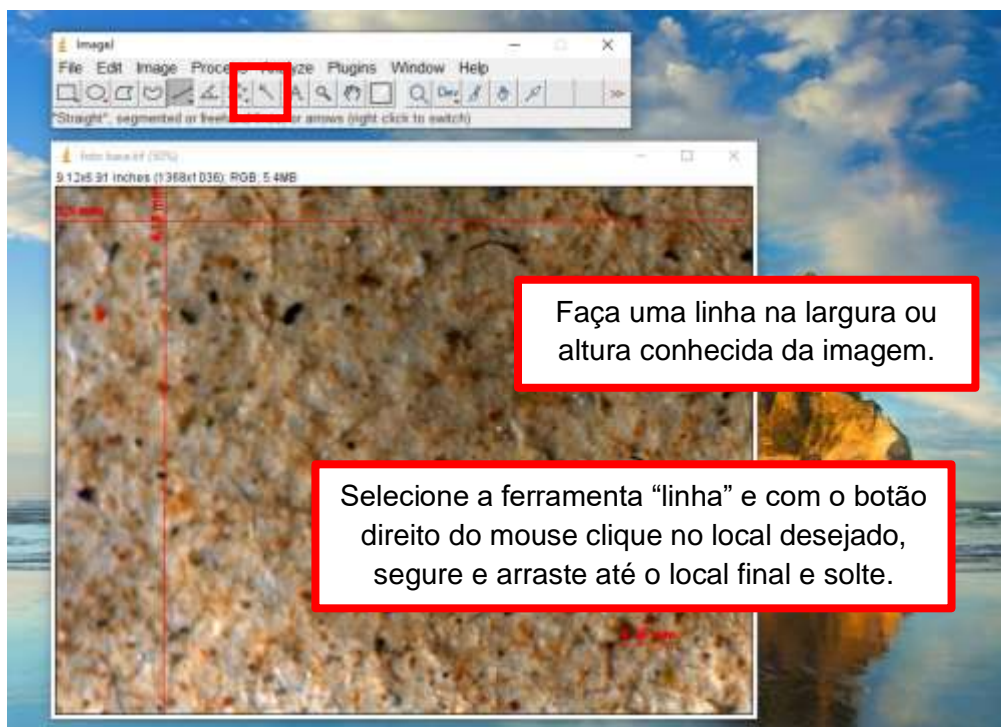
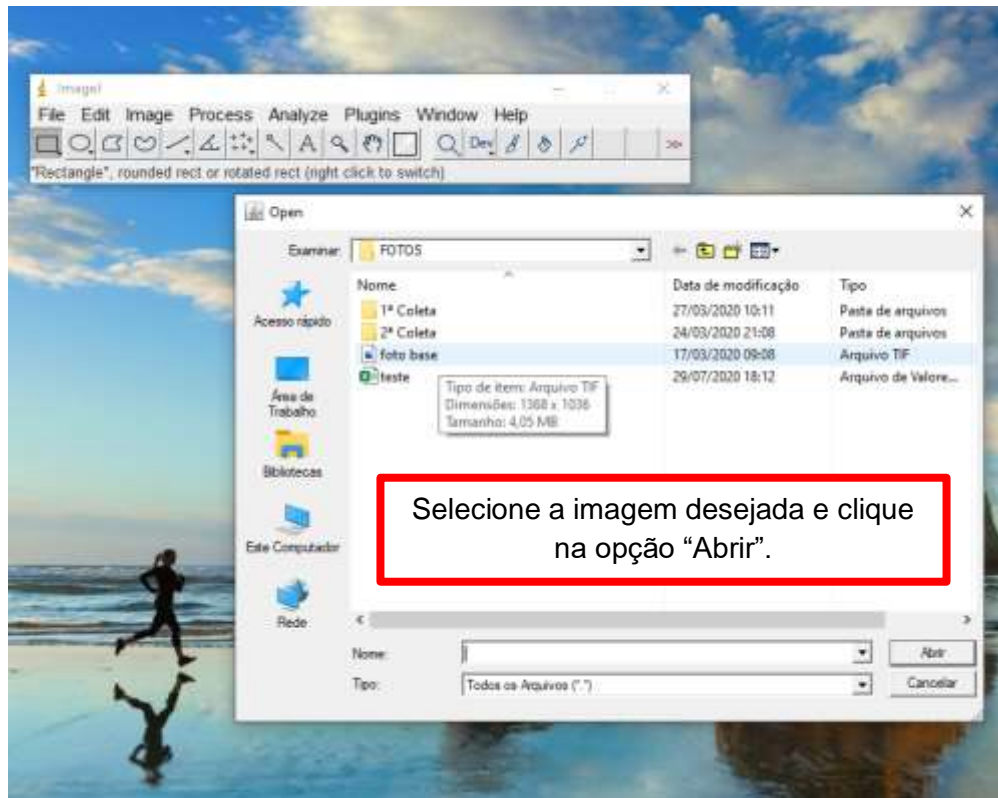
ZHU, L.; BAI, H.; CHEN, B.; SUN, X.; QU, K.; XIA, B. Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: observations on occurrence, distribution and identification. **Science Of The Total Environment**, v. 636, p. 20-29, set. 2018.

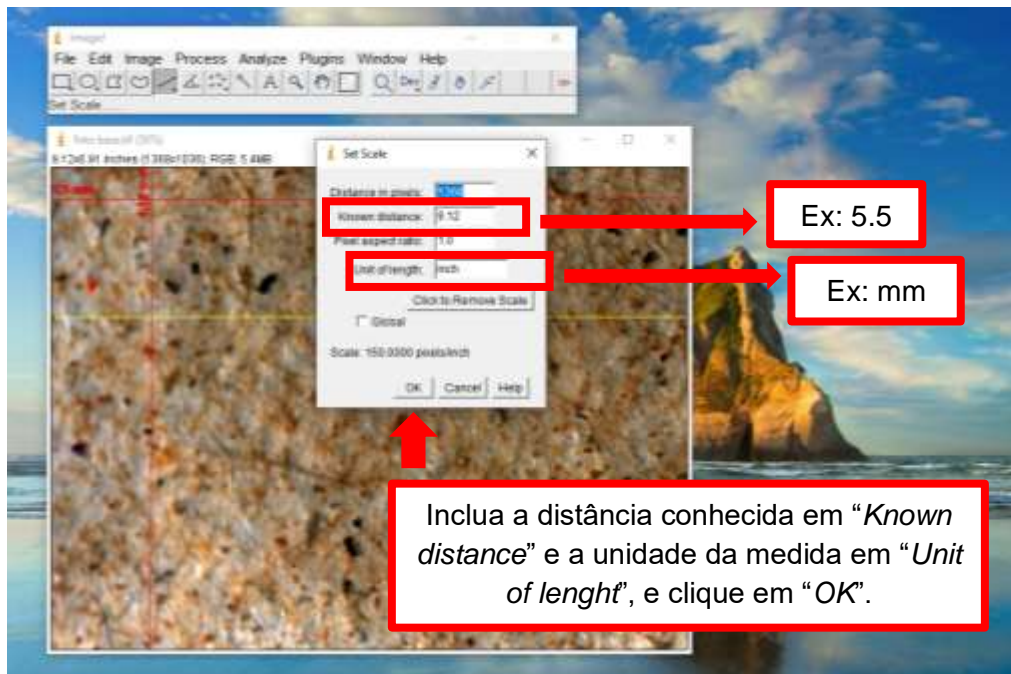
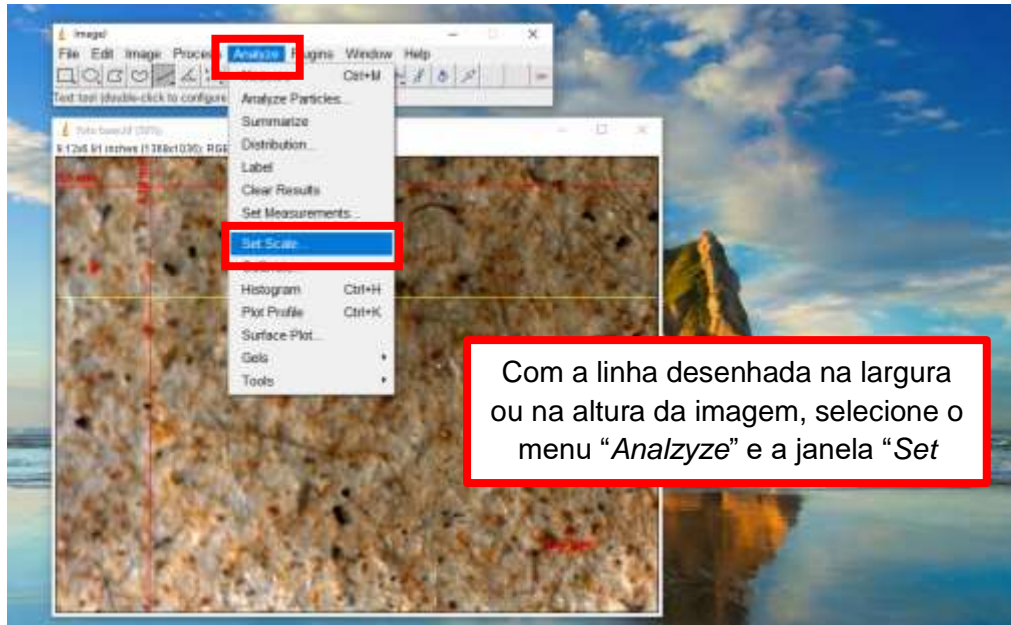
APÊNDICE 1 – Tutorial do software ImageJ 1.52a, para contabilização dos microplásticos.

Passo 1: Calibração da imagem

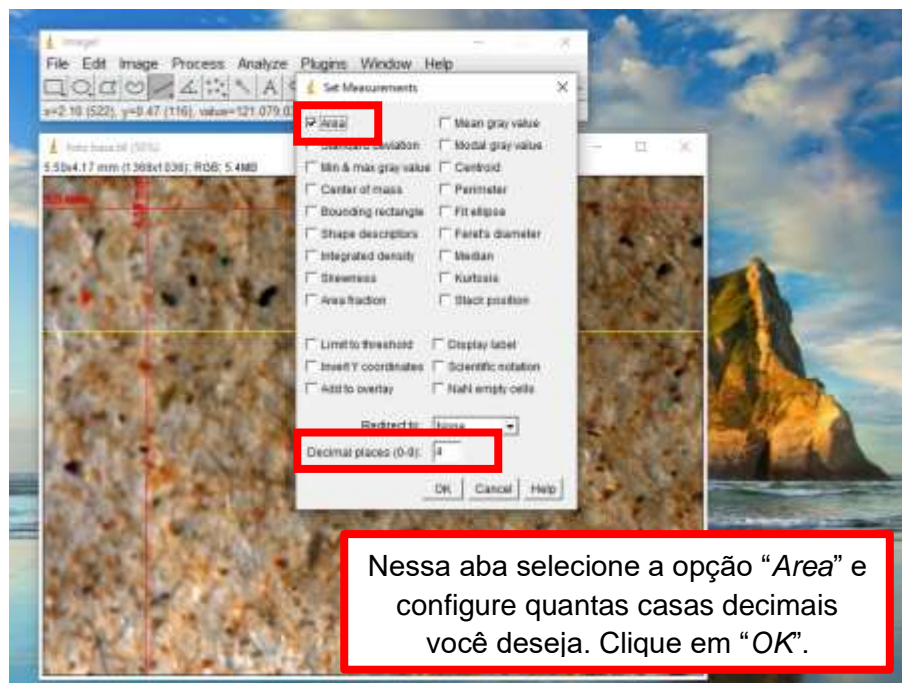
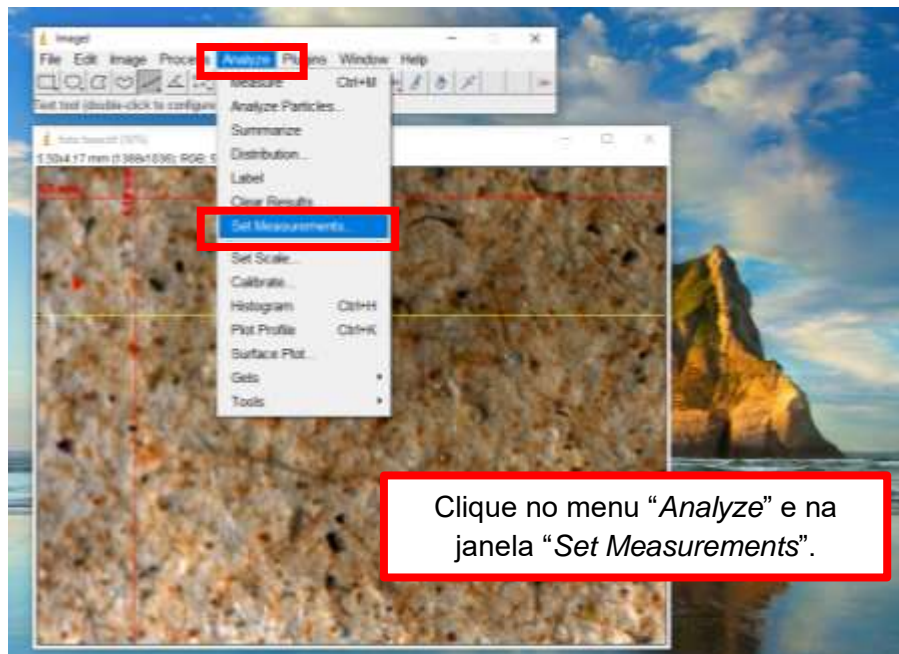
- ❖ Com o aplicativo ImageJ aberto, abra a imagem (altura ou largura da imagem deve ser conhecida). Siga os seguintes passos:



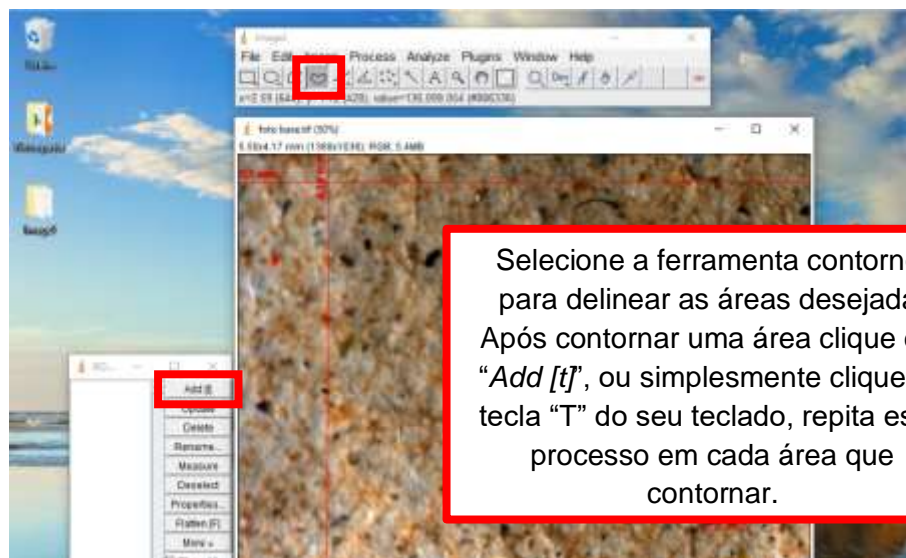
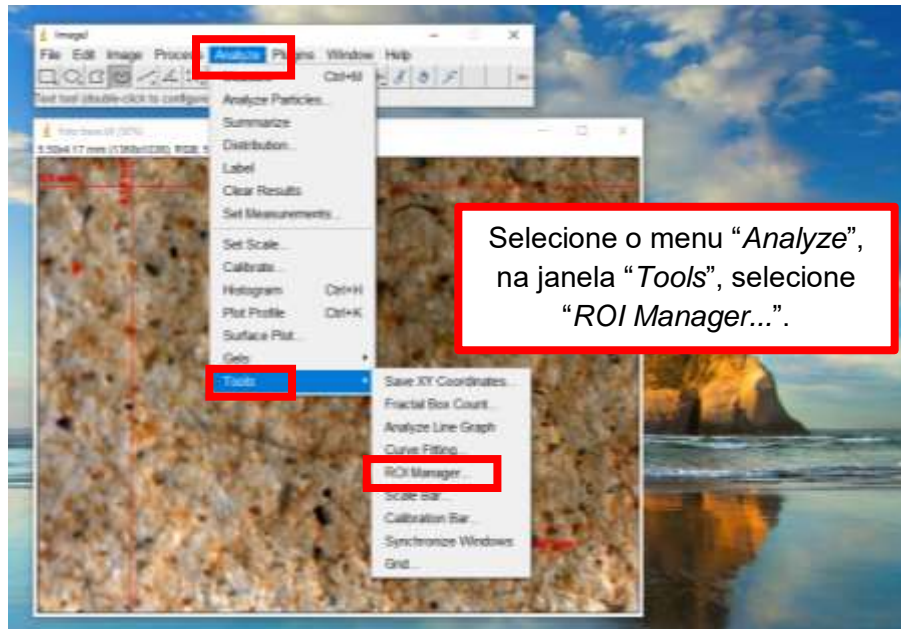


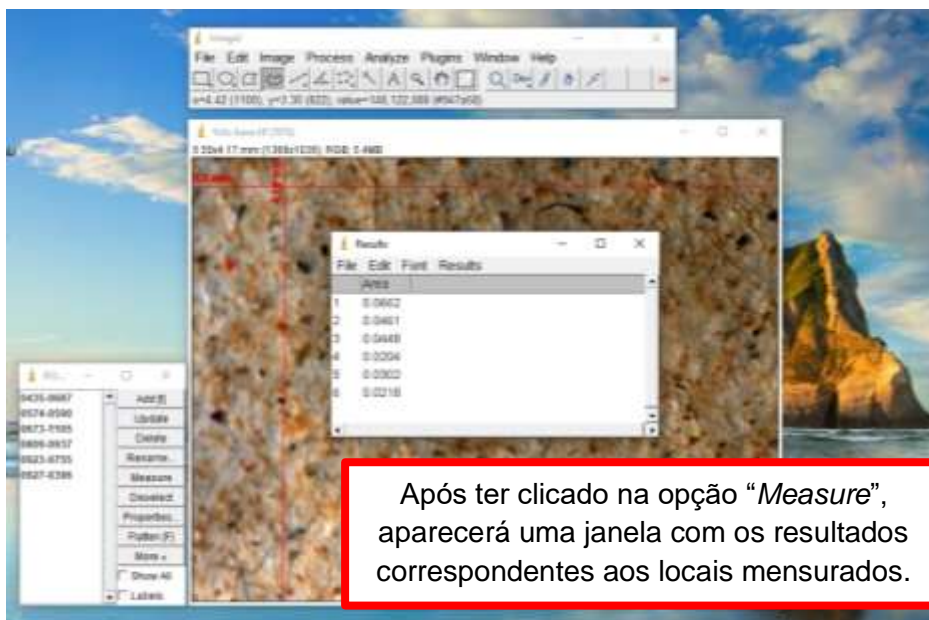
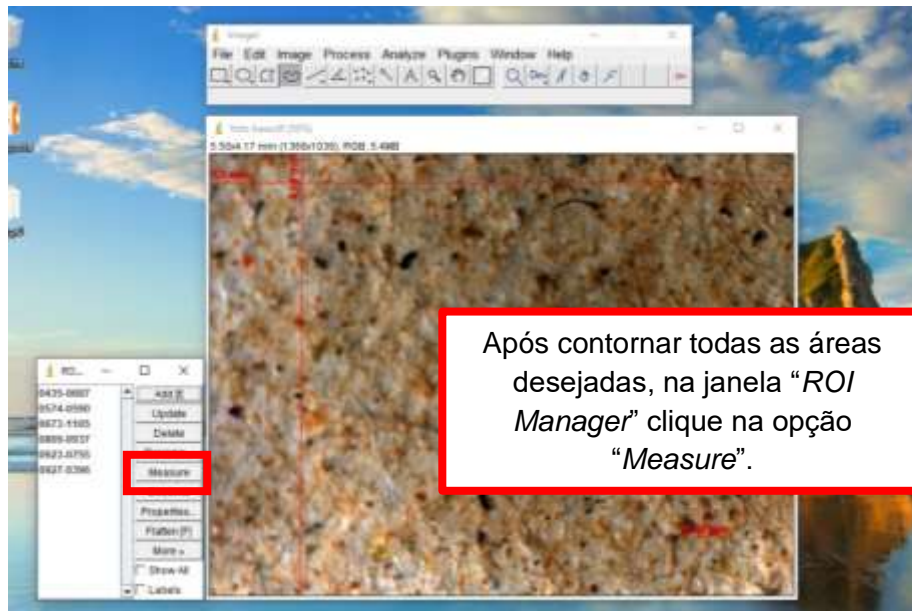


Passo 2: Configuração das medidas desejadas.

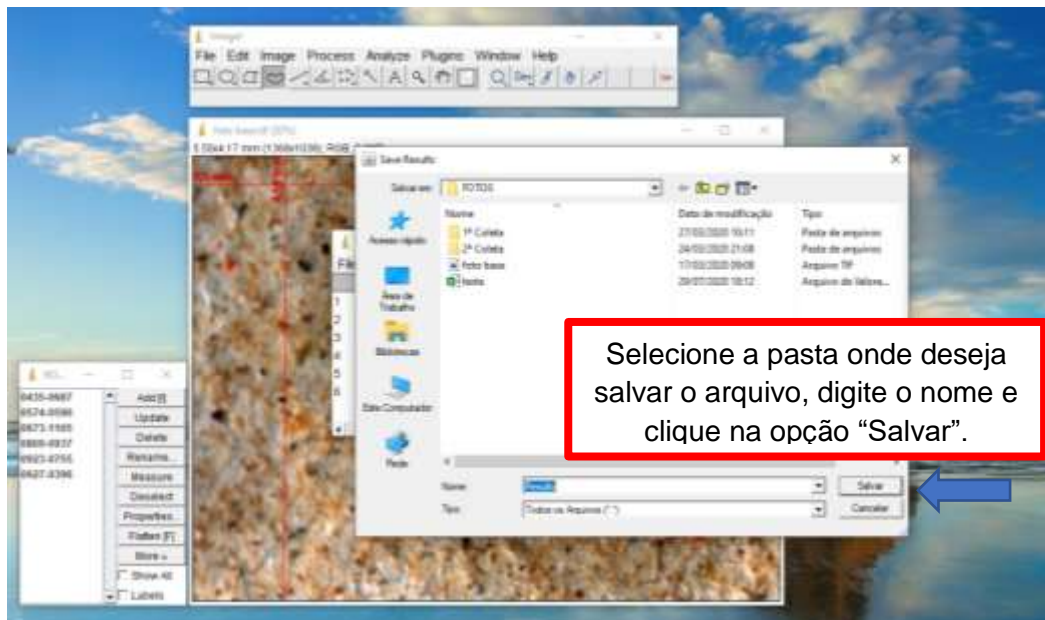
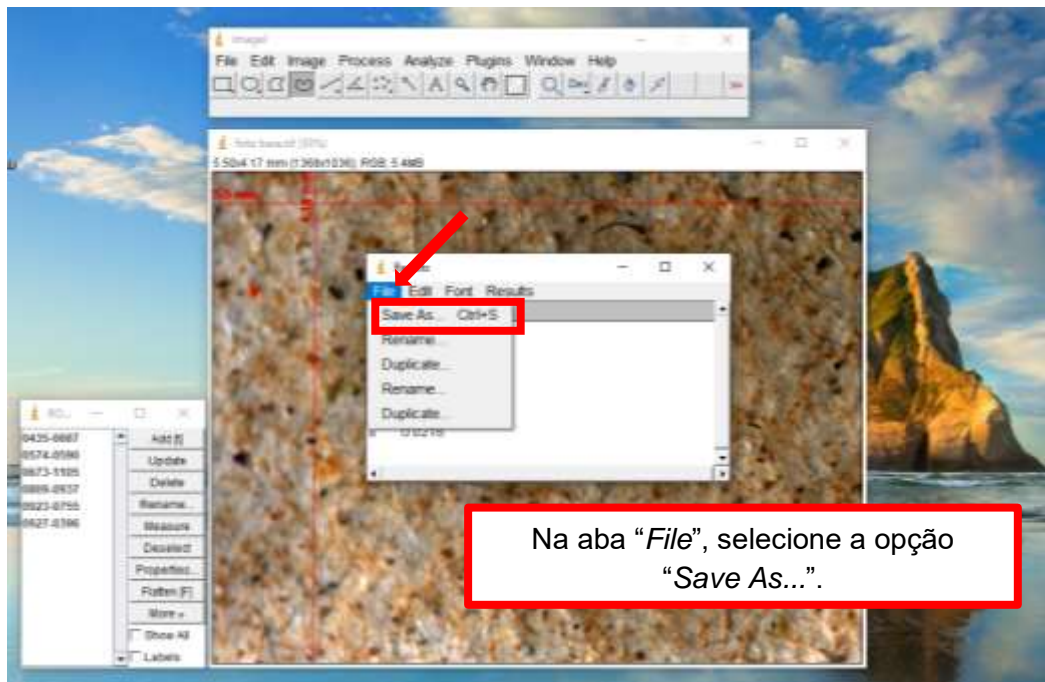


Passo 3: Utilizando a ferramenta contorno para medir a área.





Passo 4: Salvando os resultados.



Obs₁.: O arquivo é salvo no formato (".xls").

Obs₂.: Deve verificar o separador do seu Excel está em vírgula ou em ponto.