



Universidade do Algarve
Faculdade de Ciências e Tecnologia

**Caracterização da Macrofauna Bentónica
da Baía de Luanda- Angola**

Suzana João da Conceição Nicolau
Tese de Mestrado em Biologia Marinha

Faro, 2016



Universidade do Algarve
Faculdade de Ciências e Tecnologia

**Caracterização da Macrofauna Bentónica
da Baía de Luanda- Angola**

Suzana João da Conceição Nicolau

Tese de Mestrado em Biologia Marinha

Dissertação orientada pela Prof. Doutora Maria Alexandra Teodósio
(Universidade do Algarve-CCMAR) e pelo Doutor Pedro Range (Qatar
University)

Faro, 2016

Caracterização da Macrofauna Bentónica da Baía de Luanda- Angola

Declaração de autoria do trabalho

Declaro ser a autora deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.

(Suzana João da Conceição Nicolau)

Copyright

“A Universidade do Algarve tem o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicitar este trabalho através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, de o divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito a autor e editor”

Faro, 2016

“Consigo porque rezo “

(adaptado de Madre Teresa de Calcutá)

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus todo poderoso e a Sua mãe Maria Santissima, pelo Dom da vida, saúde e sabedoria;

À Prof.^a Dr.^a Maria Alexandra Teodósio pela orientação do trabalho, pelo acompanhamento de perto apesar dos muitos afazeres que tem, pela paciência, pelo tema sugestivo e actual, pelo rigor, nível de exigências e por ter contribuído para o meu desenvolvimento académico profissional;

Ao Dr. Pedro Range pela coorientação, pelas críticas, sugestões, sucessivas correcções sobretudo pela paciência que teve comigo desde a elaboração dos trabalhos experimentais até esta fase;

À todos os docentes e discentes do curso de Biologia Marinha particularmente ao Dr. Oscar Ferreira, pela paciência e disponibilidade sempre que solicitado;

Ao Ministério das Pescas da República de Angola nas pessoas do Dr. Assis, Joana Lopes, Moisés e Salomão pela paciência e confiança;

À Dr.^a Antónia Ombanoza que garantiu sempre que não nos faltasse subsidio para nossa subsistência;

Ao Instituto Nacional de Investigação Pesqueira de Angola (INIP) na pessoa da sua Directora Dr.^a Filomena Vaz Velho por ter pertimido a realização deste trabalho em Angola e a todo colectivo de trabalhadores da instituição, pela disponibilidade;

Ao Paulo Coelho, Silvana Faria (INIP) pela paciência, disponibilidade, incentivo sem o vosso apoio na fase da elaboração projecto não seria possível muito obrigada;

Ao Eng.^o António Unza (INIP) pela disponibilidade e paciência;

À Domingas Adelino (INIP) por me ter fornecido o seu material de identificação;

À Sonia, Marcelina, Domingos Pedro, Florêncio, Mendes, Rocha, Marisa e Stenia (INIP), obrigada por também terem me apoiado de forma incondicional na recolha das amostras;

Ao DEI- Geologia (UAN-Faculdade de Ciências) na pessoa do seu chefe de departamento Dr. Olímpio por me ter permitido a realização duma parte do meu trabalho, sem esquecer do Walter, Claudio e o Benvindo obrigada por colaborarem comigo;

À Dr^a Isabel Rangel docente do Departamento de Biologia, anjo que apareceu na minha vida no momento que mais precisava, muito obrigada;

À Dr^a Filomena Mateus chefe de Departamento de Biologia, sempre muito disponível para ajudar os outros, também teve uma mão na realização deste sonho;

À minha família que eu muito amo particularmente as minhas mães Suzana e Felismina, sem o amor delas não sei o que seria de mim e aos meus 16 irmãos por tudo que têm feito por mim;

Ao meu amor Rosário Bastos, por me ter incentivado a fazer o mestrado pelo apoio incondicional desde o primeiro dia que sai de Angola para Portugal, só nós sabemos o quanto foi duro, pela paciência, companherismo e dedicação;

A tia Teresa Bastos e o Walter, sempre com o seu jeito calmo, obrigada pelo vosso apoio moral e paciência;

Aos meus amigos e irmãos de coração nas pessoas da Mirien, Eunice, Canga, Panguila e Emanuel, por me terem aguentado cada um a seu jeito durante estes anos de convivência, vocês foram o meu suporte, muito obrigada por fazerem parte do meu trajeto;

Aos meus colegas e amigos Domingas, Nelson e Victor (compadre) o meu muito obrigada sem o vosso apoio o caminho teria sido mais longo;

Aos meus colegas de laboratório, Marília e o Marco pela força e paciência;

Ao David Piló e o seu colega por me terem ajudado na identificação das espécies, pela disponibilidade e paciência;

À Isabel e ao Ramiro, pelos ensinamentos do programa R, pela paciência e disponibilidade;

Ao Paulo Santana, por me ter ajudado na determinação da granulometria dos sedimentos;

Aos tripulantes da Lancha ambiente na pessoa do Roque, Mauricio e Bernardo, foram incansáveis;

À Paula Caboz pela amizade, paciência e disponibilidade;

À todos que directa ou indirectamente contribuíram para realização deste trabalho.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu pai, padrinho e amigo Mateus da Silva Inglês “em memória“ pela vida, amor e pela forma carinhosa que sempre me tratou “segunda mulher ou doutorinha” onde quer que ele esteja sei está muito orgulhoso por mais um objectivo alcançado.

RESUMO

Com o presente trabalho pretendeu-se caracterizar a macrofauna bentónica da Baía de Luanda, e sua relação com os parâmetros físico-químicos do sedimento e da coluna de água; de forma a identificar as variáveis abióticas que melhor explicam os padrões de distribuição e as espécies com potencial de utilização como bioindicadores da qualidade ambiental. Para este efeito foram efectuadas ao longo dos meses de Maio e Julho de 2015, 10 campanhas de amostragens em 8 estações ao longo da Baía. Em cada uma das estações de amostragem foram recolhidas 3 amostras de sedimento (replicados) com uma draga do tipo Van Veen com capacidade máxima de 3dm³, numa área 300cm². Amostrou-se água da superfície e de profundidade, para medição de pH, a temperatura (°C), salinidade, clorofila a (µg/L), oxigénio dissolvido (mg/L). Também determinou-se a transparência da água, matéria orgânica (%) e os parâmetros granulométricos do sedimento. Os dados foram analisados por métodos estatísticos univariados e multivariados. Colectou-se um total de 1421 indivíduos da macrofauna bentónica, distribuídos por 7 grupos taxonómicos principais, sendo os mais abundantes Annelida, Arthropoda e Mollusca. Em termos da abundância verificou-se que a espécie *Cyathura carinata* foi a mais abundante com cerca 27%. Apesar da Baía de Luanda ter sido caracterizada por baixos valores de biomassa na maior parte dos organismos, observou-se contribuições de biomassa ligeiramente mais elevadas no bivalve *Pitar rudis* com cerca 17%, da biomassa total dos organismos. A área de estudo apresentou uma baixa diversidade, estando possivelmente associada a existência de uma perturbação generalizada, em especial nas zonas mais interiores da Baía de Luanda. Temporalmente não se verificaram diferenças significativas na estrutura da comunidade da macrofauna bentónica. As variáveis ambientais que mais explicaram os padrões de distribuição da macrofauna bentónica foram: temperatura, transparência da água, conteúdo de matéria orgânica, clorofila a, e a granulometria. A monitorização periódica desta área é imprescindível dada a carência na descrição sazonal completa da diversidade marinha específica.

Palavra-chave: Invertebrados bentónicos, taxonomia, índices de diversidades, estrutura da comunidade, bioindicadores marinhos.

ABSTRACT

The present study aimed to characterize the benthic macrofauna of the Bay of Luanda and its relationship to the physical and chemical variables of the sediment and the water column; in order to identify the abiotic variables that best explain the distribution patterns and species with potential for use as bio-indicators of environmental quality. For this purpose 10 sampling campaigns were carried out at 8 stations along the Bay over the months of May and July 2015. In each of the sampling stations 3 replicate sediment samples were collected with a Van Veen grab with a maximum capacity of 3dm³ and an area 300cm². Seawater was also sampled water at surface and bottom depthd for measurements of pH, temperature (° C), salinity, chlorophyll (mg / l) Dissolved Oxygen (mg / L) and transparency. The organic matter content (%) and the grain size of the sediments were also determined. Data were analyzed by univariate and multivariate statistical methods. A total of 1421 individuals were collected, distributed in 7 major taxonomic groups, the most abundant being Annelida, Arthropoda and Mollusca. In terms of abundance it was found that the species *Cyathura carinata* was the most abundant, representing about 27% of the total. Overall, Luanda Bay has been characterized by low values of biomass in most organisms, with the exception of the clam *Pitar rudis*, which represented about 17% of the total biomass of organisms. The study area showed a low diversity and this may be associated with the existence of a widespread disturbance in the inner stations of Bay of Luanda. There were no significant temporal differences in the community structure of benthic macrofauna. Environmental variables that explained most of the distribution patterns of benthic macrofauna were: temperature, water transparency, organic matter content, chlorophyll a, and grain size. Periodic monitoring of this area is indispensable, given our lack of knowledge about the specific seasonal marine diversity in the region.

Keyword: Benthic invertebrate fauna, taxonomy, diversity index, community structure, marine bio-indicators.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Objectivos	5
2. METODOLOGIA	6
2.1. Área de estudo (Baía de Luanda)	6
2.2. Caracterização das estações de amostragem	8
2.3. Estratégia de amostragem	10
2.4. Métodos de recolha	10
2.4.1. Parâmetros abióticos	10
2.4.2. Parâmetros bióticos	10
2.5. Procedimento laboratorial	11
2.5.1. Determinação granulométrica do sedimento pelo método de crivagem e por Malvern Mastersizer	11
2.5.2. Matéria orgânica do sedimento	11
2.5.3. Determinação do oxigénio dissolvido	12
2.5.4. Determinação da concentração da clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	12
2.5.5. Triagem e identificação da macrofauna bentónica	12
2.5.6. Determinação da biomassa da macrofauna bentónica	13
2.6. Análises dos dados	13
2.6.1. Determinação do oxigénio dissolvido	13
2.6.2. Índices de diversidade	13
2.6.3. Índice de Carlson	15
2.6.4. Índice de Importância Relativa	15
2.6.5. Frequência de Ocorrência (FO) ou Factor de ocorrência (Foc.)	15
2.6.6. Métodos multivariados	16
2.6.6.1. Ordenação multidimensional não métrica (MDS)	16
2.6.6.2. Análise de ANOSIM	16
2.6.6.3. SIMPER	16
2.6.6.4. Curvas de Abundância/ Biomassa e Marine Biotic Index (AMBI) ..	16
2.6.6.5. Análise de correspondência	17
3. RESULTADOS	18
3.1. Parâmetros abióticos	18

3.1.1.	Granulometria do sedimento	18
3.1.2.	Matéria orgânica do sedimento.....	18
3.1.3.	Oxigénio dissolvido.....	19
3.1.4.	Salinidade	20
3.1.5.	Temperatura.....	20
3.1.6.	Concentração da clorofila a ($\mu\text{g/L}$).....	21
3.1.7.	Índice de Estado Trófico e transparência da água	22
3.1.8.	pH	23
3.2.	Parâmetros bióticos	23
3.2.1.	Estrutura da comunidade	23
3.2.1.1.	Abundância.....	24
3.2.1.2.	Biomassa	25
3.2.1.3.	Índice de Importância Relativa (IRI)	28
3.2.1.4.	Factor de ocorrência (FO)	28
3.2.2.	Índices de diversidade	30
3.2.3.	Métodos multivariados	31
3.2.3.1.	Ordenação multidimensional não métrica (MDS)	31
3.2.3.2.	ANOSIM	32
3.2.3.3.	SIMPER	33
3.2.3.4.	Curvas de Abundância/ Biomassa e Marine Biotic Index (AMBI) ..	33
3.2.4.	Análise de correspondência	36
4.	DISCUSSÃO	38
4.1.	Parâmetros abióticos	38
4.2.	Parâmetros bióticos	42
4.2.1.	Estrutura da comunidade	42
4.2.2.	Índices de diversidade	46
4.2.3.	Curvas de Abundância/ Biomassa e Marine Biotic Index (AMBI).....	48
4.2.4.	Análise de correspondência	49
5.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	52
5.1.	Conclusões	52
5.2.	Recomendações	53
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
ANEXOS	71	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1: Localização geográfica da área de estudo (Adaptado do Google maps 2016).....	6
Figura 2.2: Localização da área de amostragem e dos diferentes pontos amostrados (Adaptado Google maps, 2016).	9
Figura 3.1: Composição granulométrica do sedimento nas estações de amostragem ao longo do mês de Maio (A) e Julho (B).....	18
Figura 3.2: Variação da percentagem de matéria orgânica no sedimento (média \pm desvio padrão) dos valores entre as estações de amostragem durante o mês de Maio (A) e Julho (B).....	19
Figura 3.3: Variação média da concentração de oxigénio (mg/L) à superfície (A ₁) e à profundidade (A ₂) nas estações de amostragem durante o mês de Maio.	19
Figura 3.4: Variação média da concentração de oxigénio (mg/L) à superfície (B ₁) e à profundidade (B ₂) nas estações de amostragem durante o mês de Julho.	20
Figura 3.5: Variação média da salinidade da água à superfície e à profundidade durante os meses de Maio (A) e Julho (B).	20
Figura 3.6: Variação da temperatura média da água à superfície e à profundidade durante os meses de Maio (A) e Julho (B).	21
Figura 3.7: Variação média da concentração da clorofila a ($\mu\text{g/L}$) à superfície (A ₁) e à profundidade (A ₂) nas estações de amostragem durante o mês de Maio.	21
Figura 3.8: Variação média da concentração da clorofila a ($\mu\text{g/L}$) à superfície (B ₁) e à profundidade (B ₂) nas estações de amostragem durante o mês de Julho.	22
Figura 3.9: Variação do Índice do Estado Trófico durante os meses de Maio (A) e Julho (B).....	22
Figura 3.10: Valores da transparência da água obtidas a partir do disco de secchi, durante o período de amostragem Maio (A) e Julho (B).	23
Figura 3.11: Variação espacial do pH durante o mês de Julho.....	23
Figura 3.12: Principais grupos taxonómicos encontrados na área de estudo.....	24
Figura 3.13: Dendograma Cluster baseado nas similaridades Bray-Curtis para o factor “ estação de acordo com os valores da abundância por <i>taxa</i> . A zona em destaque permitiu separar os dois grupos identificados (Maio).....	31
Figura 3.14: Dendograma Cluster baseado nas similaridades Bray-Curtis para o factor “ estação de acordo com os valores da abundância por <i>taxa</i> . A zona em destaque permitiu separar os dois grupos identificados (Julho).	31
Figura 3.15: Análise espacial MDS (ordenação multidimensional não métrica) baseada nas similaridades Bray-Curtis em relação à abundância de cada <i>taxa</i> nas estações amostradas com um stress da análise de 0,09. As zonas em destaque constituem os dois grupos marcados (Maio).....	32
Figura 3.16: Análise espacial MDS (ordenação multidimensional não métrica) baseada nas similaridades Bray-Curtis em relação à abundância de cada <i>taxa</i> nas estações amostradas com um stress da análise de 0,09. As zonas em destaque constituem os dois grupos marcados (Julho)	32
Figura 3.17: Curvas ABC das estações de amostragem no mês de Maio, onde estão representadas as curvas cumulativas da Biomassa (B) e Abundância (A) dos diferentes <i>taxa</i>	34

Figura 3.18: Curvas ABC das estações de amostragem no mês de Julho, onde estão representadas as curvas cumulativas da Biomassa (B) e Abundância (A) dos diferentes <i>taxa</i>	35
Figura 3.19: A análise multi-índice M-AMBI distingui diferentes ECOQS (índice e nível de qualidade ecológica) de acordo com as várias estações e período de amostragem (Maio).	36
Figura 3.20: A análise multi-índice M-AMBI distingui diferentes ECOQS (índice e nível de qualidade ecológica) de acordo com as várias estações e período de amostragem (Julho).	36
Figura 3.21: Resultado da análise de correspondência nas diferentes estações de amostragens ao longo do mês de Maio, com as respectivas variáveis ambientais: Sal= Salinidade, Tem=Temperatura, MO=Matéria orgânica, Cla= Clorofila a, Oxi=Oxigénio, Secchi= Disco de Secchi, Amg= Areia muito grossa, Ag= Areia grossa, Am= areia média, Af= Areia fina, Amf= Areia muito fina, Lmg= Lama muito grossa, Lg= lama grossa, Lm= Lama média, Lf = Lama fina, Lmf=Lama muito fina, Agla= Argila.	37
Figura 3.22: Resultado da análise de correspondência nas diferentes estações de amostragens ao longo do mês de Julho, com as respectivas variáveis ambientais: Sal= Salinidade, Tem=Temperatura, MO= Matéria orgânica, Cla= Clorofila a, Oxi=Oxigénio, pH, Secchi= Disco de Secchi, Amg= Areia muito grossa, Ag= Areia grossa, Am= Areia média, Af= Areia fina, Amf= Areia muito fina, Lmg= Lama muito grossa, Lg= Lama grossa, Lm= Lama média, Lf= Lama fina, Lmf=Lama muito fina, Agla= Argila.	37

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I: Análise total do número de indivíduos (N° ind.), percentagens da abundância (Abn%), média e desvio padrão da abundância (med./desv.ab). Biomassas relativas (Bio-r) e percentuais (Bio%), média e desvio padrão da biomassa (med./desv.bio) durante o mês de Maio.	25
Tabela II: Análise total do número de indivíduos (N° ind.), percentagens da abundância (Abn%), média e desvio padrão da abundância (med./desv.ab). Biomassas relativas (Bio-r) e percentuais (Bio%), média e desvio padrão da biomassa (med./desv.bio) durante o mês de Julho.	26
Tabela III: Análise da percentagem do Factor de Ocorrência (FO) e o Índice de Importância Relativa (IRI) das espécies ao longo das duas campanhas (Maio e Julho).	28
Tabela IV: Variação espacial e temporal do número de <i>taxa</i> (S) e os índices de diversidade Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') Shannon-Wiener (H') e de Simpson (λ) durante os meses de Maio e Julho.	30
Tabela V: Resultados da análise de dissimilaridades – ANOSIM com valores de R e níveis de significância (P) para o factor “Estação” de acordo com a abundância de cada grupo da macrofauna bentónica em cada uma das estações de amostragem ao longo dos meses de Maio (esquerda) e Julho (direita). ...	33

1. INTRODUÇÃO

Angola está localizada no sudoeste de África e possui cerca de 1,600 km de linha da costa no Atlântico sul. Este país possui uma riqueza aquática extraordinária que está associada a uma relevante diversidade biológica, tornando-o um dos mais importantes centros de biodiversidade marinha do continente africano. No entanto, a maioria das espécies não estão ainda referenciadas, pelo que o seu estudo representa um sério desafio aos investigadores, dado a carência na descrição completa da diversidade marinha específica, da maior parte dos grupos taxonómicos existentes ao longo da sua costa. Na costa angolana ocorrem algumas baías, lagunas e estuários de diferentes dimensões. Entre esses ecossistemas destacam-se: a foz do rio Congo na região norte; a Laguna do Mussulo, a Baía de Luanda e a foz dos rios Cuanza e Longa, na província de Luanda, a ponta de São José, na província de Benguela, ponta Brava e a Baía dos Tigres na província do Namibe, ambas na região sul de Angola (Brognon, 1970; Guilcher *et al.*, 1974).

A grande ocupação humana nas regiões costeiras, tem sido associada a uma gama diversificada de mudanças ecológicas dos ecossistemas marinhos, com consequente aumento de poluição, alteração e destruição de habitats, devido à concentração de actividades que se têm verificado ao longo dos anos ao redor das zonas costeiras (Curry-Lindahl, 1972; Gonçalves & Silva, 2000; Oroud, 2008; Kaiser *et al.*, 2011; Vikas & Dwarakish, 2015). A Organização Mundial da Saúde (Vikas & Dwarakish, 2015) define poluição costeira como sendo a introdução pelo homem, directa ou indirectamente, de substâncias ou energia no meio marinho, incluindo os estuários, o que resulta ou possa resultar em efeitos nocivos, tais como danos aos recursos e à vida marinha, riscos para a saúde humana, entrave às actividades marítimas, incluindo a pesca e as outras utilizações legítimas do mar, alteração da qualidade para o uso da água do mar e redução das comodidades.

A poluição aquática e os efeitos adversos nos recursos marinhos vivos alcançaram proporções alarmantes em todo mundo, mesmo em áreas remotas e Relativamente pouco frequentadas, como os oceanos Ártico e Antártico. O Mar Báltico é provavelmente a região marinha mais poluída do mundo, as pescas no Mar Mediterrâneo capturam organismos com níveis elevados de poluição (Curry-Lindahl, 1972; Vikas & Dwarakish, 2015).

Essas alterações têm suscitado por parte da comunidade científica e sociedade em geral, uma grande preocupação para manutenção dos ecossistemas e da biodiversidade. A maioria das actividades humanas no ambiente marinho causam algum tipo de perturbação ecológica, que ocorrem em distintas escalas espaciais e temporais (Gonçalves, *et al.*, 2000; Kaiser, *et al.*, 2011). Muitas dessas actividades envolvem a crescente exploração dos recursos biológicos (pesca), turismo, actividades portuárias e dragagens (Chícharo *et al.*, 2002; Queiroz *et al.*, 2008; Kaiser, *et al.*, 2011).

Enquanto outras formas de impacto advêm do aumento da produção agrícola (escoamento agrícola), da crescente industrialização (efluentes industriais), de actividades mineiras, de escorrências de esgotos domésticos ou alterações sazonais no fluxo, associadas a variações de caudal de água doce (natural ou antropogénico) (Chicharo & Chicharo, 2006). Colocam desta forma mais pressão sobre os recursos hídricos (Weston, 1990; Fernandes, 2007; Oroud, 2008; Kaiser *et al.*, 2011; Saher & Siddiqui, 2016). Devido a essas actividades, os ecossistemas costeiros estão a enfrentar um aumento da carga de poluição por metais pesados tais como Ag, Fe, Cu, Zn, Co, Mn, Cr, Mo, V, Se e Ni (Ho, *et al.*, 1995; James & Mary, 2014; Saher & Siddiqui, 2016)

As substâncias que são directamente lançadas para os oceanos através de escorrências de esgotos domésticos, rios ou valas de drenagens, provocam o acréscimo de matéria orgânica e nutrientes no meio marinho, como consequência pode ocorrer à eutrofização e induzir à hipóxia ou mesmo à anóxia; o aumento da turbidez, afecta a produção primária e os organismos filtradores; e a contaminação química, que resulta em efeitos tóxicos a todos os níveis da biota marinha e a saúde humana (Vikas & Dwarakish, 2015).

Além da poluição agrícola e industrial impacto de maior expressão e importância para o ambiente marinho, são aqueles relacionados com a exploração de petróleo, principalmente em zonas costeiras. Navios de petróleos derramam aproximadamente 360000 toneladas de petróleo anualmente sobre a superfície, (Curry-Lindahl, 1972; Gennaro, 2004; Lan, *et al.* 2014; Levinton, 1995.). Estes grandes incidentes de derramamento de petróleo, tornam-se num factor importante na destruição do meio ambiente marinho e na saúde humana, apesar da frequência destes incidentes ser baixa, o dano é enorme (Lan, *et al.*, 2014).

Dentre as várias comunidades biológicas existentes nos sistemas costeiros, os organismos bentónicos estão especialmente sujeitos á poluição devido á sua fraca mobilidade. Ao zoobentos pertencem os organismos da epifauna que são espécies que vivem sobre

substrato, e os organismos da endofauna que são as espécies que escavam ou se encontram enterrados no sedimento ou por vezes nas rochas (Miller, 2005; Gray & Elliot, 2009). Apesar das grandes variações de dimensão que os organismos bentónicos apresentam, e de acordo com classificação da malha utilizada para separar os organismos do sedimento, a endofauna inclui o macrobentos, que são os organismos retidos por crivos de malha de 0,5 mm, o meiobentos a fauna retido por crivos de malha 0,062 mm e o microbentos, tem dimensão inferior a 0,062 mm (Holme & McInthyre, 1984). No macrobentos estão representados os mais variados grupos zoológicos, desde os poliquetas, crustáceos, moluscos, equinodermes, nematódes, sipunculídeos (Miller, 2005).

A ocorrência e distribuição destes organismos eram influenciadas por vários factores abióticos como temperatura, salinidade, disponibilidade de nutrientes e substrato (Brucet *et al.* 2012; Encarnação *et al.*, 2014; Range *et al.*, 2014) e factores bióticos nomeadamente a predação e a competição. Dentre esses factores, o substrato (sedimento ou rocha) e a profundidade são os mais importantes para a estrutura da macrofauna bentónica (Kennedy & Jacoby, 1999; Miller, 2005).

Apesar dos macroinvertebrados bentónicos terem sido utilizados na Europa e na América do Norte desde o início do século XX, para a biomonitorização de corpos aquáticos, em muitos países, como America do Sul, a aplicação deste conhecimento deu-se algum tempo mais tarde (Silveira, 2004). Petersen, pioneiro em ecologia quantitativa bentónica, já demonstrou a cerca de um século, que os animais bentónicos na Costa de Skagerrak-Kattegat podiam ser utilizados para indicar alterações estruturais no ecossistema, visto que se tratou de uma área que a nível local e regional tinha sido sujeita a eutrofização e hipoxia durante as ultimas décadas (Rosenberg, 2014).

Na década de cinquenta, deu-se início a vários estudos taxonómicos e ecológicos das margens do litoral da África ocidental, com maior incidência na região do Golfo da Guiné. Estes trabalhos permitiram obtenção dos primeiros dados sobre as espécies e as comunidades de fauna e flora características desta região, visando no conhecimento da biologia e ecologia dos Molluscos (Nicklès, 1950), Polychaeta (Fauvel & Rullier, 1957a) e Decápodes (Capart, 1951).

Vários estudos analisaram a estrutura e o funcionamento das comunidades de macroinvertebrados presentes nos ecossistemas costeiros de águas temperadas (Kwak & Klumpp, 2004; Polte *et al.*, 2005), mas para os ecossistemas tropicais africanos, na região tropical do Atlântico Leste sobretudo na costa da África Austral, da qual Angola faz parte,

essa informação é ainda muito escassa (John & Lawson, 1990; Paula *et al.*, 2001; Whitfield, 1989; Santos, 2007). Por exemplo, registou-se um reduzido conhecimento sobre a comunidade de poliquetas, e a sua distribuição ao longo da costa ocidental africana particularmente importantes na estruturação e funcionamento dos ecossistemas marinhos (Day, 1967 in Santos, 2007), consequentemente para Angola são poucos os trabalhos existentes.

No entanto, alguns investigadores contribuíram já para conhecimento destes organismos bentónicos em Angola tais como: Von Cosel (2006); Santos (2007) trabalho realizado na Laguna do Mussulo-Angola; Andrade (2011) trabalho realizado no Clube Naval- Baía de Luanda; Faria (2011) trabalho realizado na plataforma continental de Cabinda durante o cruzeiro com Navio investigação norueguês Dr. Fridtjof Nansen; Moritz (2012) trabalho realizado ao longo da costa angolana; Santos (2012) trabalho realizado na Baía de Luanda; Lange (2013 e 2014) trabalho realizado ao longo da costa angolana; Cassoma (2014) trabalho realizado no porto de Luanda.

Actualmente, a nível mundial nos programas de monitoração ambiental para regiões potencialmente impactadas, o emprego de parâmetros biológicos para avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos incidem principalmente sobre a fauna bentónica, com especial atenção para os macroinvertebrados bentónicos (Klaoudatos *et al.*, 2006; Piló *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012; Weston, 1990;). Esta aproximação está tendo, portanto, ampla difusão nos vários continentes, devido às características peculiares e importância ecológica que eles apresentam.

Sendo os organismos, bentónicos de forma geral, muito sensíveis a perturbações no seu habitat e pertencentes muitos deles a níveis inferiores das teias tróficas marinhas acabam não só por integrar e reflectir as condições do meio em que habitam, como também as modificações que experimentam, causando deste modo repercções em níveis tróficos superiores, visto que servem de recurso alimentar para os consumidores desses níveis (Snelgrove, 1998; Silva, 2006; Beaumont *et al.*, 2007; Kroncke & Reiss 2010). Estes organismos desempenham um papel preponderante na ciclagem de nutrientes, na manutenção da qualidade da água e fornecem uma compreensão mais precisa das mudanças em condições ambientais (Queiroz *et al.*, 2008; Piló *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012). Alguns autores, afirmaram mesmo que, pelo facto de os organismos encontrarem-se em íntima associação com o substrato, apresentarem geralmente baixa mobilidade, elevada diversidade de estratégias adaptativas e ciclos de vida longos, tornam-se bastante

apropriados para uso em trabalhos científicos (Pearson & Rosenberg 1978; Bilyard, 1987; Montagna & Kalke, 1992).

A macrofauna da Baía de Luanda não foi ainda estudada de forma detalhada, mas esta zona costeira tem sido actualmente, alvo de inúmeras contaminações por perturbações antrópicas, incluindo afluxo de esgotos domésticos e industriais. Tal leva a grande preocupação da comunidade científica a nível nacional e internacional, pois, sabe-se que este tipo de impacto provoca verdadeiras catástrofes ambientais, com danos incalculáveis e muitas vezes irreversíveis ao meio ambiente. No entanto, muitas espécies de macroinvertebrados bentónicos, pelas suas características peculiares podem ser amplamente utilizados para avaliação e monitorização de alterações de sistemas aquáticos. Desta forma, uma avaliação da situação actual da Baía de Luanda é urgente, e poderá servir de referência para futuros estudos.

1.1. Objectivos

Assim, e dada a escassa informação em Angola Relativamente à macrofauna bentónica marinha, o objetivo geral deste estudo é caracterizar as espécies presentes na Baía de Luanda, visando no aprimoramento de informações que contribuam para a descoberta da biodiversidade marinha de Angola.

No que concerne aos objectivos específicos pretende-se: **i)** Determinar os parâmetros físico-químicos do sedimento e da coluna de água; **ii)** Determinar diversidade, abundância e biomassa da macrofauna bentónica na área de estudo **iii)** Pesquisar eventual ocorrência de zonas faunísticas diferenciadas em relação a profundidade e a distância das estações amostradas; **iv)** Identificar as variáveis abióticas que melhor explicam os padrões de distribuição das espécies, **v)** Identificar as espécies com potencial de utilização como bioindicadores da qualidade ambiental.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo (Baía de Luanda)

A Baía de Luanda é uma reentrância da costa angolana, localiza-se na Província de Luanda (capital de Angola), centrada entre as latitudes de 8°45'27'' e 8°48'33'' S e as longitudes de 13°13'35'' e 13°17'56'' W (Consulmar,1994; Livramento, 2011), ela apresenta uma dimensão de aproximadamente 1900 ha, ocupando uma área de 42km², cujas, as águas são protegidas pela ilha de Luanda e faz parte de um sistema fisiográfico, extremamente complexo que inclui a restinga das Palmeirinhas/Mussulo, a barra da Corimba e o cordão arenoso da ilha de Luanda. Encontrando-se actualmente separada das lagoas da Chicala e da Samba pelo aterro que constitui o acesso à Ilha de Luanda (Consulmar, 1994; Holísticos, 2010).

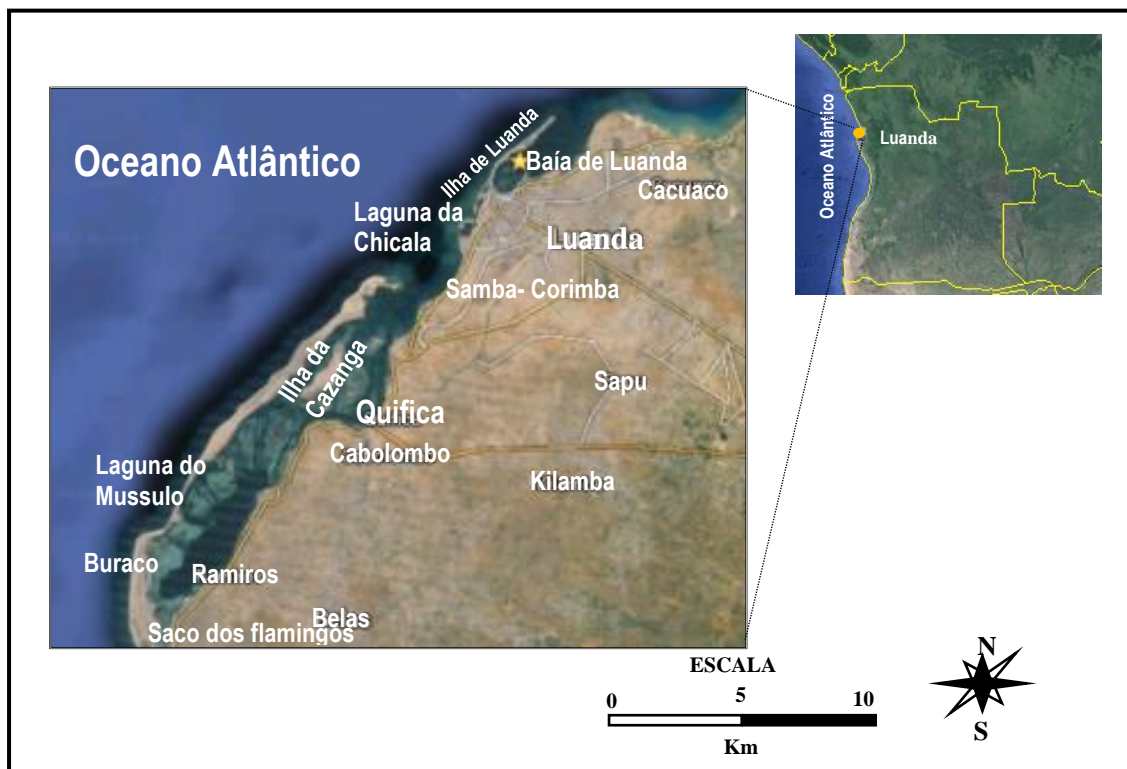


Figura 2.1: Localização geográfica da área de estudo (adaptado do Google maps 2016)

Segundo a classificação de Thornthwaite & Mather (1955), a Baía de Luanda integra-se numa zona semiárida do litoral angolano, de clima megatérmico, com condições de aridez elevadas e grau de insolação muito baixo (Diniz, 1973). Em que as médias da humidade Relativa climatológica são muito elevadas e uniformes ao longo do ano, onde os valores mais baixos são registrados nos meses de Janeiro e Fevereiro entre 70 e 76 %, atingindo valores máximos na época seca ou cacimbo nos meses de Julho e Agosto entre 80 e 85%.

No que concerne as precipitações, a região apresenta um valor médio anual de aproximadamente 400mm/ano, registrando-se os valores mais elevados nos meses de Março e Abril na ordem dos 136mm. (Holísticos, 2010; Livramento, 2011).

A Baía de Luanda é caracterizada por correntes, que são Relativamente fracas ($< 0,15$ m/s). Estas correntes são desenvolvidas por acção eólica, reflectindo-se no movimento das massas de águas superficiais, (Coastal & Environmental Services, 2006; Andrade, 2011). A acção eólica faz-se sentir nas marés que são do tipo semi-diurnas com amplitudes fracas e praticamente constantes, propagando-se de Sul para Norte (Consulmar, 1994). Estas marés e a velocidade de propagação reduzem-se ao longo da Baía, sendo mais sensível nas marés vivas atingindo valores máximos de 0,4 m e praticamente nula em marés mortas. Mais de 90% das ondas da baía provêm de rumos do S e SW, não tendo os restantes rumos, para além do WSW e SSE (Andrade, 2011). Em relação a batimetria, a Baía de Luanda tem uma batimetria muito irregular, esta irregularidade por sua vez condiciona o andamento interno da circulação das águas (Consulmar, 1994).

No que diz respeito aos parâmetros físico-químicos, de acordo com informações obtidas a temperatura da água da região varia entre os 13,3 e 31,1 °C e o teor de salinidade oscila entre os 30 e 39 (Lass *et al.*, 2000; Holístico, 2010; Andrade, 2011; Santos, 2012; Coelho & Rangel, 2015). Em consequência do fecho da ponte que dá acesso ilha de Lunda, originou-se estratificação em certos locais devido a escassa circulação de água combinada com o desenvolvimento em profundidade do gradiente de temperatura e salinidade, permitindo desta forma a existência de duas sedimentações diferentes, arenosa e lodosa (Consulmar, 1994), e o assoreamento da zona sul retendo por sua vez a poluição e impedindo naturalmente a libertação de oxigénio, dando origem a uma zona contaminada com sedimentos anóxicos (Coastal & Environmental Services, 2006).

A informação sobre a comunidade biológica existente na região é incipiente, devido à investigação insuficiente deste ambiente. Dos poucos estudos realizados ao longo dos anos, constatou-se que a Baía de Luanda está, sujeita a fenómenos de afloramento. A sua fauna bentónica marinha é constituída por: Polychaeta como *Nereis pelagica*, especialmente em comunidades de fouling em pilares, boias, entre outras estruturas artificiais; Mollusca da classe bivalvia como *Perna perna*; Crustacea tendo como género mais representativo o *Balanus* e as espécies, *Semibalanus balanoides*; Urochordata da classe Ascidiacea espécies como *Botrylloides giganteum*, *Botrylloides* sp (Andrade,

2011; Cassoma, 2014). Também são encontradas neste ecossistema Algas bem como diversos peixes (Holísticos, 2010). Segundo estudos realizados pelo Laboratório de engenharia de separação, reacção, química e ambiente (LESRA) e pelo Coastal & Environmental Services (2006 in Andrade, 2011) a água da Baía encontrava-se na altura, com elevada taxa de coliformes fecais e os sedimentos da mesma, contaminados por metais pesados, nomeadamente Cr, Cd, Cu, Zn, Pb (Paim *et al.*, 1995; Santos *et al.*, 1998; Coastal & Environmental Services, 2006; Holísticos, 2010; Santos, 2012).

2.2. Caracterização das estações de amostragem

A área geográfica em estudo incide sobre oito locais ao longo da Baía de Luanda, estes locais foram previamente definidos de modo a coincidirem com alguns locais utilizados no trabalho de monitoração diária feita pelo Instituto Nacional de Investigação Pesqueira (INIP) no âmbito de um projecto de estudo da Baía de Luanda. As estações de amostragem denominam-se: Estação Fixa de Luanda (EFL), Estação do Porto Pesqueiro (PP), Estação da Floresta (FLO), Estação da Ponte Cais (PC), Estação do Clube Naval (CN), Estação do Lelo (LL), Estação do Ministério do Interior (MI) e Estação dos Correios (CR).

A Estação Fixa de Luanda (46 m em média de profundidade, coordenadas 8° 44' 30" S – 13° 16' 56"E) localiza-se a Norte em mar aberto; Estação da Floresta (30m em média de profundidade, coordenadas 8° 46' 77" S – 13° 15' 43"E) localiza-se a Noroeste da Baía;

Estação da Ponte cais (20 m em média de profundidade, coordenadas 8°46'96" S – 13°14'75" E), localiza-se igualmente a Noroeste da Baía; Estação do Clube Naval (9 m em média de profundidade, coordenadas 8°47'89" – S13°13'64" E) localiza-se a Oeste da Baía, Estação do Lelo (26 m em média de profundidade, coordenadas 8°47'39" S – 13°14'15" E) localiza-se igualmente a Oeste da Baía de Luanda; Estação dos Correios (7 m em média de profundidade, coordenadas 8°48'50" S – 13°13'89" E), e a Estação do Ministério do Interior (6 m em média de profundidade, coordenadas 8°48'32" S e 13°14'28" E), localizam-se a Sul da Baía; Estação Porto Pesqueiro (18 m em média de profundidade, coordenadas 8° 47' 07" 'S – 13° 16' 25''E), localiza-se a Sudeste da Baía (Figura 2.2).



Figura 2.2: Localização da área de amostragem e dos diferentes pontos amostrados (Adaptado Google maps,2016).

A Baía de Luanda, por estar inserida num perímetro urbano, e à semelhança do que acontece em demais baías a nível mundial, está submetida a diversas perturbações antrópicas tornando-se desta forma numa zona potencialmente impactada.

Ela serve como meio receptor de uma parte das águas residuais da cidade Luanda, sem qualquer tratamento prévio e que englobam efluentes domésticos, despejos industriais, agrícolas, pluviais e de lavagem de ruas, como resultado da desordenada ocupação humana. Acrescenta-se o facto de ela ser um lugar utilizado por diversas actividades portuárias, o que aumenta os efeitos adversos causados por contaminantes introduzidos nesse ecossistema, por essas actividades, além de estar sendo degradada pela disposição de resíduos sólidos (lixo) às suas margens.

Os maiores problemas de poluição nas estações de amostragem verificaram-se nas estações do Ministério Interior e do Lelo dado ao facto de situarem-se em frente de vários pontos de afluxo de esgotos domésticos, águas residuais provenientes dos bairros adjacentes, que diariamente são lançados para o mar, sem qualquer tratamento prévio. Estas estações são locais onde as características hidrodinâmicas são menos favoráveis à dispersão e à troca dos poluentes com o oceano. A estação da Floresta de Luanda localizada próximo da floresta da ilha de Luanda, sob forte influência das actividades antropogénicas, dragagem, pesca, estaleiro naval e outras actividades. A Estação dos Correios é outra que também tem sofrido grande pressão com actividades de dragagens face ao projecto de requalificação e reordenamento urbano da zona marginal da cidade de Luanda.

2.3. Estratégia de amostragem

Foram efectuadas ao longo dos meses de Maio e Julho de 2015, 10 campanhas de amostragens em 8 estações ao longo da Baía de Luanda. As campanhas de amostragem, foram realizadas em baixa-mar e praia-mar, devido a dificuldades de acesso para determinados locais como é o caso, das estações dos Correios e do Ministério do Interior.

2.4. Métodos de recolha

2.4.1. Parâmetros abióticos

No que concerne a determinação do conteúdo em matéria orgânica e da granulometria, foram recolhidos para cada estação 3 replicados de amostras de sedimento com a draga do tipo Van Veen. Cerca de 300g de sedimento foi homogeneizado e guardado em frascos de plásticos devidamente etiquetados no exterior e interior, para posteriormente fazer-se análises físico-químicos no laboratório.

Para determinação das variáveis ambientais da água, retirou-se a água da superfície e de diferentes profundidades (entre 6 a 46), com um balde e uma garrafa do tipo *Nansen* de capacidade de 1L. Entre as variáveis ambientais medidas “*in situ*” constou o pH, a temperatura (°C), e salinidade. Para determinação da concentração da clorofila *a*, a água recolhida da superfície e da profundidade, foram armazenadas em garrafas de plásticos de 250 ml e acondicionadas numa caixa térmica para proteção da luz solar, em seguida foram levadas ao laboratório do Instituto Nacional de investigação Pesqueira (INIP) para posterior análise.

A determinação do oxigénio dissolvido foi realizada pelo método modificado de Winkler (1888) a partir de Grasshoff *et al.*, (1983). As amostras de água recolhidas foram armazenadas em frascos de vidro âmbar de 125 ml com tampa esmerilhada, a sua fixação foi feita em *in situ*, adicionando-se a cada uma das amostras 0,5 ml de reagente A (composto por cloreto de manganês e ácido clorídrico) e o reagente B (composto de hidróxido de Sódio e Iodeto de potássio) imediatamente após a recolha, de forma a evitar as alterações na concentração do oxigénio dissolvido, foi acondicionado em ambiente escuro até a titulação. Os valores da transparência foram determinados com Disco de Secchi (Zds).

2.4.2. Parâmetros bióticos

Para a caracterização da macrofauna bentónica foram efectuadas em cada uma das estações de amostragem recolhidas de 3 amostras de sedimento (replicados) com uma draga

do tipo Van Veen com capacidade máxima de 3dm³, numa área 300cm². As amostras de macrofauna bentónica foram crivadas *in situ* uma primeira vez com sacos com malhagem de 0,5mm, com o intuito de reduzir o volume a transportar. As recolhas depois foram guardadas em frascos de plásticos de 1L devidamente etiquetados no exterior e interior, vedados e acondicionados de modo a não ocorrerem perdas de sedimento, e posteriormente foram fixadas em formol (4%).

2.5. Procedimento laboratorial

2.5.1. Determinação granulométrica do sedimento pelo método de crivagem e por Malvern Mastersizer

No laboratório de Sedimentologia (DEI- Geologia da Universidade Agostinho Neto- Faculdade de Ciência), as amostras de sedimento foram secas numa estufa a 40°C, durante 48h, após secagem pesou-se cerca 100g da amostra, esta pesagem foi feita numa balança de precisão (Metler Toledo AB 104). A amostra (100g) foi posta na coluna de peneiração (crivos), sendo agitada durante 10 minutos com movimentos verticais e horizontais numa frequência de 60 Hz que viabilizou a peneiração das partículas. Após a peneiração numa balança de precisão pesou-se o material retido em cada um dos filtros, onde o peso total das fracções de peneiração foi inferior ao da amostra original.

Para aquelas as amostras, que apresentavam sedimentos mais finos foram trazidas para o Laboratório 0.13- Geologia e Cristalografia (CIMA), onde foi utilizado o Malvern Mastersizer. Para efeitos, destruiu-se previamente a matéria orgânica do sedimento (1g), que interfere nas leituras do granulometro, adicionando-se de forma regular à amostra 150ml de peróxido de hidrogénio durante aproximadamente uma semana. Terminado com este processo, para se certificar de que amostra estava livre de toda matéria orgânica usou-se uma placa de aquecimento, que viabilizou de forma mais rápida a destruição total da matéria orgânica do sedimento. De seguida, a suspensão da amostra foi colocada num copo contendo o dispersante isto é, 500ml de água destilada com 250mg hexameto fosfato de sódio, e aspirada para dentro da célula de medida difractométrica.

2.5.2. Matéria orgânica do sedimento

Para determinação do conteúdo de matéria orgânica nos sedimentos verificou-se inicialmente o peso seco das amostras através da secagem das amostras húmidas na estufa durante pelo menos 72 horas (até estabilizar o peso) a 100 °C, ao passo que o peso calcinado resultou da posterior queima das amostras (1g) na Mufla (Syrelec CTD 46)

durante 8 horas a 450 °C. A quantidade de matéria orgânica de cada amostra foi então determinada pela diferença entre o peso seco e o peso calcinado.

2.5.3. Determinação do oxigénio dissolvido

Após a recolha a concentração de oxigénio dissolvido foi obtida em mg.L⁻¹ a partir do Dosimat Stirrer Metrohn, pelo método de Winkler (1888), modificado por Grasshoff *et al.*, (1983). Este método compreende diversas fases a primeira delas foi a fixação da amostra *in situ*. A segunda fase consistiu em adicionar a solução após sedimentação, (aproximadamente meia hora), 1ml da solução de ácido sulfúrico H₂SO₄ a 50%, agitou-se a amostra até dissolução completa do oxigénio fixado. Na terceira fase colocou-se a amostra para um frasco Erlenmeyer de 100-150ml, em seguida colocou-se uma barra magnética agitadora dentro do erlenmeyer e o mesmo sobre Dosimat (um agitador magnético). Nesta fase há libertação de iodo, que ocorre após a adição de ácido sulfúrico concentrado, que provoca a ruptura dos flocos e o desenvolvimento de uma coloração amarelada, cuja intensidade é proporcional à concentração de oxigénio dissolvido presente inicialmente na amostra. A fase final da análise é a titulação do iodo libertado com 0,02 N de tiosulfato de sódio (iodometria). Tendo como indicador desta reação uma solução de amido, com uma viragem de azul para incolor

2.5.4. Determinação da concentração da clorofila a (µg/L)

No laboratório de ambiente do INIP a concentração da clorofila a (µg/l) foi determinada pelo método directo, num fluorímetro 10-AU (®Turner Designs), após a calibração do aparelho. Antes da leitura homogenizou-se bem as amostras durante aproximadamente um minuto, de seguida foram retirados 5ml e colocados na cuvete de leitura de fluorescência para posterior determinação da concentração da clorofila a.

2.5.5. Triagem e identificação da macrofauna bentónica

As amostras recolhidas foram previamente lavadas (laboratório de ambiente do INIP) em água corrente e novamente crivadas, por um crivo de malha 0,5 mm de modo a remover o material sedimentar fino, que iria dificultar o processo de triagem. Procedendo-se de seguida a uma primeira triagem dos organismos, de modo a preservar o seu estado morfológico e facilitar a identificação, sendo posteriormente fixados em formol (4%).

A identificação taxonómica foi posteriormente realizada, no grupo Ecoreach-Ecology and Restoration of estuarine and Coastal habitats (CCMAR), na universidade do Algarve. Os organismos, colocados em frascos de plásticos com etanol (70%), separados e

devidamente etiquetados na parte exterior e interior. A identificação dos organismos foi efectuada sob lupa binocular, microscópio óptico e guias/manuais de identificação (Fauvel, 1977; Saldanha, 2003; Fish & Fish, 1996; Macedo *et al.*, 1999; Johnson & Allen, 2005; Oliver & Holmes 2006; Von Cosel, 2006; Bochert & Zettler, 2010; Linero & Diaz, 2010; Glück *et al.*, 2012; Thandar, 2013; Blake, 2015), também usando bases de dados on-line (por exemplo, <http://marinespecies.org/>; <http://cifonauta.cebimar.usp.br>). Todos os espécimes foram identificados até o menor nível taxonómico possível.

2.5.6. Determinação da biomassa da macrofauna bentónica

Para determinação da biomassa dos organismos, primeiramente procedeu-se com à secagem dos indivíduos na estufa (WTC Blinder) durante 72 horas (até estabilizar o peso) a 100 °C e posterior pesagem numa balança de precisão (Metler Toledo AB 104) de modo a determinar o peso seco dos indivíduos, medida que optou-se por biomassa dos indivíduos no presente trabalho.

2.6. Análises dos dados

Para se determinar as diferentes classes granulométricas do sedimento usou-se Software GRADISTAT versão 8.0, desenvolvido por Blott (2010).

2.6.1. Determinação do oxigénio dissolvido

Os cálculos para determinação da saturação do oxigénio foram realizados com auxílio da seguinte fórmula:

$$\text{OD (mg/l)} = \text{N} \cdot \text{B} \cdot 8000 / \text{V}$$

Onde:

B= ml da solução de tiosulfato de sódio

N= 0,02 molar

V = volume da garrafa

Constante- 8000

2.6.2. Índices de diversidade

Para análise da diversidade os índices foram determinados com base no software PRIMER 6 © versão 6.1.6 (Clarke & Gorley, 2006) a partir da Riqueza específica (S) e dos índices Shannon-Wiener (H'), Pielou (J'), Margalef (d) e Simpson (λ). Estes índices

irão resumir diferentes características da estrutura da comunidade, como a distribuição dos indivíduos pelas várias espécies.

Riqueza específica (S): É um termo utilizado em Ecologia para designar o número total de *taxa* de uma determinada amostra, é de extrema importância para avaliar a homogeneidade de um ambiente, dependendo por isso do tamanho da amostra (Clarke & Gorley, 2006).

Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'): Analisa a forma como uma determinada espécie ou *taxa* se distribuí pelo ecossistema, tendo como suporte a proporção das abundâncias das espécies. A diversidade de espécies (H') acima de 4 bits/ind-1 é considerada alta, entre 3 e 4 bits/ind-1 moderada, entre 2 e 3 bits/ind-1 baixa e abaixo de 2 bits/ind-1 muito baixa (Shannon & Wiener, 1949).

$$H' = - \sum_i p_i \log (p_i)$$

Onde:

p_i = proporção de indivíduos da espécie i ou $p_i = n_i/N$

n_i - número de indivíduos da espécie i .

N - número total de indivíduos.

Índice de Margalef (d): Expressa a riqueza de espécies considerando o número de espécies ($S-1$) e o logaritmo (base 10 ou natural) do número total de indivíduos. É dada pela equação abaixo indicada (Margalef, 1958).

$$DMg = (S-1) / \log N$$

Índice de equitabilidade de Pielou (J'): Baseia-se no padrão pela qual estão distribuídos o número de indivíduos entre as espécies ou seja indica o grau de distribuição dos indivíduos no seu habitat. E resultados acima de 0,8 indicam uma distribuição uniforme entre as espécies (Pielou, 1977; Ludwig & Reynolds, 1988).

$$J' = H' / \ln (S)$$

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener

S = número total de espécies

Índice de dominância de Simpson (λ): Este índice mede a dominância de espécies e a probabilidade de dois indivíduos, seleccionados ao acaso na amostra, pertencerem à mesma espécie. Varia de 0 a 1 e quanto mais alto for, maior a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie, ou seja, maior a dominância e menor a diversidade (Simpson, 1949). A dominância de Simpson é estimada por meio da equação:

$$\lambda = \sum p.i^2$$

2.6.3. Índice de Carlson

A determinação do Índice de Carlson (1977) é feita a partir da seguinte fórmula:

$$\text{TSI} = 10 (6 - \log^2 \text{DS}).$$

O Índice Estado Trófico (TSI ou IET) calcula-se com base nas profundidades na qual o Disco de Secchi desaparece. O valor médio do índice assim obtido corresponderá, numa escala de 0 a 100, ao grau trófico da massa de água em estudo. Ultra oligotrófico IET <20, Oligotrófico 21 <IET≤40, Mesotrófico 41 <IET≤50, Eutrófico 51 <IET≤60, Hipertrófico IET > 61.

2.6.4. Índice de Importância Relativa

Determinou-se o índice de importância relativa (IRI) com base a equação desenvolvida por Pinkas *et al.*, (1971):

$$\text{IRI} = \text{Foc\%} \times (\text{N\%} + \text{P\%})$$

Onde

N% = $(n/N) \times 100$ sendo n, o número de indivíduos de um determinado taxa e N o número total de indivíduos ocorridos.

P% = $(p/P) \times 100$ sendo, p, o peso dos indivíduos de um determinado taxa e P, o peso total dos indivíduos.

2.6.5. Frequência de Ocorrência (FO) ou Factor de ocorrência (Foc.)

Os valores de frequência de ocorrência (FO) serão obtidos através da fórmula proposta por Guille (1970), com resultados expressos em percentagem:

$$\text{FO (\%)} = \text{pa/P} \times 100$$

Onde:

pa = número de estações de amostragem, onde a espécie “a” aparece

P = número total de estações de amostragem.

De acordo com os valores obtidos segundo a proposta de Maciel (1996) as espécies serão classificadas em três categorias: I-Constantes ($FO \geq 50\%$), II- comuns ($49\% < FO < 10\%$), III- raras ($FO \leq 10\%$).

2.6.6. Métodos multivariados

Através da análise estatística multivariada do software PRIMER 6 © versão 6.1.6 (Clarke & Gorley, 2006) as comunidades foram caracterizadas de acordo com os factores espaciais (“Estação”): FLO, PC, CN, CR,MI, PP, LL e EFL e temporais (“Tempo”): Maio e Julho. Estas análises foram feitas com base em matrizes de similaridade Bray- Curtis, construídas a partir da folha de dados de presença/ ausência de abundância ou biomassa.

2.6.6.1. Ordenação multidimensional não métrica (MDS)

Tendo como suporte as matrizes de similaridade, realizou-se a ordenação multidimensional não métrica (MDS), onde as distâncias entre as amostras determinaram o seu grau de similaridade ou dissimilaridade. Segundo Clark *et al.* (1994), valores deste coeficiente acima de 0,2 indicam que os resultados são difíceis de interpretar e não devem ser considerados como representações correctas da matriz multidimensional enquanto valores abaixo de 0,15 são indicativos de uma boa representação.

2.6.6.2. Análise de ANOSIM

O ANOSIM (Clarke & Warwick, 1994), é usado para testar a probabilidade de ocorrer diferenças nas comunidades em relação às diferentes estações (Factor “Estação”) e o tempo de amostragem (Factor “Tempo”) tendo em conta a abundância ou biomassa dos indivíduos presentes nas amostras. Cujo os valores de R próximos de 1 indicam uma forte diferença entre os grupos, enquanto os valores próximos de 0 indicam que não existem diferenças significativas entre os grupos.

2.6.6.3. SIMPER

A fim de se determinar quais as espécies, mais importantes ou seja aqueles que mais contribuem para as diferenças entre os locais, fez-se à análise SIMPER (Clarke & Gorley, 2006). Dado ao facto da maior parte dos organismos possuir biomassas vestigiais optou-se por utilizar somente o parâmetro abundância para esta análise.

2.6.6.4. Curvas de Abundância/ Biomassa e Marine Biotic Index (AMBI)

Para determinação do nível de perturbação em cada uma das estações, foi utilizado o método das Curvas Abundância/ Biomassa (ABC) e o índice Marine Biotic Index (AMBI) (versão 5.0 software AZTI's).

2.6.6.5. *Análise de correspondência*

Finalmente com software R versão 3.863.2.2 (com os pacotes mgcv, car, gvlma, leaps, labdsv, vegan, MASS, mvpart) realizou-se análise de correspondência (AC) segundo Hotteling (1933), estes testes permitem correlacionar os dados abióticos com os bióticos de forma a determinar quais os parâmetros abióticos, responsáveis pela distribuição e abundância da macrofauna bentónica ao longo das estações de amostragem.

3. RESULTADOS

3.1. Parâmetros abióticos

Embora a Baía de Luanda seja um ambiente protegido, semi-fechado é afectada pela mistura de água proveniente do oceano, dos efluentes domésticos, despejos industriais, agrícolas, pluviais, e por diversas actividades de dragagem e portuárias. Que consequentemente podem produzir variações nos parâmetros bióticos e abióticos das estações de amostragem.

3.1.1. Granulometria do sedimento

Segundo a classificação da textura do sedimento (Blott,2010), tanto para o mês de Maio como de Julho verificou-se uma distribuição granulométrica constituída essencialmente por fracções arenosas (grossas, médias, e finas) nas estações FLO, PC, CN, CR, enquanto nas estações PP e EFL, houve uma distribuição granulométrica constituída essencialmente por areia fina, lamas + argilas e nas estações MI, LL houve uma maior predominância de lamas + argilas (Figura 3.1).

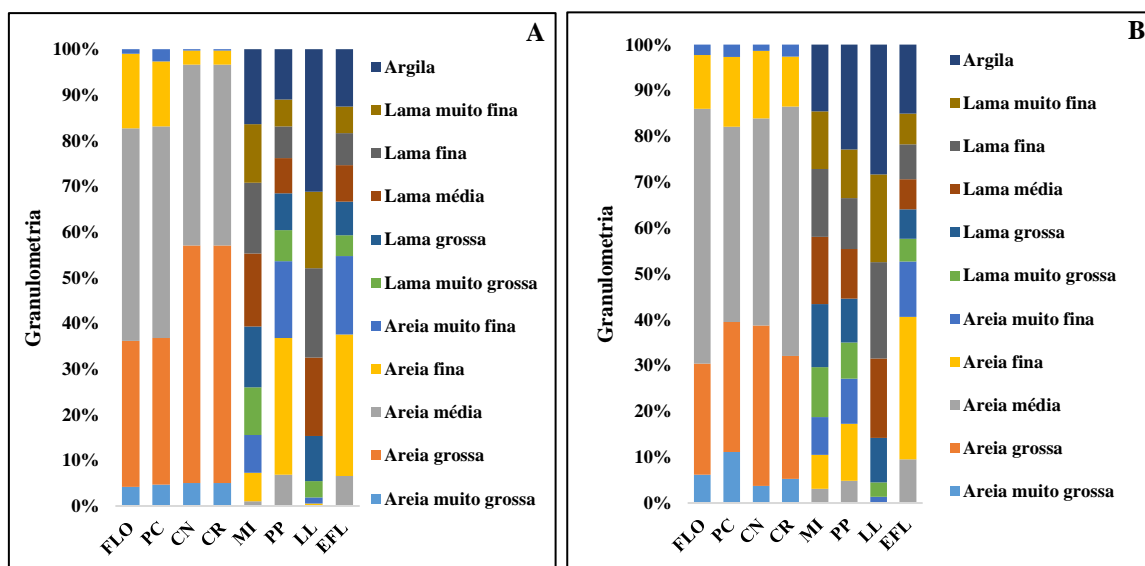


Figura 3.1: Composição granulométrica do sedimento nas estações de amostragem ao longo do mês de Maio (A) e Julho (B).

3.1.2. Matéria orgânica do sedimento

Relativamente ao conteúdo em matéria orgânica (%) no sedimento, tanto para o mês de Maio (A) como de Julho (B) verificaram-se valores mais elevados nas estações próximas aos pontos de descargas de esgotos domésticos LL ($13,7 \pm 3,8$ -A; $12,6 \pm 2,8$ -B) MI ($9,0 \pm 5,9$ -A; $10,3 \pm 1,7$ -B). Enquanto as estações Relativamente mais afastadas dos pontos de esgotos verificaram-se valores mais reduzidos, (Figura 3.2).

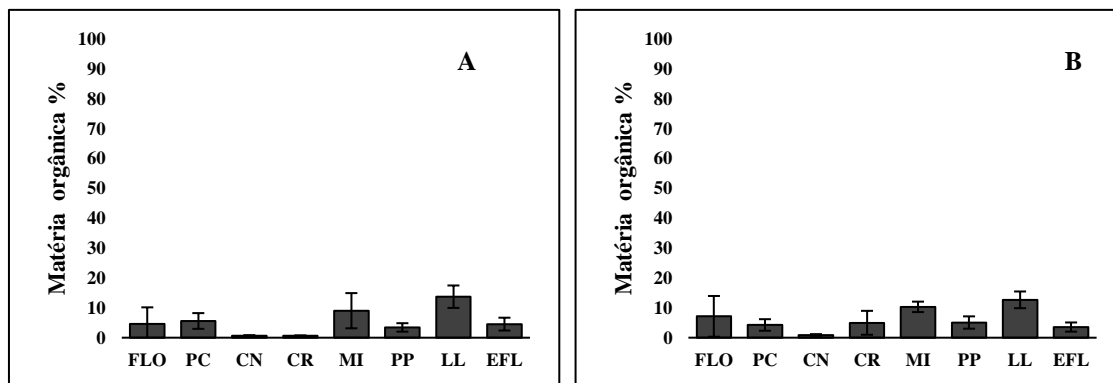


Figura 3.2: Variação da percentagem de matéria orgânica no sedimento (média \pm desvio padrão) dos valores entre as estações de amostragem durante o mês de Maio (A) e Julho (B).

3.1.3. Oxigénio dissolvido

Analisando os dados verificou-se que os valores médios da concentração em oxigénio dissolvido (mg/L) no mês de Maio tanto à superfície (A₁) como em profundidade (A₂) foram igualmente, mais reduzidos nas estações (LL e MI) coincidente com os pontos de descargas de esgotos domésticos. À superfície estes valores oscilaram entre $2,95 \pm 0,94$ mg/L e $4,57 \pm 0$ mg/L, (Figura 3.3-A₁) e à profundidade os valores médios oscilaram entre $2,32 \pm 0,39$ mg/L e $4,31 \pm 0$ mg/L (Figura 3.3- A₂).

A mesma tendência observou-se com os dados do mês de Julho à superfície (B₁) e à profundidade (B₂), onde os valores médios à superfície oscilaram entre $3,31 \pm 0,16$ mg/L e $6,18 \pm 0,46$ mg/L (Figura 3.4- B₁) e à profundidade estes valores oscilaram entre; $2,70 \pm 0,61$ mg/L e $3,55 \pm 0,29$ mg/L (Figura 3.4- B₂).

Temporalmente, os valores médios da concentração de oxigénio verificaram-se mais reduzidos na campanha feita no mês de Maio (Figura 3.3), enquanto os mais elevados foram encontrados na campanha feita no mês de Julho (Figura 3.4).

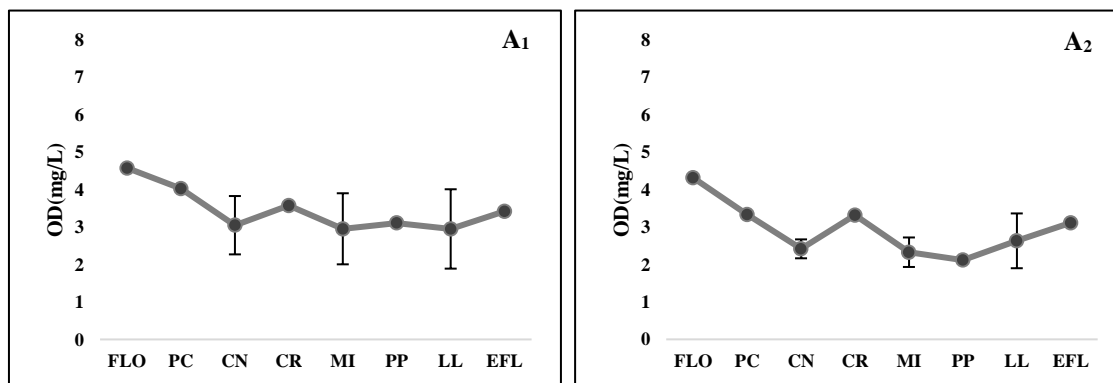


Figura 3.3: Variação média da concentração de oxigénio (mg/L) à superfície (A₁) e à profundidade (A₂) nas estações de amostragem durante o mês de Maio.

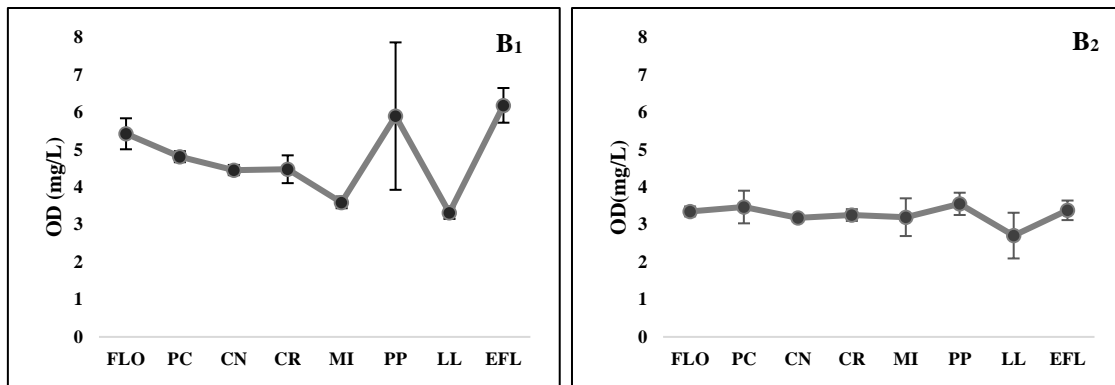


Figura 3.4: Variação média da concentração de oxigênio (mg/L) à superfície (B₁) e à profundidade (B₂) nas estações de amostragem durante o mês de Julho.

3.1.4. Salinidade

Durante os períodos de amostragem, tanto para mês de Maio como de Julho não se observaram grandes oscilações dos valores médios da salinidade entre os locais amostrados. No mês de Maio os valores médios à superfície variaram entre $34,1 \pm 0,3$ e $35,2 \pm 0,3$ e à profundidade variaram entre $34,2 \pm 0,3$ e $35,2 \pm 0,3$ (Figura 3.5-A). Enquanto para o mês Julho os valores médios da salinidade foram ligeiramente mais elevados em relação ao mês de Maio, variando à superfície entre 35 ± 0 e $37 \pm 0,2$ e a profundidade $35 \pm 0,3$ e $36,7 \pm 0,6$ (Figura 3.5-B).

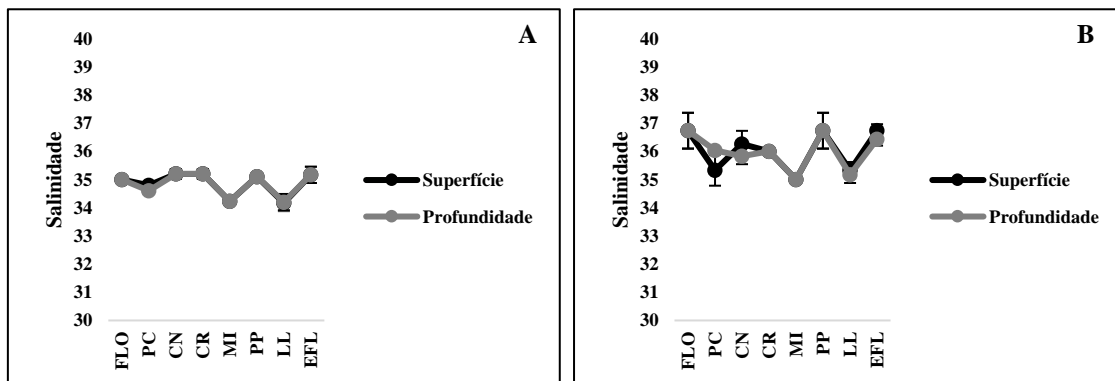


Figura 3.5: Variação média da salinidade da água à superfície e à profundidade durante os meses de Maio (A) e Julho (B).

3.1.5. Temperatura

Em relação à temperatura da água os valores médios medidos no mês de Maio à superfície variaram entre $19 \pm 1,7$ °C e $21,6 \pm 0,5$ °C ao passo que à profundidade os valores variaram entre $18,3 \pm 0,5$ °C e $19 \pm 1,7$ °C (Figura 3.6-A). Em Julho à superfície os valores médios da temperatura variaram entre $13,7 \pm 0,2$ °C e $14,8 \pm 0,7$ °C, à profundidade estes valores variaram entre $13,1 \pm 0,1$ °C e $13,8 \pm 0,2$ °C (Figura 3.6-B).

Temporalmente os valores mais elevados verificaram-se na campanha do mês de Maio tendo este parâmetro uma evolução decrescente ao longo do período de amostragem verificando-se as temperaturas mais baixas no mês de Julho (Figura 3.6).

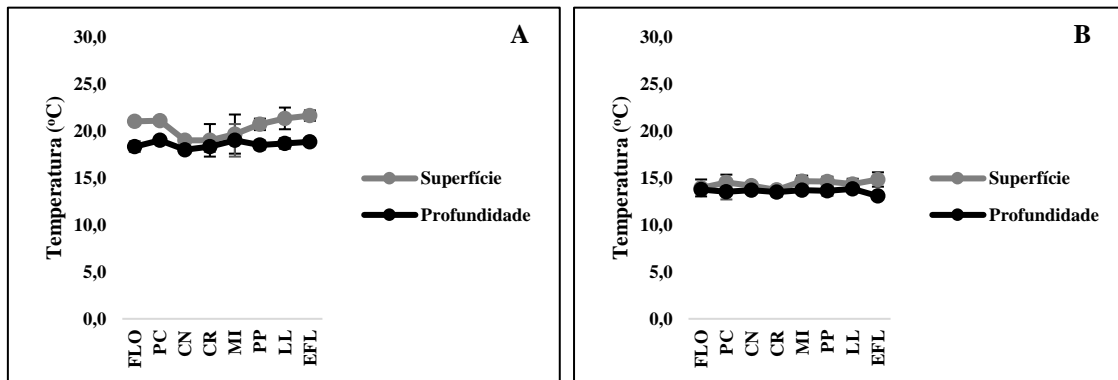


Figura 3.6: Variação da temperatura média da água à superfície e à profundidade durante os meses de Maio (A) e Julho (B).

3.1.6. Concentração da clorofila a ($\mu\text{g/L}$)

Quanto as concentrações de clorofila a ($\mu\text{g/L}$) medidas nas diferentes estações verificou-se que no mês Maio, à superfície estes valores oscilaram entre $0,162667 \pm 0,007234 \mu\text{g/L}$ e $0,94 \pm 0,99 \mu\text{g/L}$ (Figura 3.7-A₁) enquanto à profundidade estes valores oscilaram entre $0,105 \pm 0,04 \mu\text{g/L}$ e $0,35 \pm 0,40 \mu\text{g/L}$ (Figura 3.7-A₂). Por outro lado, no mês de Julho, os valores médios à superfície, oscilaram entre $0,453 \pm 0,291 \mu\text{g/L}$ e $1,88 \pm 1,97 \mu\text{g/L}$ (Figura 3.8-B₁), ao passo que à profundidade estes valores oscilaram entre $0,12 \pm 0,102 \mu\text{g/L}$ e $0,46 \pm 0,49 \mu\text{g/L}$ (Figura 3.8-B₂).

De um modo geral observou-se que tanto espacialmente como temporalmente as concentrações de clorofila a ($\mu\text{g/L}$) na área de estudo foram baixas para os dois períodos de amostragens (Figura 3.7 e 3.8), em relação aos valores apresentados por outros autores em outras áreas de estudos (Miller,2005; Piló *et al*, 2011; Grebmeier *et al*,2015).

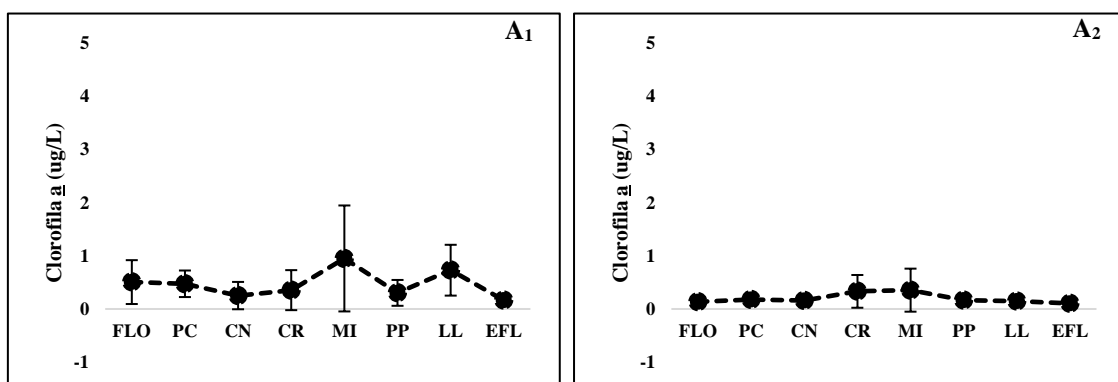


Figura 3.7: Variação média da concentração da clorofila a ($\mu\text{g/L}$) à superfície (A₁) e à profundidade (A₂) nas estações de amostragem durante o mês de Maio.

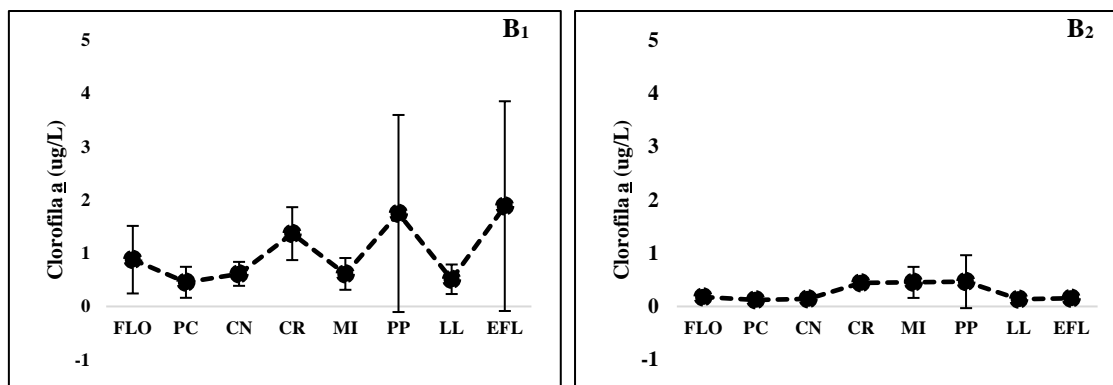


Figura 3.8: Variação média da concentração da clorofila a ($\mu\text{g/L}$) à superfície (B_1) e à profundidade (B_2) nas estações de amostragem durante o mês de Julho.

3.1.7. Índice de Estado Trófico e transparência da água

Com base nos cálculos feitos a partir do Índice do Estado Trófico (IET), as estações de amostragem foram classificadas consoante os períodos em que decorreram as colheitas, ou seja para o mês de Maio as estações FLO, PC, e CN, PP, EFL foram classificadas como oligotróficas; CR e LL como mesotróficas, e como eutrófica a estação MI (Figura 3.9-A) Já para o mês de Julho todas as estações foram classificadas como oligotróficas (Figura 3.9-B).

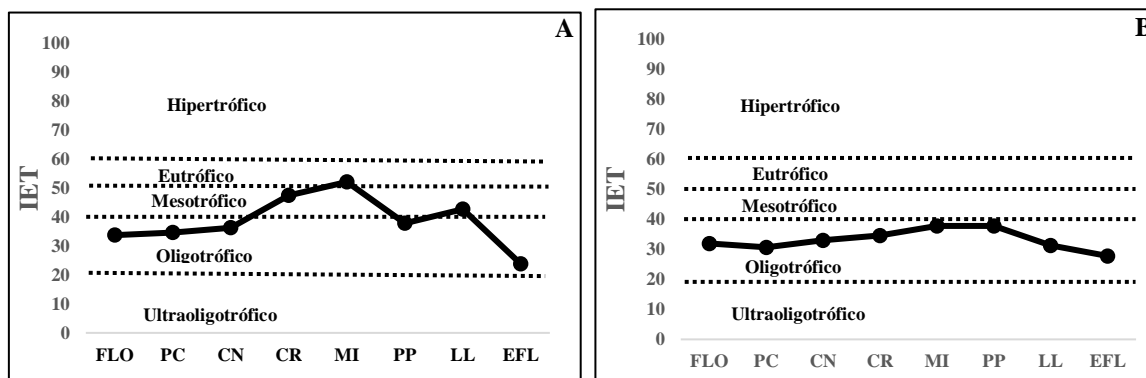


Figura 3.9: Variação do Índice do Estado Trófico durante os meses de Maio (A) e Julho (B).

No mês de Maio a profundidade do disco de Secchi variou entre 1,7 a 12,3 m os valores mais baixos observaram-se nas estações MI, CR e LL e o mais elevado na EFL. Enquanto para o mês de Julho as profundidades variaram entre 4,6 a 9,3 m, os valores mais baixos verificaram-se nas MI e PP e o mais elevado verificou-se na EFL (Figura 3.10).

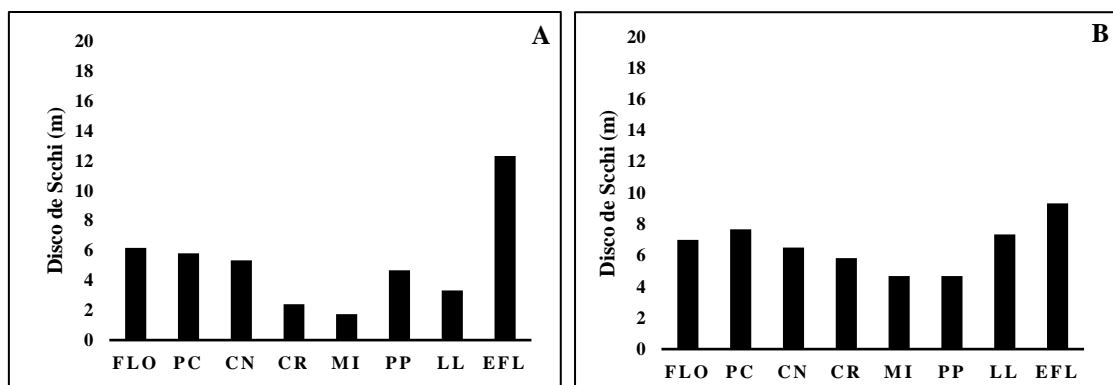


Figura 3.10: Valores da transparência da água obtidas a partir do disco de Secchi, durante o período de amostragem Maio (A) e Julho (B).

3.1.8. pH

Os valores médios obtidos de pH nas diferentes estações mostram-se ligeiramente básicos. À superfície oscilaram entre $7,4 \pm 0,1$ e $7,9 \pm 0,2$ e à profundidade os valores médios oscilaram entre $7,4 \pm 0,1$ e $7,6 \pm 0,05$ (Figura 3.11).

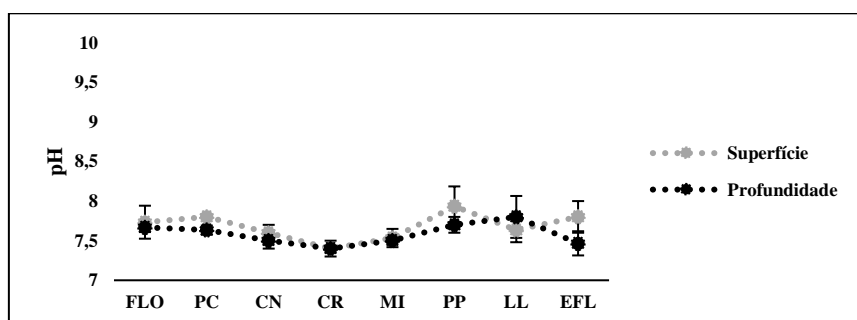


Figura 3.11: Variação espacial do pH durante o mês de Julho.

3.2. Parâmetros bióticos

3.2.1. Estrutura da comunidade

A comunidade da macrofauna bentônica na área de estudo apresentou-se caracterizada por 79 taxa correspondendo a 1421 indivíduos dividido em 7 grupos taxonómicos principais, Annelida, Arthropoda, Chordata, Echinodermata, Mollusca, Sipuncula e "Outros" (outros é designação dada aos organismos cuja a identificação não nos foi possível). O grupo Annelida foi o mais abundante com cerca de 546 indivíduos (38%), seguindo-se do Arthropoda com 419 indivíduos (29%), Mollusca com 249 indivíduos (18%), Sipuncula com 167 indivíduos (12%), outros com 29 indivíduos (2%). Sendo o menos abundante o grupo Echinodermata com 9 indivíduos (1%) e Chordata com 2 indivíduos, (Figura 3.12).

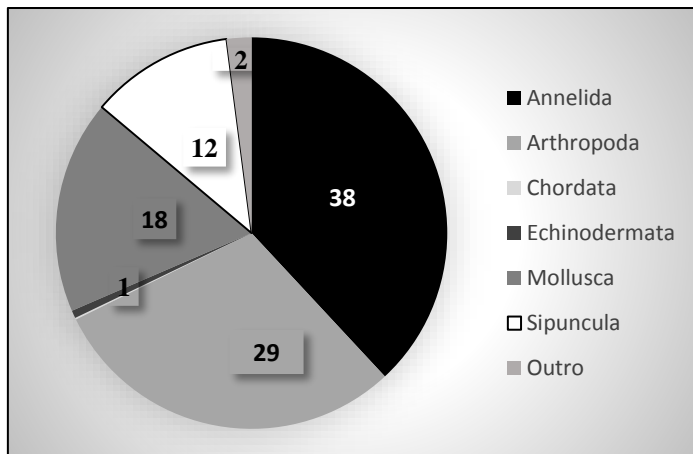


Figura 3.12: Principais grupos taxonómicos encontrados na área de estudo.

Dentre as famílias, Nassariidae e Naticidae destacaram-se como sendo as mais diversas com 3 *taxa* cada uma identificada até ao nível de espécie, seguida de Cirratulidae, Maldanidae, Mytilidae, Arcidae e Lucinidae com 2 *taxa* cada uma, as demais famílias tiveram apenas 1 *taxon* cada uma identificada (Tabela I anexo).

3.2.1.1. Abundância

Em termos de abundância durante o mês de Maio registou-se as maiores contribuições nas estações PP, FLO, CN, MI, CR. Dos *taxa* identificados, *Cyathura carinata* foi a espécie mais abundante, encontrada em quase todas as estações de amostragens, com cerca de 261 indivíduos (46,7%) seguida de *Aspidosiphon muelleri* 81 indivíduos (14,5%), *Loripes contrarius* 21 indivíduos (3,8%), *Nuculana bicuspidata* 20 indivíduos (3,6%) *Aricidea longobranchiata* 19 indivíduos (3,4%) *Maldane sarsi* 18 indivíduos (3,2%), (Tabela I)

Para o mês de Julho as espécies mais abundantes encontraram-se nas estações MI, PC, CN, CR, FLO e EFL. *Cyathura carinata* foi igualmente a espécie mais abundante com 120 indivíduos, (13,92%), seguida *Maldane sarsi* com 103 indivíduos (11,95%), *Aspidosiphon muelleri* com cerca de 79 indivíduos (9,16%), *Capitella capitata* com 65 indivíduos (7,54%), (Tabela II)

Fazendo-se uma análise global espaço temporal em termos percentuais da abundância na área de estudo verificou-se que a espécie *Cyathura carinata* foi a mais abundante (27%), seguida *Aspidosiphon muelleri* (11%), *Maldane sarsi* (9%), *Capitella capitata* (5%) *Nuculana bicuspidata* (4%), e *Loripes contrarius* (3%), (Tabela II anexo).

3.2.1.2. Biomassa

Em termos de biomassa, apesar das espécies apresentarem valores muito baixos ao longo de toda a área de estudo, em relação aos resultados encontrados ao longo da costa angolana por Lange (2013) e Moritz (2012), para o mês de Maio, os valores mais elevados observaram-se nas estações CR, LL, FLO. Onde as maiores contribuições foram dadas pelas espécies *Pitar rudis* com 3,7921g correspondendo a 22,5% da biomassa total dos indivíduos para o referido período, seguida *Senilia senilis* com 3,5942g correspondendo 21,5%, *Loripes contrarius* com 2,40169g, correspondendo a 14,3%, *Mactra glauca* com 1,6919g correspondendo 10% e *Nuculana bicuspidata* 1,345 correspondendo 8% (Tabela I). Quanto ao mês de Julho os valores mais elevados observaram-se nas estações FLO e CR. As maiores contribuições foram dadas pelas espécies *Aspidosiphon muelleri* com 2,46g correspondendo a 17,63% da biomassa total dos indivíduos, seguida *Afrolucina discontinua* com 2,02g correspondendo a 14,44%, *Senilia senilis* 1,42g correspondendo 10,13% e *Pitar rudis* com 1,34 correspondendo 9,55% (Tabela II).

Globalmente a maior contribuição de biomassa observou-se nos bivalves *Pitar rudis* 17%, seguido *Senilia senilis* 16%, e no sipunculo *Aspidosiphon muelleri* 14 %. (Tabela II anexo).

Tabela I: Análise total do número de indivíduos (Nº ind.), percentagens da abundância (Abn%), média e desvio padrão da abundância (Med./desv.ab). Biomassas Relativas (Bio-r) e percentuais (Bio%), média e desvio padrão da biomassa (Med./desv.bio) durante o mês de Maio.

Principais grupos	Taxa	Nº ind.	Abn %	Med./desv. ab	Bio r	Bio %	Med./desv. bio
Arthropoda (Crustáceos)	<i>C. carinata</i>	261	46,7	32,6 ± 44,8	0,1327	0,8	0,016 ± 0,025
	<i>U. pusilla</i>	12	2,1	1,5 ± 2,4	0,0252	0,1	0,003 ± 0,006
	<i>A. obtusata</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	1E-04	0,0005	0,00001 ± 0,00003
	<i>P. bernhardus</i>	2	0,4	0,3 ± 0,5	0,0202	0,1	0,002 ± 0,006
	Crustacea	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0069	0,4	0,0008 ± 0,002
Mollusca (Bivalves)	<i>N. bicuspidata</i>	20	3,6	2,5 ± 2,7	1,345	8,0	0,2 ± 0,3
	<i>L. contrarius</i>	21	3,8	2,6 ± 4,7	2,40169	14,3	0,3 ± 0,7
	<i>P. rudis</i>	15	2,7	1,9 ± 4,5	3,7921	22,5	0,5 ± 1,0
	<i>A. discontinua</i>	5	0,9	0,6 ± 1,2	0,2861	1,7	0,03 ± 0,1
	<i>S. togata</i>	2	0,4	0,3 ± 0,5	0,0153	0,1	0,001 ± 0,004
	<i>S. senili</i>	4	0,7	0,5 ± 0,9	3,5942	21,3	0,4 ± 0,9
	<i>F. aperta</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0032	0,01	0,0004 ± 0,001
	<i>A. diluvii</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,4593	2,7	0,1 ± 0,2
	<i>M. glauca</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	1,6919	10	0,2 ± 0,6
	<i>C. contracta</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0037	0,02	0,0004 ± 0,001
Mollusca (Gastrópodes)	<i>Gibberula</i> spp.	4	0,7	0,5 ± 1,4	0,0583	0,3	0,007 ± 0,02
	<i>C. porcellana</i>	2	0,4	0,3 ± 0,7	0,0357	0,2	0,004 ± 0,01
	<i>N. angolensis</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0337	0,2	0,004 ± 0,01
	<i>E. nitida</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,1801	1,1	0,02 ± 0,1
	<i>N. arcadioi</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0569	0,3	0,007 ± 0,02

Annelida (Poliquetas)	<i>M. sarsi</i>	18	3,2	2,3 ± 3,8	0,0813	0,5	0,01 ± 0,01
	<i>Maldanidae</i>	3	0,5	0,4 ± 1,1	0,0043	0,02	0,0005 ± 0,001
	<i>Cirriformia</i> sp.	5	0,9	0,6 ± 1,8	0,0015	0,008	0,0001 ± 0,0005
	<i>A. longobranchiata</i>	19	3,4	2,4 ± 6,3	0,0023	0,01	0,0002 ± 0,0006
	<i>E. lindrothi</i>	6	1,1	0,8 ± 1,5	0,011	0,1	0,001 ± 0,002
	<i>Nereis</i> sp.	3	0,5	0,4 ± 0,7	0,0004	0,002	0,00005 ± 0,00009
	<i>Chaetozone</i> sp.	5	0,9	0,6 ± 1,8	0,0342	0,2	0,004 ± 0,01
	Nereidae	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0002	0,001	0,00002 ± 0,00007
	<i>D. neapolitana</i>	7	1,3	0,9 ± 2,1	0,0049	0,02	0,0006 ± 0,001
	<i>Phyllodoce</i> sp.	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0011	0,006	0,0001 ± 0,0003
	<i>A. rostrata</i>	9	1,6	1,1 ± 1,7	0,087	0,5	0,01 ± 0,02
	<i>Eunice</i> sp.	4	0,7	0,5 ± 1,4	0,0046	0,02	0,0005 ± 0,001
	Goniadidae	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0005	0,002	0,0006 ± 0,0001
	<i>Lepidonotus</i> sp.	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0005	0,002	0,00006 ± 0,0001
	<i>Nephtys</i> sp.	3	0,5	0,4 ± 0,7	0,0008	0,004	0,0001 ± 0,0002
	<i>Glycinde</i> sp.	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,4593	2,7	0,1 ± 0,2
	<i>T. stroemii</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0003	0,001	0,00003 ± 0,0001
	<i>Paramphinome</i> sp.	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0005	0,002	0,00006 ± 0,0001
	Sipunculus	<i>A. muelleri</i>	81	14,5	10,1 ± 20,2	1,9761	11,7
<i>Sipunculus</i> sp.		4	0,7	0,5 ± 1,1	0,0015	0,008	0,0001 ± 0,0004
<i>Sipunculidea</i>		2	0,4	0,3 ± 0,7	0,006	0,03	0,0007 ± 0,002
Echinodermata	<i>A. squamata</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0022	0,01	0,0002 ± 0,0007
Chordata	<i>B. lanceolatum</i>	1	0,2	0,1 ± 0,4	0,0041	0,02	0,0005 ± 0,001
Outro	Outro	24	4,3	3 ± 7,3	0,0238	0,1	0,002 ± 0,006

Tabela II: Análise total do número de indivíduos (N° ind.), percentagens da abundância (Abn%), média e desvio padrão da abundância (Med./desv.ab). Biomassas Relativas (Bio-r) e percentuais (Bio%), média e desvio padrão da biomassa (Med./desv.bio) durante o mês de Julho.

Principais grupos	Taxa	N° ind.	Abn %	Med./desv. ab	Bio r	Bio %	Med./desv. bio
Arthropoda (Crustáceos)	<i>C. carinata</i>	120	13,92	15 ± 17,29	0,12	0,83	0,01 ± 0,02
	<i>U. pusilla</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,001	0,01	0,0002 ± 0,0006
	Crustacea	6	0,70	0,75 ± 1,75	0,002	0,02	0,0002 ± 0,0004
	Tanaidae	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,0002	0,001	0,00002 ± 0,00007
	<i>Thaumastoplax</i> sp.	3	0,35	0,38 ± 0,74	0,07	0,52	0,01 ± 0,02
	<i>M. arcuatus</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,12	0,85	0,01 ± 0,04
	<i>P. platycheles</i>	2	0,23	0,25 ± 0,71	0,02	0,11	0,001 ± 0,01
	<i>X. pilipes</i>	3	0,35	0,38 ± 0,74	0,50	3,59	0,06 ± 0,18
	<i>Amphipoda</i>	3	0,35	0,38 ± 0,74	0,0003	0,002	0,00003 ± 0,00007
<i>Calozodion</i> sp.	2	0,23	0,25 ± 0,71	0,00009	0,0007	0,00001 ± 0,00003	

Mollusca (Bivalves)	<i>N.bicuspidata</i>	37	4,29	4,63 ± 5,26	0,89	6,35	0,11 ± 0,11
	<i>L.contrarius</i>	24	2,78	3 ± 8,09	0,34	2,46	0,04 ± 0,11
	<i>P.rudis</i>	28	3,25	3,50 ± 6,39	1,34	9,55	0,17 ± 0,28
	<i>A. discontinua</i>	16	1,86	2 ± 4,11	2,02	14,44	0,25 ± 0,47
	<i>T. mars</i>	13	1,51	1,63 ± 3,85	0,11	0,79	0,01 ± 0,03
	<i>S. togata</i>	5	0,58	0,63 ± 1,41	0,08	0,54	0,01 ± 0,02
	<i>S.senilis</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	1,42	10,13	0,18 ± 0,50
	<i>F.aperta</i>	4	0,46	0,50 ± 1,07	0,32	2,28	0,04 ± 0,10
	<i>A.diluvii</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,02	0,13	0,002 ± 0,01
	<i>M.martorelli</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,01	0,08	0,001 ± 0,003
	<i>M.senhousia</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,01	0,04	0,0007 ± 0,002
	Mollusca (Gastrópodes)	<i>Gibberula</i> spp.	9	1,04	1,13 ± 2,42	0,09	0,61
<i>A. entalis</i>		13	1,51	1,63 ± 4,60	0,77	5,50	0,10 ± 0,27
<i>N. elatus</i>		6	0,70	0,75 ± 2,12	0,14	0,98	0,02 ± 0,05
<i>C.porcellana</i>		2	0,23	0,25 ± 0,71	0,05	0,37	0,01 ± 0,02
<i>N. angolensis</i>		3	0,35	0,38 ± 0,52	0,04	0,28	0,004 ± 0,01
<i>E. nítida</i>		2	0,23	0,25 ± 0,46	0,32	2,29	0,04 ± 0,09
<i>E.catena</i>		1	0,12	0,13 ± 0,35	0,11	0,79	0,01 ± 0,04
<i>N. tigrina</i>		1	0,12	0,13 ± 0,35	2,02	14,47	0,25 ± 0,71
Gastropoda		1	0,12	0,13 ± 0,35	0,003	0,03	0,0004 ± 0,001
Annelida (Poliquetas)	<i>M.sarsi</i>	103	11,95	12,8 ± 20,8	0,10	0,71	0,01 ± 0,02
	<i>C.capitata</i>	65	7,54	8,1 ± 22,9	0,01	0,07	0,001 ± 0,003
	Maldanidae	59	6,84	7,38 ± 9,59	0,06	0,44	0,01 ± 0,01
	<i>Cirriformia</i> sp.	49	5,68	6,13 ± 8,77	0,05	0,34	0,01 ± 0,01
	<i>A. longobranchiata</i>	18	2,09	2,25 ± 2,12	0,003	0,03	0,0004 ± 0,0006
	<i>E.lindrothi</i>	19	2,20	2,38 ± 3,16	0,04	0,26	0,004 ± 0,01
	<i>Nereis</i> sp.	21	2,44	2,63 ± 7,03	0,003	0,02	0,0003 ± 0,0008
	<i>Chaetozone</i> sp.	12	1,39	1,50 ± 3,21	0,01	0,04	0,0007 ± 0,001
	Nereidae	12	1,39	1,50 ± 3,12	0,002	0,02	0,0002 ± 0,0006
	<i>D.neapolitana</i>	10	1,16	1,25 ± 2,05	0,03	0,19	0,003 ± 0,01
	<i>Phyllodoce</i> sp.	10	1,16	1,25 ± 1,28	0,01	0,04	0,0006 ± 0,0008
	<i>A.rostrata</i>	2	0,23	0,25 ± 0,71	0,02	0,12	0,002 ± 0,01
	Terebellidae	10	1,16	1,25 ± 3,54	0,004	0,03	0,0005 ± 0,001
	Lumbrineridae	7	0,81	0,88 ± 1,81	0,001	0,01	0,0001 ± 0,0003
	Eunicidae	8	0,93	1,00 ± 2,45	0,02	0,13	0,002 ± 0,004
	Eunice sp	3	0,35	0,38 ± 1,06	0,01	0,06	0,001 ± 0,001
	<i>S.armiger</i>	6	0,70	0,75 ± 1,39	0,002	0,02	0,0003 ± 0,0006
	Goniadidae	5	0,58	0,63 ± 1,06	0,01	0,10	0,001 ± 0,004
	<i>Lepidonotus</i> sp.	4	0,46	0,50 ± 1,07	0,0006	0,01	0,00008 ± 0,0001
	<i>Nephtys</i> sp.	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,0003	0,002	0,000003 ± 0,0001
	<i>Glycinde</i> sp.	3	0,35	0,38 ± 0,74	0,0008	0,01	0,0001 ± 0,0002
	<i>S.tentaculata</i>	4	0,46	0,50 ± 1,07	0,002	0,01	0,0002 ± 0,0004
	<i>Nicomache</i> sp.	3	0,35	0,38 ± 1,06	0,001	0,01	0,0002 ± 0,0006
	<i>G.alba</i>	3	0,35	0,38 ± 0,52	0,02	0,17	0,003 ± 0,01
	<i>Cossura</i> sp.	3	0,35	0,38 ± 0,74	0,0007	0,01	0,00009 ± 0,0001
	Sabellidae	3	0,35	0,38 ± 1,06	0,03	0,19	0,003 ± 0,01
	<i>T. stroemii</i>	4	0,46	0,50 ± 1,07	0,06	0,44	0,01 ± 0,02
	<i>Sthenelais</i> sp.	2	0,23	0,25 ± 0,46	0,0009	0,01	0,0001 ± 0,0002
	Golfingiidae	2	0,23	0,25 ± 0,71	0,0004	0,002	0,00005 ± 0,0001
	Phyllocidae	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,0001	0,001	0,00002 ± 0,00007
	Polynoidae	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,003	0,02	0,0003 ± 0,001
	Flabelligeridae	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,002	0,02	0,0003 ± 0,0009
	Chrysopetalidae	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,002	0,02	0,0002 ± 0,0007
Oeonidae	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,0008	0,01	0,0001 ± 0,0002	
<i>Goniada</i> sp.	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,07	0,49	0,01 ± 0,02	
Sipunculata	<i>A.muelleri</i>	79	9,16	9,88 ± 18,1	2,46	17,63	0,31 ± 0,57
	<i>Sipunculidea</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,0004	0,002	0,00005 ± 0,0001

Echinodermata	<i>A.squamata</i>	5	0,58	0,63 ± 0,74	0,01	0,06	0,0009 ± 0,001
	Ophiuridae	2	0,23	0,25 ± 0,46	0,01	0,08	0,001 ± 0,002
	Ophirolepididae	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,01	0,10	0,001 ± 0,01
Chordata	<i>B.lanceolatum</i>	1	0,12	0,13 ± 0,35	0,0004	0,002	0,00005 ± 0,0001
Outro	Outro	5	0,58	0,63 ± 1,41	0,01	0,09	0,001 ± 0,003

3.2.1.3. Índice de Importância Relativa (IRI)

Relacionando o Índice de Importância Relativa (IRI) com a abundância e a biomassa dos taxa verificou-se que os taxa que apresentaram valores de abundância e biomassa mais elevados foram os mesmos que apresentaram valores mais elevados de IRI. Os restantes taxa apresentaram IRI baixos devido a valores de biomassa e/ou abundância reduzidos (Tabela III).

3.2.1.4. Factor de ocorrência (FO)

De acordo com a classificação de Maciel (1996), no que concerne ao factor de ocorrência, observou-se que a maioria das espécies encontradas na área de estudo durante as duas campanhas de amostragem foram classificadas como comuns, com a excepção de algumas espécies (*), que na campanha de Maio apareceram como constantes e na campanha de Julho apareceram como comuns, e vice-versa (Tabela III).

Tabela III: Análise da percentagem do Factor de Ocorrência (FO) e o Índice de Importância Relativa (IRI) das espécies ao longo das duas campanhas (Maio e Julho).

Principais grupos	Taxa	Maio		Julho	
		IRI (%)	FO (%)	IRI (%)	FO (%)
Arthropoda (Crustáceos)	<i>Cyathura carinata</i>	1708	62,5	1168	62,5
	<i>Upogebia pusilla</i>	140	50	1	12,5
	<i>Abludometila obtusata</i>	0,10	12,5	-	-
	<i>Pagurus bernhardus</i>	26	25	-	-
	Crustacea	2	12,5	14	25
	Tanaidae	-	-	1	12,5
	<i>Thaumastoplax</i> sp.	-	-	74	25
	<i>Macropipus arcuatus</i>	-	-	10	12,5
	<i>Porcellana platycheles</i>	-	-	4	12,5
	<i>Xantho pilipes</i>	-	-	117	25
	Amphipoda	-	-	17	25
	<i>Calozodion</i> sp.	-	-	7	12,5

Mollusca (Bivalves)	<i>Nuculana bicuspidata</i>	527	62,5	751	75
	<i>Loripes contrarius</i>	1304	62,5*	115	25*
	<i>Pitar rudis</i>	671	37,5*	861	62,5*
	<i>Afrolucina discontinua</i>	183	25	745	50
	<i>Tellina mars</i>	-	-	60	25
	<i>Solemya togata</i>	4	25	43	25
	<i>Senilia senilis</i>	311	25	105	12,5
	<i>Fulvia aperta</i>	2	12,5	72	25
	<i>Anadara diluvii</i>	63	12,5	2	12,5
	<i>Modiolus martorelli</i>	-	-	2	12,5
	<i>Musculista senhousia</i>	-	-	2	12,5
	<i>Macra glauca</i>	65	12,5	-	-
	<i>Corbula contracta</i>	7	12,5	-	-
Mollusca (Gastropodes)	<i>Gibberula</i> spp.	1	12,5	44	37,5
	<i>Antilis entalis</i>	-	-	75	12,5
	<i>Nassarius elatus</i>	-	-	80	12,5
	<i>Crepidula porcellana</i>	7	12,5	11	12,5
	<i>Nassarius angolensis</i>	0,2	12,5	27	37,5
	<i>Euspira nitida</i>	50	-	57	25
	<i>Euspira catena</i>	-	-	12	12,5
	<i>Nática tigrina</i>	-	-	78	12,5
	<i>Nassarius arcadioi</i>	5	12,5	-	-
Gastropoda	-	-	1	12,5	
Annelida (Poliquetas)	<i>Maldane sarsi</i>	92	37,5*	657	75*
	<i>Capitella capitata</i>	-	-	632	25
	Maldanidae	0,32	12,5*	339	62,5*
	<i>Cirriformia</i> sp.	7	12,5*	334	75*
	<i>Lepidonotus</i> sp.	0,10	12,5	7	25
	<i>Nephtys</i> sp.	4	25	2	12,5
	<i>Glycinde</i> sp.	63	12,5	12	25
	<i>S.tentaculata</i>	-	-	15	25
	<i>Nicomache</i> sp.	-	-	4	12,5
	<i>Glycera alba</i>	-	-	21	37,5
	<i>Cossura</i> sp.	-	-	5	25
	Sabellidae	-	-	6	25
	<i>T. stroemii</i>	1	12,5	19	25
	<i>Sthenelais</i> sp.	-	-	5	12,5
	Golfingiidae	-	-	3	12,5
	Phyllocidae	-	-	1	12,5
	Polynoidae	-	-	1	12,5
	Flabelligeridae	-	-	1	12,5
	Chrysopetalidae	-	-	1	12,5
	Oeonidae	-	-	1	12,5
<i>Goniada</i> sp.	-	-	4	12,5	
<i>Paramphinome</i> sp.	6	12,5	-	-	
Sipunculata	<i>Aspidosiphon muelleri</i>	561	50	927	50
	<i>Sipunculus</i> sp.	-	-	-	-
	<i>Sipunculidea</i>	3	12,5	1	12,5
Echinodermata	<i>A.squamata</i>	0,11	12,5	24	50
	Ophiuridae	-	-	7	25
	Ophiolepididae	-	-	2	12,5
Chordata	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	8	12,5	1	12,5

Outro	Outro	571	37,5	33	25

3.2.2. Índices de diversidade

Espacialmente, durante a campanha do mês de Maio o número de *taxa* variou entre 3 a 18, onde verificou-se o valor mais baixo na estação da MI (3*taxa*) e o mais elevado FLO (18 *taxa*). No mês de Julho, espacialmente o número de *taxa* variou entre 1 a 34, o valor mais baixo verificou-se na estação MI (1*taxon*), e o mais elevado na estação CN (34 *taxa*).

Os índices de Margalef (d) em Maio variaram entre 0,88 a 5,02, onde o valor mais baixo encontrou-se na estação MI (0,88), e o mais elevado observou-se na estação EFL (5,02). Enquanto em Julho os índices de Margalef (d) variaram entre 0 a 8,97 onde o valor mais baixo observou-se na estação MI (0), e o mais elevado na estação CN (8,97).

Quanto ao índice de equitabilidade em Maio, registou-se o valor mais baixo na estação PP (0,42) e o mais elevado na estação EFL (0,90). Em Julho registou-se o valor mais baixo na estação MI (0), e o mais elevado na estação CN (0,83).

Constatou-se que o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') no mês de Maio, foi mais baixo na estação MI (0,77 bits/inds), e mais elevado na estação EFL (2,16 bits/inds). Para o mês de Julho constatou-se que o valor mais baixo foi registado na estação MI (0, bits/inds), e o mais elevado na estação CN (2,93 bits/inds).

No que concerne ao índice de Simpson (λ) para o mês Maio verificou-se o valor mais baixo na estação PP (0,45) ao passo que o mais elevado na estação EFL (0,99). Enquanto em Julho verificou-se o valor mais baixo na estação MI (0) e o mais elevado na estação CN (0,94).

Tabela IV: Variação espacial e temporal do número de *taxa* (S) e os índices de diversidade Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') Shannon-Wiener (H') e de Simpson (λ) durante os meses de Maio e Julho.

Estações de amostragem	Maio					Julho				
	Índices de diversidade					Índices de diversidade				
	S	d	J'	H'	λ	S	d	J'	H'	λ
FLO	18	4,59	0,60	1,74	0,73	24	5,87	0,75	2,37	0,89
PC	14	3,58	0,57	1,50	0,62	29	6,46	0,73	2,44	0,88
CN	8	3,30	0,70	1,46	0,73	34	8,97	0,83	2,93	0,94
CR	5	2,17	0,65	1,04	0,60	14	4,88	0,78	2,05	0,83
MI	3	0,88	0,70	0,77	0,49	1	-	-	-	-
PP	14	3,22	0,42	1,12	0,45	14	3,93	0,68	1,79	0,72
LL	8	2,35	0,59	1,22	0,57	12	3,97	0,67	1,66	0,70
EFL	11	5,02	0,90	2,16	0,99	29	7,49	0,80	2,71	0,90

3.2.3. Métodos multivariados

3.2.3.1. Ordenação multidimensional não métrica (MDS)

A representação de CLUSTER para o mês de Maio evidenciou a existência de dois agrupamentos A e B: **A** (CR1 + CR2 + CR2 + MI1 + MI2 + MI3) e **B** (PC2+ PP2 + EFL1 + PC1 + PP3 + LL2 + PC3 + PP1 + FLO3 + EFL3 + FLO1 + LL1 + LL3 + CN2 + CN3 + EFL2 + FLO2 + CN1), (Figura 3.13).

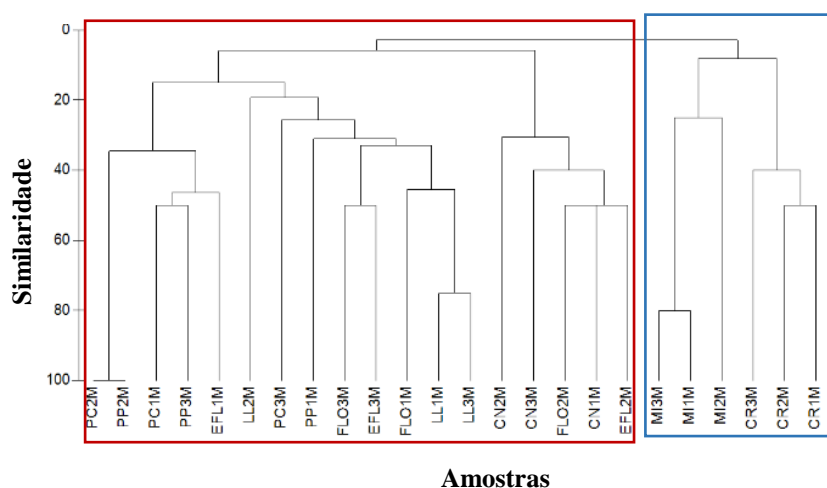


Figura 3.13: Dendrograma Cluster baseado nas similaridades Bray-Curtis para o factor “ estação de acordo com os valores da abundância por *taxa*. A zona em destaque permitiu separar os dois grupos identificados (Maio).

Para o mês de Julho a representação de CLUSTER evidenciou a existência igualmente de dois agrupamentos A e B: **A** (CR2 + EFL1 + PP2 + FLO3 + PC2 + CN2 + CN1 + CN3 + EFL2 + PC3 + EFL3 + FLO2 + PC1 + LL1 + LL2 + PP1 + PP3 + FLO1 + LL3) e **B** (CR1 + CR3 + MI3 + MI1 + MI2) (Figura 3.14).

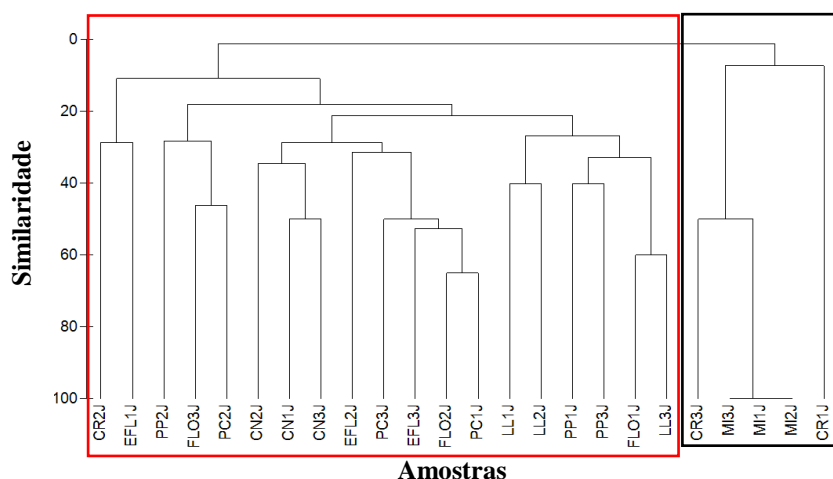


Figura 3.14: Dendrograma Cluster baseado nas similaridades Bray-Curtis para o factor “ estação de acordo com os valores da abundância por *taxa*. A zona em destaque permitiu separar os dois grupos identificados (Julho).

A análise MDS tanto para o mês de Maio (Figura 3.15) como de Julho (Figura 3.16), marcamos os grupos porque parecem suportar os dados da representação de CLUSTER.

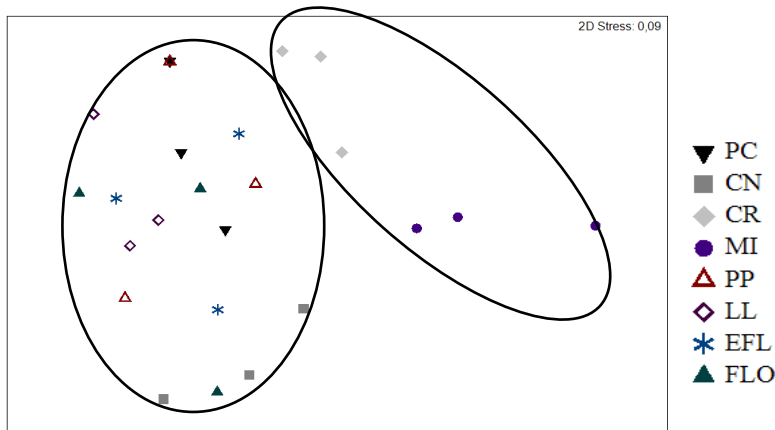


Figura 3.15: Análise espacial MDS (ordenação multidimensional não métrica) baseada nas similaridades Bray-Curtis em relação à abundância de cada *taxa* nas estações amostradas com um stress da análise de 0,09. As zonas em destaque constituem os dois grupos marcados (Maio).

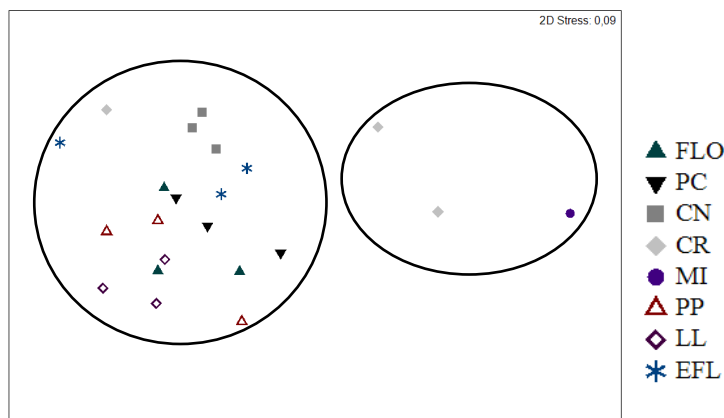


Figura 3.16: Análise espacial MDS (ordenação multidimensional não métrica) baseada nas similaridades Bray-Curtis em relação à abundância de cada *taxa* nas estações amostradas com um stress da análise de 0,09. As zonas em destaque constituem os dois grupos marcados (Julho).

3.2.3.2. ANOSIM

A análise da similaridade (ANOSIM: $\alpha = 0,05$) entre as várias estações de amostragem ao longo do mês de Maio revelou alguma distinção entre as estações (R global = 0,456) mas ocorrendo dissimilaridades mais relevantes entre as estações, CR \times PP, CR \times LL, CN \times CR, CN \times LL, PC \times CN, PC \times CR, PC \times MI, (Tabela V esquerda).

Quanto ao mês de Julho a análise da similaridade também revelou distinção entre as várias estações (R global = 0,561), ocorrendo por tanto dissimilaridades mais relevantes entre

as estações FLO × MI, FLO × CN, PC × MI, CN × MI, CN × LL, MI × PP, MI × EFL (Tabela V direita).

Tabela V: Resultados da análise de dissimilaridades – ANOSIM com valores de R e níveis de significância (p) para o factor “Estação” de acordo com a abundância de cada grupo da macrofauna bentónica em cada uma das estações de amostragem ao longo dos meses de Maio (esquerda) e Julho (direita).

Maio			Julho		
Estações	R	P- level	Estações	R	P - level
CR x PP	0.833	0.1	FLO x MI	1	0.1
CR x LL	0.926	0.1	FLO x CN	0.704	0.1
CN x CR	0.981	0.1	PC x MI	1	0.1
CN x LL	1	0.1	CN x MI	1	0.1
PC x CN	0.963	0.1	CN x LL	1	0.1
PC x CR	1	0.1	MI x PP	1	0.1
PC x MI	0.833	0.1	MI x EFL	1	0.1

No que concerne ao factor “Tempo” o resultado da ANOSIM evidenciou que não ocorreram diferenças significativas entre os diferentes períodos de amostragem R global= 0,042 e p = 0,208.

3.2.3.3. SIMPER

Os resultados acima descritos sobre as espécies mais abundantes, foram coerentes com os resultados obtidos pela análise de SIMPER. De modo geral, a espécie *Cyathura carinata* apresentou as maiores similaridades médias entre as espécies nas diferentes estações, nos dois períodos de amostragens. Ao combinar as diferentes estações duas a duas foi possível perceber as dissimilaridades entre os períodos de amostragem. Esta dissimilaridade foi dada principalmente pela contribuição (%) das espécies, *Cyathura carinata*, *Nuculana bicuspidata*, *Aspidosiphon muelleri*, *Capitella capitata*, *Maldane sarsi*, *Loripes contrarius* e *Pitar rudis*. Encontrando-se estas percentagens de contribuição de similaridade e dissimilaridade entre as estações, ao longo do tempo resumidas nas tabelas de III a V (anexo).

3.2.3.4. Curvas de Abundância/ Biomassa e Marine Biotic Index (AMBI)

A representação das curvas cumulativas da Abundância (A) e Biomassa (B) (ABC) calculadas para as diferentes estações de amostragem nas duas campanhas (Maio e Julho) evidenciou, de um modo geral, a sobreposição da curva da biomassa em relação à de abundância (biomassa > abundância). No entanto, nas estações MI e PP (Maio), encontrou-se valores negativos W, e na estação do LL encontrou-se o valor do W mais próximo de zero do que nas restantes estações de amostragem para o referido período (Figura 3.17).

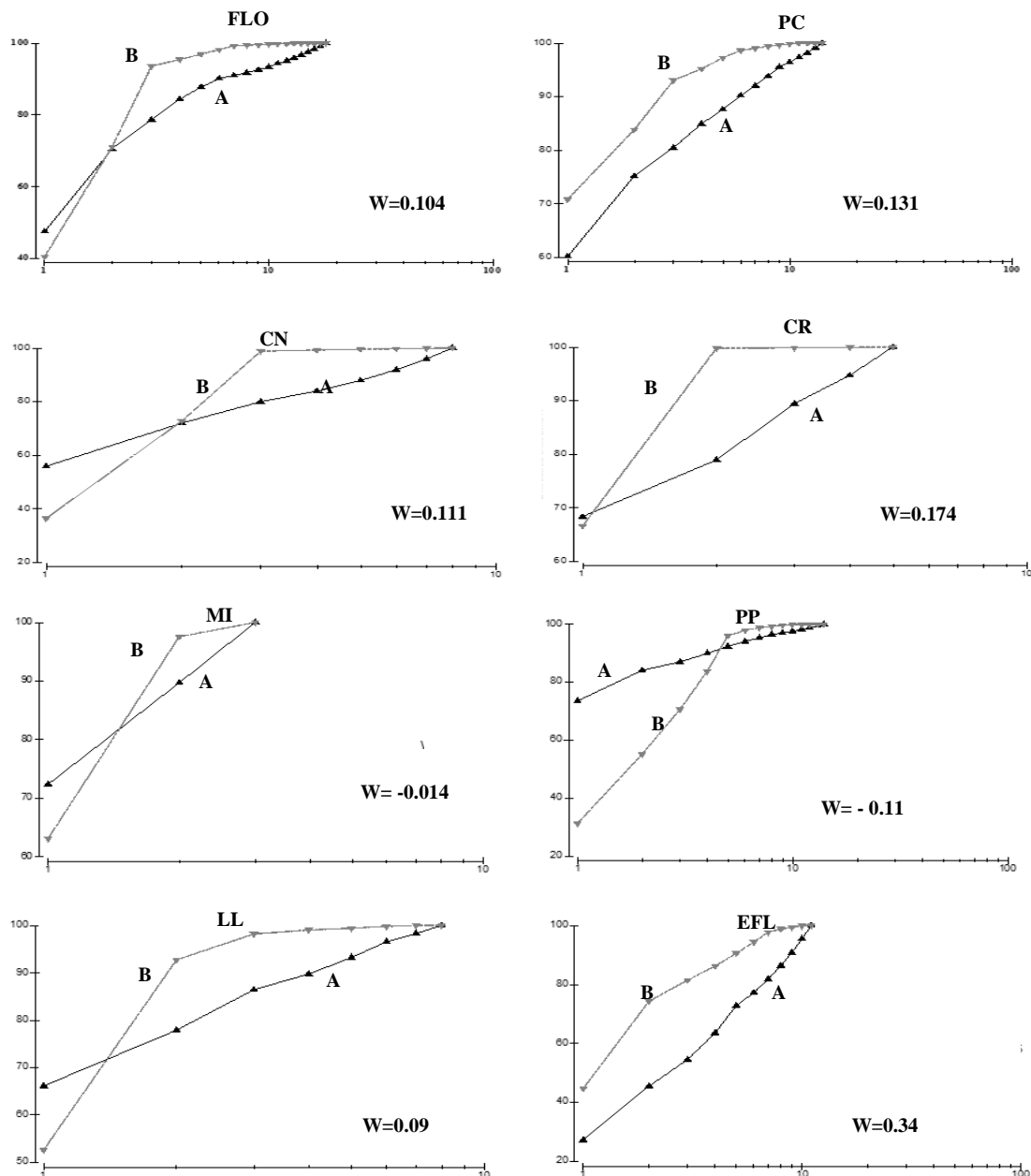


Figura 3.17: Curvas ABC das estações de amostragem no mês de Maio, onde estão representadas as curvas cumulativas da Biomassa (B) e Abundância (A) dos diferentes *taxa*.

No mês Julho, encontrou-se valor de *W* mais próximo de zero na estação PP. A estação MI para este período de amostragem não foi representada dado ao facto de existir um baixo número de espécies (Figura 3.18).

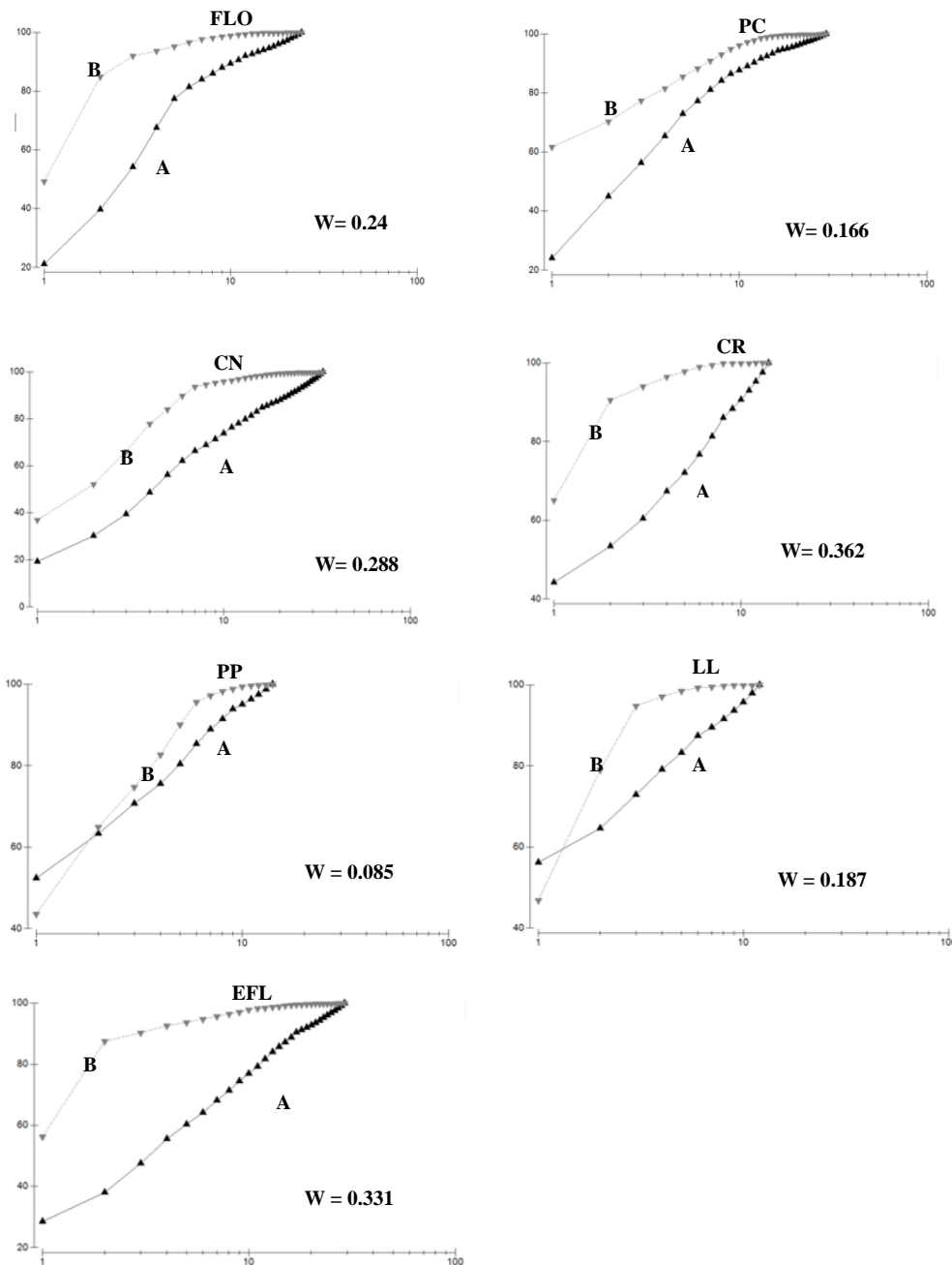


Figura 3.18: Curvas ABC das estações de amostragem no mês de Julho, onde estão representadas as curvas cumulativas da Biomassa (B) e Abundância (A) dos diferentes *taxa*.

Mais de 70% das estações distribuídas por toda a área de investigação nas duas campanhas de amostragem apresentaram um estado ecológico satisfatório (I e II), com excepção da estação MI que apresentou-se com um estado ecológico razoável (III) para campanha feita no mês de Maio e mau (VI) para campanha feita no mês de Julho (Figuras 3.19 e 3.20).

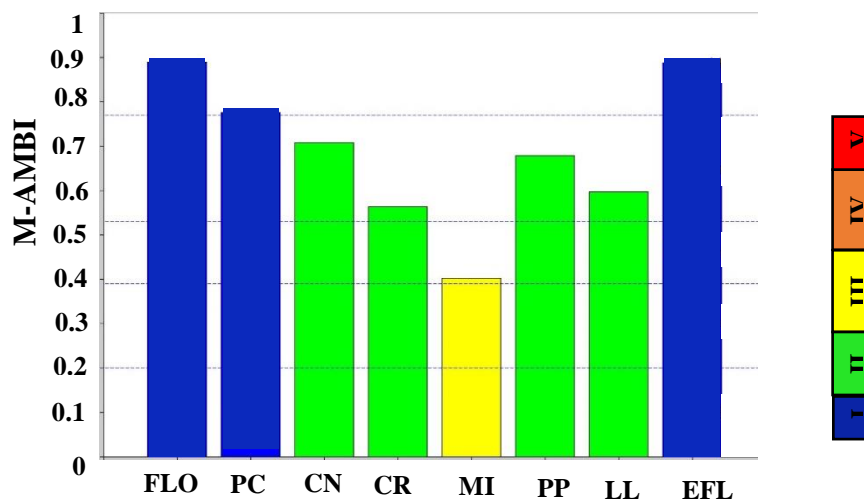


Figura 3.19: A análise multi-índice M-AMBI distingue diferentes EcoQS (índice e nível de qualidade ecológica) de acordo com as várias estações e período de amostragem (Maio).

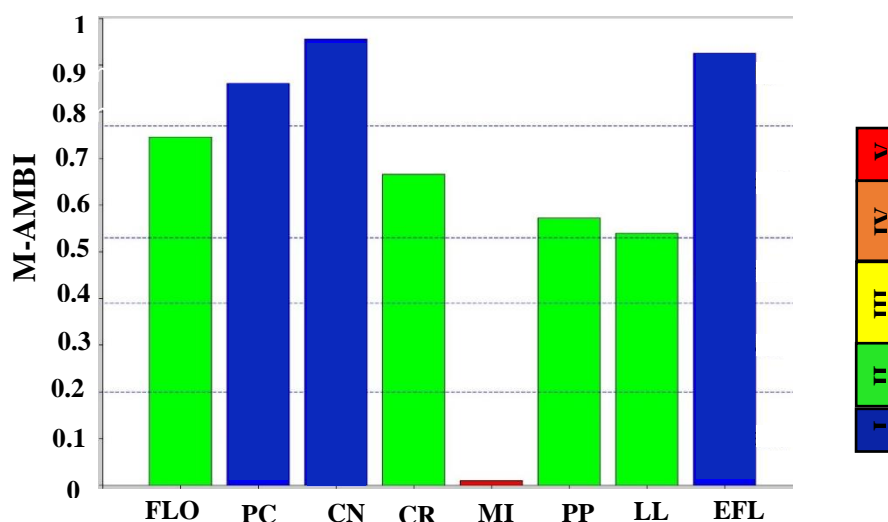


Figura 3.20: A análise multi-índice M-AMBI distingue diferentes EcoQS (índice e nível de qualidade ecológica) de acordo com as várias estações e período de amostragem (Julho).

3.2.4. Análise de correspondência

Na análise de correspondência realizada entre os parâmetros bióticos e os parâmetros abióticos, nas diferentes estações ao longo do mês Maio, observou-se que os parâmetros abióticos que mais explicaram a variação na estrutura da comunidade da macrofauna bentônica na área de estudo foram a temperatura ($p = 0.001$), areia muito fina ($p = 0.01$), lama muito grossa ($p = 0.01$), lama grossa ($p = 0.05$), lama média ($p = 0.05$) e o disco de secchi ($p = 0.01$); (Figura 3.21). Enquanto no mês de Julho esta variação foi explicada principalmente pela areia muito grossa ($p = 0.001$), areia muito fina ($p = 0.01$), conteúdo de matéria orgânica ($p = 0.01$), clorofila *a* e lama muito grossa ($p = 0.05$); (Figura 3.22).

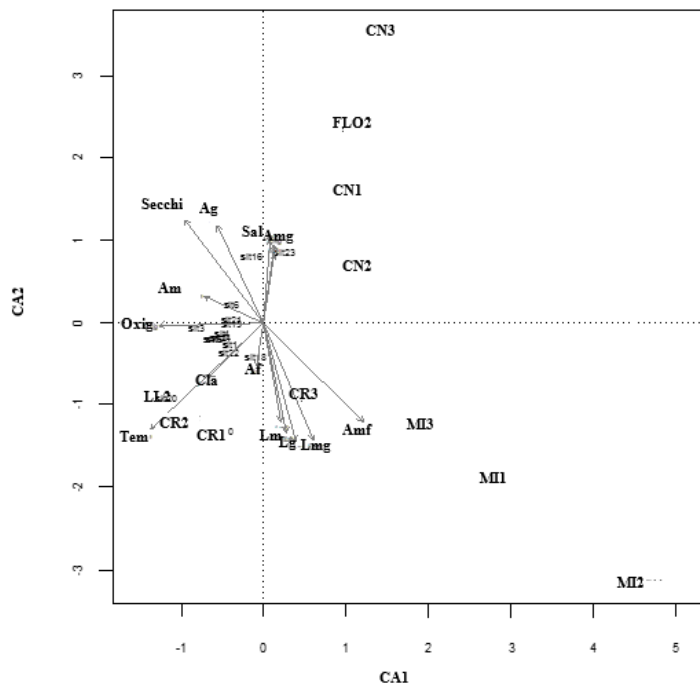


Figura 3.21: Resultado da análise de correspondência nas diferentes estações de amostragens ao longo do mês de Maio, com as respectivas variáveis ambientais: Sal= Salinidade, Tem=Temperatura, MO=Matéria Orgânica, Cla= Clorofila a, Oxi=Oxigénio, Secchi= Disco de Secchi, Amg= Areia muito grossa, Ag= Areia grossa, Am= Areia media, Af= Areia fina, Amf= Areia muito fina, Lmg= Lama muito grossa, Lg= Lama grossa, Lm= Lama média, Lf = Lama fina, Lmf=Lama muito fina, Agl= Argila.

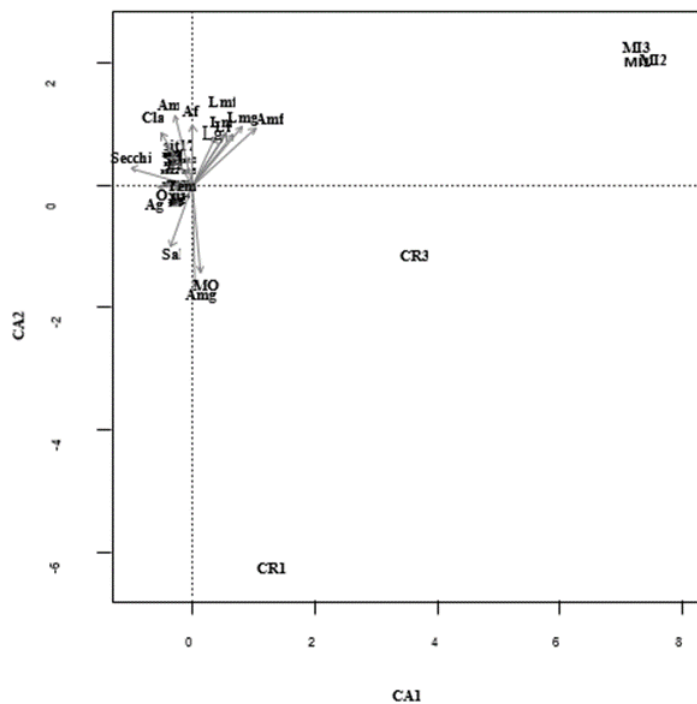


Figura 3.22: Resultado da análise de correspondência nas diferentes estações de amostragens ao longo do mês de Julho, com as respectivas variáveis ambientais: Sal= Salinidade, Tem=Temperatura, MO= Matéria Orgânica, Cla= Clorofila a, Oxi=Oxigénio, pH, Secchi= Disco de Secchi, Amg= Areia muito grossa, Ag= Areia grossa, Am= Areia media, Af= Areia fina, Amf= Areia muito fina, Lmg= Lama muito grossa, Lg= Lama grossa, Lm= Lama média, Lf= Lama fina, Lmf=Lama muito fina, Agl= Argila.

4. DISCUSSÃO

4.1. Parâmetros abióticos

As medições dos parâmetros abióticos ao longo da área estudo revelaram, que estes não se encontravam distribuídos de forma uniforme em todos os locais de amostragem.

Na área de estudo, os sedimentos apresentaram características físico-químicas diferentes, onde os sedimentos constituídos essencialmente por fracções arenosas foram mais abundantes nas estações FLO, PC, CN, CR, PP e EFL enquanto as fracções mais finas lamas+ argilas foram mais abundantes nas estações do MI e LL. Segundo Pires (2014) os sedimentos são constituídos por distintos materiais orgânicos e inorgânicos de origem autóctone e alóctone sendo formado por partículas de diferentes tamanhos, formas e composições químicas, que são resultados de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos. É importante frisar que a Baía de Luanda face ao processo de requalificação e reordenamento urbano da zona marginal da cidade de Luanda, tem sofrido uma forte pressão antrópica através várias actividades de dragagem, possivelmente estas actividades podem estar também na base das variações granulométricas na área de estudo. Segundo Bolam (2011 e 2012) e Munari *et al.*, (2014), a deposição de material dragado pode causar variações no tamanho das partículas sedimentares como por exemplo sedimentos argilosos passar para arenosos. Por outro lado estas diferenças podem estar associadas a hidrodinâmica do local, visto que por exemplo a estação FLO tem uma constituição granulométrica essencialmente de sedimentos arenosos e localiza-se numa zona com maior hidrodinamismo em relação a estação MI que localiza-se numa zona com menor hidrodinamismo é por tanto granulometricamente constituída por lamas + argilas. De acordo alguns autores (Burone *et al.*, 2003; Cabaço *et al.*, 2010) sugerem que as áreas com grandes quantidades de fracções sedimentares finais podem ser indicativos de condições hidrodinâmicas mais baixas e áreas com fracções granulométricas mais grossas podem indicar maior hidrodinamismo.

O Incremento de matéria orgânica nas estações LL e MI pode estar vinculada a descargas de esgotos que são lançados para Baía de Luanda sem prévio tratamento. Segundo Vikas & Dwarakish (2015), Mudge & Bebianno (1997) as substâncias que são directamente lançadas para os oceanos através de escorrências de esgotos domésticos, rios ou valas de drenagens, provocam o acréscimo de matéria orgânica e nutrientes no meio marinho,

como consequência pode ocorrer à eutrofização e induzir à hipoxia ou mesmo à anóxia. A percentagem de matéria orgânica contida no sedimento mostrou também uma evidente associação com a composição sedimentar de todas estações de amostragens, visto que observou-se maiores percentagens de matéria orgânica nas estações do LL e MI por apresentarem uma composição granulométrica (lamas+ argilas) favorável à acumulação de matéria orgânica (Cabaço, 2010; Mola & Gawad, 2014). A regeneração dos nutrientes nos sedimentos é particularmente importante nos ambientes costeiros pouco profundos, onde a carga orgânica sedimentar é elevada e a sua remineralização pode representar uma fonte substancial de nutrientes para a produção primária na coluna d'água (Pereira-Filho, *et al.*, 1998).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos, tendo as principais fontes a atmosfera e a fotossíntese realizada pelas plantas aquáticas, incluindo o fitoplâncton (Pereira & Soares, 2002; Dias & Aparecida, 2005; Peixoto, 2008; Kaiser *et al.*, 2011; Miller & Wheeler, 2016). O oxigênio não se encontra naturalmente dissolvido de um modo uniforme no meio marinho, geralmente, as maiores concentrações encontram-se nos primeiros 10 a 20 metros da coluna de água, (Júnior, 2007). Estas concentrações estão sujeitas a flutuações diárias e sazonais que são devidas, em parte, a variações de temperatura, salinidade, turbulências da água, pressão atmosférica e da actividade fotossintética (Newton & Mudge, 2005; Peixoto, 2008; Kaiser *et al.*, 2011; Miller & Wheeler, 2016). De um modo geral, de acordo alguns autores (Rangel & Silva, 2007; Andrade, 2011; Da Silva, *et al.*, 2011; Santos, 2012) a Baía de Luanda é caracterizada pela baixa disponibilidade de oxigénio dissolvido devido em parte pela degradação microbológica da matéria orgânica, consumindo grande parte do oxigénio e por outro lado o oxigénio não é repostado a partir da atmosfera devido à fraca agitação e renovação da água. Os nossos resultados mostram que os valores médios da concentração em oxigénio dissolvido (mg/L) tanto em superfície como em profundidade foram principalmente mais reduzidos nas estações (LL e MI) coincidente com os pontos de descargas de esgotos domésticos, o que vai de encontro aos resultados apresentados para esta mesma área por Andrade (2011) e Santos (2012). Segundo alguns autores afirmam que estes valores podem estar relacionados com uma maior actividade bacteriana envolvida na decomposição aeróbica da matéria orgânica no sedimento, e com o aumento da temperatura superficial da água (Von Brockel, 1990; Peixoto, 2008; Kaiser *et al.*, 2011; Santos, 2012; Miller & Wheeler, 2016).

Temporalmente o ligeiro aumento da concentração de oxigénio (mg/L) que observou-se no mês de Julho de acordo Da Silva *et al.*, (2011) deveu-se possivelmente ao aumento da abundância dos organismos fotossintéticos, como consequência do afloramento que geralmente ocorre no mês de Julho sendo no entanto o mês mais frio no ano.

Os valores médios registados da salinidade (entre 34,1 e 36,7) nas diferentes estações durante os períodos de amostragem vão de encontro aos apresentados por outros autores para esta região (Lass *et al.*, 2000; Holístico, 2010; Andrade, 2011; Santos, 2012; Coelho & Rangel, 2015). Relativamente a ligeiras diferenças temporalmente apresentadas dos valores médios da salinidade ter-se-á devido á dinâmica entre a evaporação e precipitação, estudos recentes têm demonstrado que a aceleração no ciclo de precipitação e evaporação global, bem como a entrada de água doce reforçada por rios e calotes derretendo no mar, estuários e zonas costeiras mudam drasticamente salinidade (Newton & Mudge, 2003; Júnior, 2007; Santos, 2007; Jeyageetha *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2016; Velez *et al.*, 2016) onde os maiores valores registados no mês de Julho poderiam ser atribuídos à baixa quantidade de precipitação e maior taxa de evaporação, e o abaixamento na salinidade durante o mês de Maio terá estado relacionado com as características particularmente chuvosas que então se verificaram no final do mês de Abril. Localmente estas diferenças fez-se sentir principalmente nas estações (LL e MI) próxima aos pontos de descargas de esgotos domésticos, observando-se no entanto uma diminuição nos teores da salinidade, segundo alguns autores (Newton & Mudge 2003; Júnior, 2007; Santos, 2007; Santos, 2012) este facto deveu-se possivelmente a entrada de água doce residuais proveniente desses pontos.

Em relação à temperatura da água os valores registados constam dos padrões normais para as águas marinhas (Medrano, 2015), mas de acordo Brothers & McClintock (2015) as mudanças induzidas pelo clima estão ocorrendo rapidamente em todo o mundo e são atribuídas principalmente ao aumento dos níveis de dióxido de carbono atmosférico (CO₂), que consequentemente aumenta a temperatura da superfície do mar. Os nossos resultados vão de encontro aos apresentados por outros autores nesta região (Lass *et al.*, 2000; Holístico, 2010; Andrade, 2011; Santos, 2012; Coelho & Rangel, 2015), situando-se entre os 13,3 e 31,1 °C. Os valores de temperaturas mais elevados no mês Maio em relação ao mês de Julho é uma variação sazonal, que pode de acordo com Calvário (1995) ser justificada pela influência das temperaturas atmosféricas que variam ao longo do ano. Em termos espaciais, esta variação pode possivelmente, esta relacionada com as

descargas de água doce proveniente de esgotos domésticos, com a pouca agitação que se verifica nas estações de amostragem (Santos, 2012; Vikas & Dwarakish, 2015), ou ainda pode variar em função das profundidades (Júnior, 2007), mesmo embora não tenha sido tão relevante com base nos nossos resultados.

Globalmente observou-se que tanto espacialmente como temporalmente as concentrações de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) na área de estudo foram baixas, segundo Kaiser *et al.*, (2011), as águas marinhas tropicais geralmente apresentam baixa produtividade primária devido aos baixos níveis de nutrientes disponíveis a superfície. Essas baixas concentrações de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) podem também ser resultado da descarga de água doce a superfície que terá diluído as concentrações de clorofila *a* nas estações de amostragens, a pouca incidência de luz principalmente à profundidade (Costa *et al.*, 1998; Kaiser *et al.*; 2011; Pílo *et al.*, 2011; Miller, 2005; Shengquan, *et al.*, 2015). Apesar desses níveis serem tão baixos observou ainda valores ligeiramente mais elevados dessas concentrações nas estações MI e LL em relação as outras estações de amostragem durante o mês de Maio (Figura 3.7-A₁), ter-se-á devido pela entrada de nutrientes como o azoto e fósforo através da descargas de esgotos domésticos (Newton & Mudge, 2005) dado ao facto dessas estações estarem localizadas próximas a estes pontos. Quanto ao mês de Julho principalmente à superfície (Figura 3.8-B₁) observou-se valores mais elevados em relação ao mês de Maio, deveu-se possivelmente ao facto do mês de Julho ser caracterizado para esta área, como sendo o período onde ocorrem os fenómenos de afloramento (Da Silva *et al.*, 2011, Coelho & Rangel, 2015), de acordo Miller & Wheeler (2016) o teor de Clorofila *a* é utilizado como índice de biomassa de fitoplâncton nas águas marinhas.

O Índice do Estado Trófico (IET) classifica corpos d'água em diferentes graus tróficos e avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e o seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas. Conforme Kaiser *et al.*, (2011), os locais caracterizados como oligotróficos são geralmente aqueles que têm baixas concentrações de nutrientes essenciais para o crescimento de algas, apresentando desta forma baixa produtividade primária, em contraste os locais eutróficos têm altas concentrações de nutrientes e geralmente altos níveis de produção primária, e os locais caracterizados como mesotróficos são aqueles que encontram-se entre os estados oligotróficos e eutróficos e apresentam um nível intermediário de produção primária.

Constatou que a associação entre transparência e produtividade raramente existe, na verdade, as águas de ambientes tropicais são pouco transparentes muito mais em

decorrência de carreamentos superficiais do solo adjacente do que em função de um elevado grau de produtividade biológica (Sperling, 1989). De acordo Dogliotti *et. al.*, 2015; Kemker, 2014; Kitheka *et. al.*, 2014; constataram que as altas concentrações de matérias em suspensão são as principais causas da turbidez em ecossistemas aquáticos. Os nossos resultados apresentaram uma variação espaço-temporal heterogênea da turbidez, segundo Constantin *et. al.*, (2016); Suominen & Tolvanen, (2016), pode ser atribuído a ciclos sazonais, variação natural das intrusões de águas turvas, fluviais, processos relacionados com a eutrofização, mistura de água anisotrópica e condições climáticas, visto que os valores da turbidez podem mudar ao longo de grandes períodos de tempo.

O pH é um indicador da acidez dos líquidos, que mede a concentração de íon H⁺ em uma escala de 1 a 14. O valor 7 indica uma substância neutra, nem ácida, nem alcalina. Valores tendendo a 1 indicam acidez crescente. Valores crescentes acima de 7 significam que o líquido é progressivamente alcalino. Os valores médios registados de pH nas diferentes estações durante os períodos de amostragem mostram-se ligeiramente básicos entre 7,4 e 7,9, sendo compatíveis aos valores encontrados por outros autores na área de estudo (Andrade, 2011; Santos, 2012). Estes vão de acordo aos valores padrões para águas dos oceanos (Isnansetyo *et al.*, 2014), segundo alguns autores (Pereira & Soares, 2002; Kaiser *et al.*, 2011; Hennige *et al.*, 2014, Range, *et al.*, 2014) a água do mar é ligeiramente básica com valores entre 7,5 a 8,4, devido a presença de carbonatos, hidróxidos e bicarbonatos que são altamente alcalinos, enquanto a presença de ácidos minerais livres e ácidos carbónicos aumenta sua acidez.

4.2. Parâmetros bióticos

4.2.1. Estrutura da comunidade

A maioria dos trabalhos sobre as comunidades da macrofauna bentônica revelou que na ordem hierárquica dos principais grupos, os poliquetas (Annelida) são os grupos mais abundantes, seguida dos crustáceos (Arthropoda) ou dos bivalves e gastrópodes (Mollusca), (Joydas & Damodaran, 2008; Lange, 2013, Mola *et al.*, 2014; Moritz, 2012), que correspondeu aos resultados apresentados aqui. Nas áreas tropicais a dominância de poliquetas na composição do macrobentos já foi descrita para os recifes de coral (Alongi, 1990; Frouin, 2000) ou em áreas subtidais (McCarthy *et al.*, 2000; Lancellotti & Stotz, 2004; Shin & Ellingsen, 2004).

No presente estudo foram encontrados 79 taxa de macrofauna bentónica apresentando uma maior dificuldade na identificação dos poliquetas e dos crustáceos que se optou por identificar apenas até à família, a designação de "outro" foi dada aos organismo cuja identificação não nos foi possível, estes factores de acordo Gray (1988) e Gamito (2006) não terão implicância ou sejam perdas de informações que comprometeria a interpretação dos principais resultados.

Os taxa aqui identificados foram consistente com as descrições anteriormente efectuadas por outros autores que analisaram a macrofauna bentónica ao longo da costa angolana (Faria, 2011; Lange, 2013; Lange *et al.*, 2014; Moritz, 2012;), na laguna do mussulo (Santos, 2007), e de outras zonas como Açores (Saldanha, 2003), Ria formosa (Piló *et al.*, 2011) Bolinao, noroeste das Filipinas (Leopardas *et al.*, 2016).

De acordo aos resultados apresentados neste estudo em termos percentuais no que toca na abundância das espécies na área de estudo a espécie *Cyathura carinta* revelou ser a mais abundante encontrada em quase todas estações de amostragem, prefazendo cerca de 27% do total das abundâncias dos taxa na área de estudo. No entanto a abundância desta espécie ter-se-á devido ao facto de ser uma espécie de natureza eurítipica, segundo Ferreira, (2001); Sola, (1994) revelaram nas suas pesquisas que *Cyathura carinta* não apresentou preferenciais por um tipo especial de sedimento, conteúdo de matéria orgânica ou nível intertidal.

A nível dos estudos sobre as comunidades macrobentónicas, os poliquetas mostram quase sempre maior predominância principalmente em zonas onde se verifica um enriquecimento orgânico dos sedimentos, estes organismos são os primeiros a povoar locais impactados (Pearson & Rosenberg, 1978). Com efeito, verificou-se que a espécie *Capitella capitata* foi responsável por 5% abundância total na área de estudo, encontrada nas estações com maior percentagem de matéria orgânica, coincidente com os pontos de descargas de esgostos domésticos, principalmente com a estação MI. A típica ocorrência dessa espécie nestas zonas pode possivelmente esta associada ao facto de ser uma espécie oportunista, tolerantes a condições stressantes, águas poluídas (descargas de esgotos, hidrocarbonetos, metais). Leopardas *et al.*, (2016), analisou a variação das comunidades da macrofauna em leitos de algas marinhas ao longo de um gradiente de poluição em Bolinao (noroeste das Filipinas) verificou elevadas abundâncias em estações mais poluídas devido a predominância de espécies oportunistas como *Capitella capitata*, resultados semelhantes foram encontrados por Shen *et al.*, (2010) a quando do seu

trabalho feito em uma zona húmida subtropical de Hong Kong sobre os Padrões de comunidades poliquetas em relação a perturbações ambientais. Enquanto abundância da espécie *Aspidosiphon muelleri*, poderá ter sido favorecida pelas condições de abrigo, Ferrero-Vicente *et al.*, (2013); Antonelli *et al.*, (2015) sugerem que a disponibilidade de abrigo é o principal factor que interfere na distribuição e abundância das espécies, dado ao facto de muitas espécies de sipunculos usarem conchas de gastrópodes vazios ou tubos de poliquetas como um recurso para mantê-los salvo dos seus predadores. Para espécie *Maldane sarsi* a sua abundância esteve possivelmente relacionada com as características sedimentares e teores de matéria orgânica, para Dofour *et al.*, (2008) e Rouse *et al.*,(2001) a maioria das espécies dentro da família Maldanidae têm tubos formados por lama, areia ou conchas.

Os resultados também sugerem que a capacidade de adaptação e proliferação de espécies como *Nuculana bicuspidata* deve-se essencialmente à sua tolerância para baixos teores de oxigénio, resultados semelhantes foram reportados por Zettler *et al.*, (2009) mostrou que a espécie *Nuculana bicuspidata*, espécie-chave que apresenta altos valores de abundância e biomassa mas habita na zona mínima de oxigénio (OMZ) na orla costeira do norte da Namíbia. Estes resultados são também consistentes com os apresentados por Lange (2013) e Moritz (2012), onde constataram ao longo da costa angolana elevadas abundâncias da espécie *Nuculana bicuspidata*, no entanto o conteúdo em oxigénio é muito baixo varia entre 0,8 e 2,3 ml/l.

Em termos de biomassa, a maior parte das espécies apresentaram valores muito baixos ao longo de toda a área de estudo, em relação aos resultados encontrados ao longo da costa angolana por Lange (2013) e Moritz (2012). Segundo alguns autores (Anderson *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2014; Mora *et al.*, 2013; Range *et al.*,2014) mostram que as diminuições nos valores da biomassa em organismos bentónicos incluem impactos múltiplos, incluindo grandes aumentos de temperatura, diminuição de oxigénio, diminuição do pH e a introdução de poluentes químicos, bem como as mudanças no abastecimento alimentar. McCain *et al.*, 2005 numa pesquisa no noroeste do oceano atlântico sobre os gastrópodes verificou que as reduções na oferta alimentar pode levar a possíveis respostas a uma população ou simplesmente a um indivíduo como a redução do tamanho do corpo. De acordo Grebmeier (2015) a composição da comunidade da macrofauna bentónica bem como a sua biomassa são muitas vezes influenciadas por

parâmetros sedimentares como o tamanho do grão, teor de carbono disponível e pelas concentrações de clorofila a.

No entanto, apesar da nossa área de estudo ser caracterizada com baixos valores de biomassa na maior parte dos organismos, observou-se contribuições de biomassa ligeiramente mais elevadas nos bivalves *Pitar rudis* (17%), *Senilia senilis* (16%) e no sipunculo *Aspidosiphon muelleri* (14 %), indicando possivelmente que estes indivíduos utilizaram área pela maior disponibilidade de microambientes, refúgio contra os predadores além de uma maior oferta de alimento que favoreceu o seu desenvolvimento.

O Índice de Importância Relativa sugerido por Pinkas *et al.*, (1971) é muito útil nos permite interpretar a importância ecológica de uma determinada espécie dentro do seu habitat. Nossos resultados evidenciaram que as espécies cujo os valores de abundância e biomassa foram mais elevados na área de estudo foram as mesmas que apresentaram os valores mais elevados de Índice de Importância Relativa (IRI). De acordo os resultados obtidos por Koulouria *et al.*, (2015) sugere que as comunidades da macrofauna bentónica são as presas mais importantes na dieta dos peixes demersais e aves marinhas, tornando-se no entanto numa chave das teias tróficas marinhas ou das interações tróficas do habitat bentónico. Segundo Cutler (1994); Ferrero-Vicente *et al.*, (2013) sugerem que a espécie *Aspidosiphon muelleri* faz parte da dieta de inúmeras espécies de peixes e muitos outros organismos incluindo gastrópodes, caranguejo, anêmonas e cefalópodes etc., além de desempenhar um papel preponderante na biodegradação do património arqueológico em zonas submersas (Antonelli *et al.*, 2015).

Quanto aos hábitos alimentares da espécie *Cyathura carinata* segundo Burbank (1962), é muito difícil defini-lo, esta espécie é classificada como detritívora, mas no entanto alimenta-se também de diatomáceas, macrófitas (Sola, 1994), ou ainda pode alimentar-se de pequenos invertebrados como poliquetas, oligoquetas, nematodes e turbelárias (Ólafsson & Persson, 1986). É uma espécie frequentemente encontrada em conteúdos estomacais de *Platyctys flesus* (Ólafsson & Persson, 1986).

A espécie *Capitella capitata* é normalmente utilizada em estudos de impacto ambiental uma vez que apresenta tendência para ocorrer em grande abundância em zonas potencialmente impactadas, devido ao facto de tolerar condições ambientais altamente estressantes (Leopardas *et al.*, 2016; Shen *et al.*, 2010). Suriya *et al.*, 2012) sugerem que *Capitella capitata* é uma espécie útil para o monitoramento de ambientes poluídos por metais pesados, a presença desses organismos podem estimular significativamente certas

actividades microbianas em sedimentos marinhos resultando na atenuação dos poluentes orgânicos, bem como a sua eliminação.

A grande quantidade de matéria orgânica e consequente aumento da quantidade de sólidos em suspensão é um factor limitante para a existência dos bivalves em zonas impactadas (Terlizzi *et al.*, 2005), segundo Joiris *et al.*, (1998), no seu trabalho sobre mercúrio em espécies de bivalves (*Senilia senilis*) demonstrou que algumas espécies da biota aquática especialmente os bivalves são frequentemente utilizados como bioindicadores, dando desta forma informações sobre a contaminação das águas e dos sedimentos.

A classificação da maioria das espécies em comuns e contantes na área de estudo, deve-se possivelmente ao facto, serem muitas delas adaptadas as condições apresentadas na Baía de Luanda, como por exemplo baixos teores de oxigénio. Xie *et al.*, (2016) sugerem que ocorrência de organismos macrobentónicos numa determina área são muitas vezes influenciados por gradientes ambientais, temperatura, recursos alimentares, heterogeneidade espacial acentuada, impactos antropogénicos.

4.2.2. Índices de diversidade

A aplicação de índices de diversidade tornam-se ferramentas fundamentais para a caracterização de comunidades de macrofauna bentónica (Pearson, 1978). Os resultados apresentados ao longo da área de estudo entre as estações de amostragem evidenciaram um índice de Shannon baixo, com excepção das estações EFL (2,16 bits/inds) para Maio e estação CN (2,93 bits/inds) para Julho. Refletindo-se nos valores mais elevados de equitabilidade (J') verificados nestas estações, sugerindo maior uniformidade do local, isto é, todos os indivíduos encontravam-se igualmente distribuídos entre as espécies ou seja denotou-se alta homogeneidade na composição da comunidade da macrofauna bentónica nas estações EFL e CN.

Resultados apresentados por outros autores (Faria, 2011; Lange, 2013, Moritz 2012,) ao longo da costa angolana evidenciaram valores entre 2,39 bits/inds e 4,47 bits/inds e acima de 4,5 bits/inds o que quer dizer que a costa angolana apresenta uma grande diversidade biológica. De acordo Kahn (2006), os índices de Shannon dificilmente chegam a ser superior 4,5, bits/inds como tal valores entre 1,5 bits/inds e 3,5 bits/inds são comuns. A baixa diversidade encontrada na área de estudo deve possivelmente estar associada a existência de uma perturbação generalizada, em especial nas zonas mais interiores da Baía de Luanda (Josefson *et al.*, 2009; Odum, 1971; Salehi *et al.*, 2015; Van Hoey, *et al.*,

2015). De acordo Snelgrove (1998) a diversidade de espécies é controlada principalmente por flutuações no ambiente que leva a uma menor diversidade. Segundo De Troch *et al.*, (2003), baixa diversidade no geral e a abundância de uma única espécie foram previamente relatados em outros estudos, o que vai de encontro com alguns dos resultados a apresentados aqui, visto que a espécie *Capitella capitata* é a espécie mais abundante na estação MI, mas o índice de diversidade nesta estação é de 0, bits/inds para Maio e 0,77 bits/inds para Julho. No presente estudo não observou-se uma correlação coerente entre a diversidade e as diferentes profundidades, por exemplo durante o mês de Maio a maior diversidade foi encontrada na estação com maior profundidade (EFL 46m) enquanto no mês de Julho não, está encontrou-se numa das estações com uma das menores profundidades (CN 9m). Para Soltwedel (1997) valores baixos na abundância e na diversidade de espécies pode estar associado com a diminuição de alimento e aumento da profundidade da água devido a processos de degradação dentro da coluna da água. Lange (2013), as amostras analisadas na costa angolana foram recolhidas principalmente em profundidades entre 19 a 146 metros, onde as amostras mais ricas em espécies ocorreram em profundidades que variavam entre 28 a 62 metros. Segundo Warwick (1987), revelou que comunidades de fundos não consolidados tropicais e temperados, apresentam maiores diversidades em estações que apresentaram profundidades menores em comparação com aquelas que apresentam maiores profundidades. Por tanto, a profundidade não pode ser entendida como um factor determinante na distribuição e na diversidade das espécies no presente estudo.

Quanto ao número de *taxa* (S) observaram-se valores mais elevados nas estações FLO (18*taxa*) e CN (34*taxa*) devem relacionar com factores ambientais mais estáveis, como oxigénio dissolvido, salinidade, temperatura, etc. (Muniz & Venturini, 2015), que desempenham um papel vital, permitindo que espécies se possam estabelecer e encontrar condições de crescimento e reprodução adequadas (Kumar & Khan, 2013).

Os resultados obtidos pela ordenação multidimensional não métrica (MDS) a partir dos dados de presença/ausência de abundância evidenciou dois agrupamentos A e B. Estes resultados sugerem que espécies oportunistas, tolerantes a condições estressantes como *Cyathura carinata*, *Nuculana bicuspidata*, *Aspidosiphon muelleri*, *Capitella capitata*, *Maldane sarsi*, *Loripes contrarius* e *Pitar rudis* foram as que mais contribuíram para a dissimilaridade entre estações uma vez que as suas abundâncias foram mais elevadas em relação aos demais *taxa* na área de estudo. No que toca ao factor “tempo”, não se

verificaram diferenças significativas (R global = 0,042 e p = 0,208), entre a estrutura da comunidade macrobentónica nos dois períodos, segundo Piló (2007) ter-se-a devido à pouca variação das espécies mais abundantes ao longo do período de amostragem.

4.2.3. Curvas de Abundância/ Biomassa e Marine Biotic Index (AMBI)

Este método no presente trabalho não foi suficientemente claro na avaliação das estações de amostragem dado ao facto de existirem valores muito reduzidos de abundância e biomassa da macrofauna bentónica na área de estudo. Mas observou-se alguns resultados mais ou menos relevantes no mês Maio para estações PC e EFL, sendo estas estações classificadas com uma perturbação baixa, enquanto as estações PP e LL apresentam uma perturbação intermédia. As demais estações para o referido período os seus resultados não são consistentes devido ao facto de apresentarem valores reduzidos de abundância e biomassa. No mês de Julho observou-se uma ligeira recuperação dos valores da abundância e da biomassa, no entanto todas as estações foram classificadas como áreas com baixas perturbações com excepção da estação do LL e PP, sendo estas classificadas como áreas com perturbações intermédias. Apesar da simplicidade deste método, muitos estudos de poluição que recorreram na utilização das curvas de ABC tiveram dificuldades na interpretação dos resultados (Beukema, 1988; Strasser *et al.*, 2003; Weston, 1990), segundo Beukema (1988) este método é limitado pelo facto de as variações espaciais e temporais da abundância e biomassa não serem um fenómeno exclusivamente obtido de perturbações antropogénicas do ambiente, por outro lado as mudanças de temperatura e salinidade podem influenciar na redução das populações de determinadas espécies, que por conseguinte levaria na interpretação errónea dos dados em análise (Warwick & Ruswahyuni, 1987; Teixeira *et al.*, 2007).

Há que frisar que este tipo de análise não poder ser desenvolvida independentemente, para tal no presente estudo para o completo e obtenção de informações mais concisas concernente ao estado de perturbação da área de estudo usamos o índice AMBI por várias razões por um lado é pelo facto de a sua classificação ser baseada principalmente em dados de literatura sobre enriquecimento orgânico (Borja *et al.*, 2000), e por lado outro para o AMBI o número de espécies não é importante, mas sim o grupo ecológico em que a espécie pertence (Borja *et al.*, 2005; Muxika *et al.*, 2005). Análise do índice abiótico AMBI evidenciou que a estação MI é uma zona muito perturbada, e é caracterizada pela existência de espécies do grupo ecológico VI, que são espécies oportunistas mais tolerantes a poluição como *Capitella capitata*, o que vai de acordo com os resultados

apresentados por Zettler (2007). No entanto, a maioria das estações de amostragem das duas campanhas apresentaram -se pouco perturbadas, de acordo com este índice o que vai em de encontro com os resultados obtidos pelo método das curvas de ABC.

4.2.4. Análise de correspondência

Os organismos da macrofauna bentónica apresentam diversas adaptações evolutivas e limites de tolerância a determinadas condições ambientais, estes limites variam de espécie para espécie. Compreender os padrões de distribuição destas comunidades em uma escala espaço-temporal de forma a identificar a sua diversidade e determinar de que forma é que os parâmetros abióticos influenciam na ocorrência e persistência de determinadas espécies num determinado local, é fundamental, porque mostra a influência das variáveis ambientais na estrutura da comunidade servindo como base para o diagnóstico e monitoramento ambiental.

Por tanto, as nossas pesquisas sobre a correlação entre os parâmetros bióticos e variáveis ambientais, evidenciou que a temperatura, a transparência da água, conteúdo de matéria orgânica, clorofila *a*, e a granulometria foram as variáveis ambientais que mais explicaram os padrões de distribuição da comunidade da macrofauna bentónica na área de estudo.

De acordo Brothers *et al.*, (2015), os invertebrados marinhos que vivem em ecossistemas costeiros particularmente nas baías, são mais vulneráveis às mudanças de temperatura em relação aos que vivem em alto mar ou mar aberto, dado ao facto das baías serem um sistema fechado propenso para atingir temperaturas elevadas mais rapidamente. Dolbeth *et al.*, (2011) notou que em anos anteriores, após o florescimento (*blooms*) associada a maiores valores de pH dentro do intervalo 8,4-9,0, *Cyathura carinata* atingiu os seus valores mais elevados na abundância. Li *et al.*, (2016) sugere que as comunidades da macrofauna bentónica podem ser alteradas pelo crescimento de fitoplâncton, que leva a baixa transparência da água, baixos valores nas concentrações de oxigénio e o rápido crescimento de espécies.

Embora as abaixas concentrações de oxigénio (hipoxia) causadas por um lado pelo enriquecimento orgânico do sedimento e pela temperatura superficial da água não tenham sido aqui apontadas como umas das variáveis que mais explicou na variação da estrutura da comunidade da macrofauna bentónica na área de estudo, tem sido relatado como um factor importante que afecta as comunidades macrobentónicas em sistemas costeiros

eutróficos em todo o mundo (Diaz & Rosenberg, 1995; Hyland *et al.*, 2006; Kodama *et al.*, 2012.) Estudos realizados na Baía do Tokyo, demonstrou que as mudanças espaciais associadas aos macroinvertebrados bentónicos estavam correlacionadas com as concentrações de oxigénio dissolvido bem como as concentrações de matéria orgânica contida no sedimento (Kodama *et al.*, 2012).

A hidrodinâmica de um ecossistema, níveis reduzidos de oxigénio dissolvido, clorofila *a* e matéria orgânica podem alterar a estrutura da comunidade bentónica, resultando em valores reduzidos de abundâncias e biomassas, enquanto níveis reduzidos de oxigénio e o enriquecimento de matéria orgânica retida em sedimentos finos pode permitir a ocorrência de elevadas abundâncias de espécies oportunistas como *Capitella capitata* e (Foti *et al.*, 2014), de acordo Pilo *et al.*, (2011) o enriquecimento de matéria orgânica em estações próximas aos despejos de esgotos terá sido o factor responsável pela ocorrência de um menor número de *taxa*. Kumar, *et al.*, (2013), numa pesquisa feita na Índia sobre distribuição e diversidade dos macroinvertebrados bentónicos em Pondicherry manguezais, afirma que, abundância e a distribuição da fauna bentónica estava relacionada com a composição granulométrica, conteúdo de matéria orgânica, temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido entre outros parâmetros.

Variações nas estruturas da comunidade de macroinvertebrados bentónicos em relação as variáveis ambientais no mar Seto do Japão, foram investigadas pelo Ministério do Meio Ambiente no período 2001-2005, as análises dos agrupamentos e as análises dos componentes principais de sedimentos usando parâmetros físico-químicos revelou que o carbono orgânico total, lama, o conteúdo de sulfureto, e o potencial de oxidação-redução foram os parâmetros mais importantes que influenciaram no tamanho da população macrobentónica e da biodiversidade (Nishijima *et al.*, 2015).

Por outro lado Krumhansl, *et al.*, (2016) analisou comunidades bentónicas marinhas na costa do Canadá, sob a influência de efluentes de águas residuais, em relação ao enriquecimento de clorofila *a*, conteúdo de matéria orgânica, grau de anoxia; e também em relação variação natural em termos de profundidade da água, tamanho do grão e a porosidade; os seus resultados indicaram que as variações na composição da macrofauna bentónica nos locais que estavam sob influência de águas residuais foi menor em relação aos locais que tinham uma variação natural.

A macrofauna bentónica na área de estudo foi encontrada nos diferentes tipos de sedimentos, mas sendo mais abundante e diversificada em estações (FLO, PC, CN, CR e EFL) que eram constituídas essencialmente por sedimentos arenosos, resultado semelhante foi encontrado por Medrano (2015). Durante a sua pesquisa Grémare *et al.*, (1998) ao longo da Baía de Banyuls-sur-mer constatou que a ocorrência de mudanças na estrutura das comunidades da macrofauna bentónica deveu-se possivelmente em grande parte as alterações que ocorreram ao longo do tempo na composição granulométrica do sedimento. Alguns estudos apontam que os substratos mais diversificados oferecem maior disponibilidade de habitats e microhabitats. Molozzi *et al.*, (2011) revelou que a maior riqueza de organismos bentônicos ocorreram nos locais onde se tinha registado maior diversidade granulométrica e o mínimo de perturbação, enquanto sedimentos mais homogêneo limitam a sobrevivência de espécies sensíveis na baía de Zhushan (Li *et al.*, 2016). Nos ecossistemas tropicais e temperados registaram-se altas densidades de oligoquetas e baixa diversidade de outros macroinvertebrados associados a substratos formados por siltes e areias (Fenoglio, *et al.*, 2004; Galdean *et al.*, 2000; Molozzi *et al.*, 2011), estes resultados vai de encontro aos apresentados por Joydas *et al.*, (2009).

Muitos autores reportam a importância dos gradientes de salinidade na distribuição das espécies de macroinvertebrados (Chainho, 2008; Pinto, 2009; Ysebaert *et al.*, 2003) mas neste estudo a influência desses gradientes não foi bem evidente.

Apesar, de não se referir detalhadamente sobre a influência do material dragado como um dos factores que explica os padrões de distribuição das espécies é de realçar mais uma vez com base no presente estudo, que a Baía de Luanda dentre outras pressões tem sido alvo de inúmeras actividades de dragagem, visto que no ambiente marinho uma série de estudos têm sido realizados para se analisar quais são os impactos espaço-temporal que actividade de dragagem pode causar nas comunidades bentónicas. No entanto actividade de dragagem e despejo do material dragado constituem um dos problemas mais importantes na gestão da zona costeira (Bolam *et al.*, 2006). Segundo Bolam (2011 e 2012) e Munari *et al.*, (2014), a deposição de material dragado sobre as comunidades bentónicas pode provocar mudança nos padrões de dominância das comunidades bentónicas, variações no tamanho das partículas sedimentares que por sua vez causa a redução da diversidade bem como a redução ou mesmo a eliminação total da comunidade.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1. Conclusões

- A maioria das estações de amostragem (FLO, PC, CN, CR, PP e EFL) eram constituídas essencialmente por fracções arenosas enquanto apenas duas (MI e LL) por fracções mais finas (lamas + argilas).
- As maiores percentagens de matéria orgânica foram encontrada nas estações MI e LL, quer por situarem próximo ao ponto de descargas de esgotos domésticos e quer por apresentarem uma composição granulométrica favorável à acumulação de matéria orgânica.
- A Baía de Luanda é caracterizada pela baixa disponibilidade de oxigénio dissolvido devido a degradação microbológica da matéria orgânica, e a falta de reposição a partir da atmosfera causada pela fraca agitação, temperatura elevada e renovação da água.
- Globalmente tanto espacialmente como temporalmente as concentrações de clorofila a ($\mu\text{g/L}$) na área de estudo foram baixas, em decorrência dos baixos níveis de nutrientes disponíveis a superfície.
- No presente estudo a comunidade da macrofauna bentónica estava composta por 1421 indivíduos dividido em 7 grupos taxonómicos principais, Annelida, Arthropoda, Chordata, Echinodermata, Mollusca, Sipuncula e “Outros”.
- Em termos de biomassa, a maior parte das espécies apresentaram valores muito baixos ao longo de toda a área de estudo, as possíveis causas dessas diminuições foram principalmente, diminuições nos teores de oxigénio e matéria orgânica.
- As espécies *Cyathura carinata*, *Nuculana bicuspidata*, *Aspidosiphon muelleri*, *Capitella capitata*, *Maldane sarsi*, *Loripes contrarius* e *Pitar rudis* foram as mais abundantes na área de estudo e também foram as que mais contribuíram para a dissimilaridade entre estações em relação às demais *taxa* e para o Índice de Importância Relativa.
- Não se verificaram diferenças na estrutura da comunidade entre os dois períodos estudados.
- A maioria das espécies foram classificadas em comuns e constantes, o que deveu-se possivelmente ao facto, de estarem adaptadas às condições apresentadas na área de estudo.

- A área de estudo apresentou uma baixa diversidade, estando possivelmente associada à existência de uma perturbação generalizada nas zonas mais expostas da Baía de Luanda.
- A temperatura, transparência da água, conteúdo de matéria orgânica, clorofila *a*, e a granulometria foram as variáveis ambientais que mais explicaram os padrões de distribuição da comunidade da macrofauna bentónica na área de estudo.
- Através do índice AMBI a estação MI foi classificada como uma zona perturbada, com a existência de espécies oportunistas, mais tolerantes a poluição como *Capitela capitata*.
- A informação sobre a comunidade biológica existente na região é incipiente, o que deve incentivar estudos de monitorização futuros.

5.2. Recomendações

Com base nos resultados obtidos e tendo em conta a área de estudo e a carência na descrição completa da diversidade marinha específica existente na Baía de Luanda recomenda-se:

- A continuação deste trabalho em toda extensão da Província de Luanda e ainda ao longo da costa angolana;
- A criação de uma base de dados que esteja largamente disponível e que seja amplamente divulgada que servirá de referência para futuros trabalhos e publicações;
- Analisar outras variáveis ambientais, de modos a melhor a compreensão das relações entre a distribuição dos organismos e os factores que influenciam a estrutura da comunidade bentónica;
- Integrar a comunidade local nos programas de educação ambiental, visto que é fundamental para a preservação, valorização e conservação dos ecossistemas aquáticos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alongi, D.M.** (1990) The ecology of tropical softbottom benthic ecosystems. *Oceanography and Marine biology: an Annual Review*. 28:381-496.
- Andersson, A. J., Mackenzie, F. T. & Gattuso J.** (2011). Effects of Ocean Acidification on Benthic Processes, Organisms, and Ecosystems. *Ocean acidification*.122:153.
- Andrade, S.M.N.** (2011). *Caracterização da Comunidade de Ascídias Incrustadas na Marina do Clube Naval, Baía de Luanda*. Tese de Licenciatura, UANFC-Departamento de Biologia. pp76.
- Antonelli, F., Perasso, C. S., Ricci, S. & Petriaggi, B. D.** (2015). Impact of the sipunculan *A. muelleri* diesing, 1851 on calcareous underwater cultural heritage. *International Biodeterioration and Biodegradation*.100 :133–139.
- Beukema, J. J.** (1988). An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Marine Biology*. 99: 425–433.
- Beaumont, N. J., Austen, M. C., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P. & Zarzycki, T.** (2007). Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*. 54: 253–265.
- Bilyard, G.R.** (1987). The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*. 18: 581-585.
- Blake, J.A.**(2015). New species of Chaetozone and Tharyx (Polychaeta: Cirratulidae) from the Alaskan and Canadian Arctic and the Northeastern Pacific, including a description of the lectotype of *Chaetozone setosa* Malmgren from Spitsbergen in the Norwegian Arctic. *Zootaxa*. 3919: 501–552.
- Blott, S. J.** (2010). GRADISTAT ver. 8.0: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments by sieving or laser granulometer. Kenneth Pye Associates Ltd, UK (www.kpal.co.uk/gradistat.html).
- Bochert, R. & Zettler, M.L.** (2009). A new species of Heterospio (Polychaeta, Longosomatidae) from offshore Angola. *Zoological Science*. 26: 735-737.
- Bochert, R. & Zettler, M.L.** (2010). *Grandidierella* (Amphipoda, Aoridae) from Angola with description of a new species. *Crustaceana*.83: 1209–1219.

- Bolam, S.G., Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M. & Garnacho, E.** (2006). Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around England and Wales coastline. *Mar. Pollut. Bull.* 52:415–426.
- Bolam, S.G.** (2011). Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material. *Environ. Monit. Asses.* 181:13–27
- Bolam, S.G.** (2012). Impacts of dredged material disposal on macrobenthic invertebrate communities: a comparison of structural and functional (secondary production) changes at disposal sites around England a Wales. *Mar. Pollut. Bull.* 64 :2199–2210.
- Borja, A., Franco, J. & Pe´rez, V.** (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin.* 40:1100–1114.
- Borja, A., & Muxika, I.** (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTI’s Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Mar Poll Bull.*50: 787-789.
- Brognon, G.**(1970). The geology of the Angola coast and continetal margin. In: **Delany, F.M.** *The Geology of the East Atlantic Continental Margin.* Institute of Geological Sciences Reports. Cambridge. 4:145-152.
- Brothers, C. J. & McClintock, J. B.** (2015). The effects of climate-induced elevated seawater temperature on the covering behavior, righting response, and Aristotle’s lantern reflex of the sea urchin *Lytechinus variegatus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 467:33–38.
- Brucet, S., Boix, D., Nathansen, L. W., Quintana, X. D., Jensen, E., Balayla, D., Jeppesen, E.** (2012). Effects of temperature, salinity and fish in structuring the macroinvertebrate community in shallow lakes: Implications for effects of climate change. *PLoS ONE.* 7:e30877.
- Burbanck, W.D.** (1962). An ecological study of the distribution of the isopod *Cyathura polita* (Stimpson) from brackish waters of Cape Cod, Massachusetts. *The American Midland Naturalist,* 67: 449-476.
- Burone, L., Muñiz, P., Pires-Vanin, A.M. S. & Rodrigues, M.** (2003). Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern – Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências.* 75: 77-90.
- Cabaço, S., Ferreira, S. & Santos, R.** (2010). Population dynamics of the seagrass *Cymodocea nodosa* in Ria Formosa lagoon following inlet artificial relocation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.*87:510–516.

- Calvário, J.R.O.C.** (1995). *Estrutura e dinâmica das comunidades macrobênticas da Ria Formosa (Ria Faro-Olhão)*. Dissertação apresentada à Universidade do Algarve para a obtenção do grau de Doutor em Ciências Biológicas na especialidade de Ecologia Marinha. Algarve. pp 337.
- Capart, A.** (1951). Crustacés Décapodes Brachyures. *Rèultats Scientifique de l'Expédition Océanographique Belge dans le eaux côtiers Africaines de l'Atlantique sud*. 3: 11-205.
- Carlson, R.** (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*. 22: 361-369.
- Cassoma, E.G.V.** (2014). *Estudo preliminar da comunidade de fouling sobre substratos artificiais na área do Porto de Luanda, como via de detecção de espécies exóticas*. Tese de Licenciatura, UANFC-Departamento de Biologia. pp 54.
- Chainho, P., Chaves, M.L., Costa, J.L., Costa, M.J. & Dauer, D.M.** (2008). Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1128-1137.
- Chícharo, L., Chícharo, A., Gaspar, M., Alves, F. & Regala, J.** (2002). Ecological characterization of dredged and non-dredged bivalve fishing areas off south Portugal. *Journal Marine Biological Association of the United Kingdom*. 82: 41-50.
- Chícharo L. & Chícharo, M.A.** (2006). Applying the ecohydrology approach to the Guadiana estuary and coastal areas: Lessons learned from dam impacted ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.70: 1-2.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A. & Batalha, M. A.** (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*. 9: 93-103.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M.** (1994). *Change in marine Communities (An Approach to statistical analysis and interpretation)*. Plymouth Marine Laboratory, Natural Environment Research Council, UK. pp 173.
- Clarke, K. R. & Warwick, R.M. A.** (2001). Further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*: 216: 265-278.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N.** (2006). PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK. pp 192.

- Coastal & environmental Services.** (2006). *Estudo de Impacte Ambiental para a Requalificação e Reordenamento Urbano da zona Marginal de Luanda*. Luanda.
- Consulmar.** (1994). *Complexo Lagunar Baía de Luanda-Mussulo/ Estudo da Baía de Luanda e Zona Marítima adjacente (1º relatório)*. Ministério das Obras Públicas e Urbanismo. Luanda. pp 23.
- Constantin, S., Doxaran, D. & Constantinescu, S.** (2016). Estimation of water turbidity and analysis of its spatio-temporal variability in the Danube River plume (Black Sea) using MODIS satellite data. *Continental Shelf Research*. 112:14–30.
- Costa, M. P. F., Galvão, S. M. G. & Novo, E. M. L. M.** (1998). Quantificação espacial de clorofila-a na água do mar utilizando dados do sensor TM/Landsat-5: região costeira de Ubatuba, SP. *Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*.805–816.
- Curry-Lindahl, K.** (1972). O Mar: Ecologia e Ciclos de vida Marinha. 35-68, in *Ecologia: Conservar para Sobreviver*. Cultrix. São Paulo. pp389.
- Cutler, E.B.** (1994). *The Sipuncula: Their Systematics, Biology, and Evolution*. Cornell University Press, Ithaca. pp453.
- Da Silva, S. J. Larsen, Rangel, I. & Jónico, V.** (2011) Harmful algae: Fish mortality associated with Alexandrium cf. fundyense in Lobito Bay, Angola. *The Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*. 44:5.
- Dias, A.F. F. & Aparecida, C.F.** (2005). *Desenvolvimento de uma metodologia funcional à identificação de organismos planctônicos na região do Recife de algas calcárias em anchieta* -es. pp 23.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R.** (1995). Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33: 245–303.
- De Troch M., Fiers, F. & Vincx,M.** (2003). Niche segregation and habitat specialisation of harpacticoid copepods in a tropical seagrass bed. *Marine Biology*. 142:345-355.
- Diniz, A.C.** (1973). *Características Mesológicas de Angola*. 2ªed, Missão de Inquéritos de Angola. Nova Lisboa. Angola. pp 482.
- Dolbeth, M., Cardoso, P. G., Grilo, T. F., Bordalo, M. D., Raffaelli, D. & Pardal, M. A.** (2011). Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple stressors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 92:10–18.
- Dogliotti, A.I., Ruddick, K.G., Nechad, B., Doxaran, D. & Knaeps, E.** (2015). A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. *Remote. Sens. Environ.* 156, 157–168.

- Dufour, S. C., White, C., Desrosiers, G. & Juniper, S. K.** (2008). Structure and composition of the consolidated mud tube of *M. sarsi* (Polychaeta: Maldanidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.78: 360–368.
- Encarnação, J., Leitão, F., Range, P., Piló, D., Chícharo, M. A. & Chícharo, L.** (2014). Local and temporal variations in near-shore macrobenthic communities associated with submarine groundwater discharges. *Marine Ecology*. 1–16.
- Faria, S.** (2011). *Composição e distribuição das comunidades de anelídeos poliquetas na plataforma continental de Cabinda, Angola*. Dissertação apresentada à Universidade Agostinho Neto, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia para obtenção o grau de Mestre em Ciências do Mar e da Zona Costeira.Luanda. pp 60.
- Fauvel, P. & F.R. Rullier.** (1957a). Nouvelle contribution à la faune des Annélides Polychètes du Sénégal (deuxième note). *Bulletin du Institut Française d'Afrique Noire*.19: 373-399.
- Fauvel, P.** (1977). *Polychètes sédentaires*. Nendeln/Liechtenstein, Kraus, Kraus Reprint. pp 494.
- Fenoglio, S., Bo, t. & Cucco, M.** (2004). Small-scale macroinvertebrate distribution in a riffle of a neotropical rainforest stream (Rio Bartola, Nicaragua). *Caribbean Journal of Science*.40:253-257.
- Fernandes, F. & Rolán, E.** (1993). The family Naticidae (Mollusca:Gastropoda) in Angola (West Africa). *Argonauta*.7: 1–21.
- Fernandes, A.C.M.** (2007). *Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade da Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica*. Dissertação de Doutorado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia Da Universidade de Brasília. pp 220.
- Ferreira, S. M. F.** (2001). *Impacto da eutrofização em Cyathura carinata (Isopoda), no estuário do Mondego*. Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Zoologia para obtenção o grau de Mestre em Ecologia. Coimbra.pp144.
- Ferro-Vicente, L.M. Marco-Méndez, C., Loya-Fernández, Á. & Sánchez-Lizaso, J.L.** (2013). Limiting factors on the distribution of shell/tube-dwelling sipunculans. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 446: 345-354.
- Fish, J.D. & Fish, S.** (1996). *A Student's Guide to the Seashore*.Second Edition. Cambridge University Press. pp 563.
- Foti, A., Fenzi, G. A., Di Pippo, F., Gravina, M. F. & Magni, P.** (2014). Testing the saprobity hypothesis in a Mediterranean lagoon: Effects of confinement and organic enrichment on benthic communities. *Marine Environmental Research*. 99 :85–94.

- Frouin, P.** (2000) Effects of anthropogenic disturbances of tropical soft-bottom benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*. 194: 39-53.
- Galdean, N., Callisto, M. & BarBosa, F.** (2000). Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 3:545-552.
- Gamito, S.** (2006). Benthic ecology of semi-natural coastal lagoons, in the Ria Formosa (Southern Portugal), exposed to different water renewal regimes. *Hydrobiologia*.555:75-87.
- Gennaro, M.** (2004). Oil Pollution Liability and Control under International Maritime Law: Market Incentives as an Alternative to Government Regulation. *Vanderbilt Journal of Transnational Law*. 37: 265-298.
- Gert, V. H., Bonne, W., Annelies, D. B., Devriese, L. & Hostens, K.** (2015). The use of benthic biodiversity indicators: pros and cons. *Institute for Agricultural and Fisheries Research, Aquatic Environment and Quality, Ankerstraat. Joint Programming Initiative for Healthy and Productive Seas and Oceans*. pp2.
- Glück, F.U., Stöhr, S., Bochert, R. & Zettler, M.L.** (2012). Brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea) from the continental shelf off Angola and Namibia. *Zootaxa*. 3475: 1-20.
- Gonçalves, J. & Silva, J., A.** (2000). *Costa Sudoeste- Macrofauna Marinha*. Petrogal. Lisboa.pp100.
- Grasshoff, k., Ehrhardt, K.M. & kremling, K.** (1983). Methods of Seawater Analysis. Verlag Chemie, 1:187.
- Gray, J. S., Aschan M., Carr, M.R., Clarke, M.R., Green, R.H., Pearson, T.H., Rosenberg, R. & Warwick, R.M.** (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*. 46: 151–165.
- Gray, J.S. & Elliot, M.** (2009). Ecology of marine sediments: from science to management. 2nd ed. Oxford University Press. New York. pp 225.
- Grebmeier, J. M., Bluhm, B. A, Cooper, L. W., Denisenko, S. G., Iken, K., Kedra, M. & Serratos, C.** (2015). Time-Series Benthic Community Composition and Biomass and Associated Environmental Characteristics in the Chukchi Sea During the RUSALCA 2004-2012 Program. *Oceanography*.28:116–133.
- Grémare, A., Amouroux, J.M. & Vétion, G.** (1998). Long-term comparison of macrobenthos within the soft bottoms of the Bay of Banyuls-sur-mer (Northwestern Mediterranean Sea). *Journal of Sea Research* .40: 281-302.

- Guilcher, A., Medeiros, C.A., Mato, J.E. & Oliveira, J.M.** (1974). Les Restingas (Flèches littorales) d'Angola, spécialement celles du Sud et du Centre. Separata Finisterra. *Revista Portuguesa de Geografia*. 18: 200-211.
- Guille, A.**(1970). Benthic bionomy of continental shelf of the French Catalane Coast. II. Benthic communities of the Macrofauna. *Vie Millieu*, 21: 149-280.
- Hennige, S. Roberts, J.M. & Williamson, P.** (2014). *An Updated Synthesis of the Impacts of Ocean Acidification on Marine Biodiversity*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal. 75:99.
- Ho, Y. B., Luoma, S. N. & Bryan, G. W.** (1995). Fate, bioavailability and toxicity of silver in estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 31:44–54.
- Holísticos.**(2010). *Estudo de Impacte Ambiental para a Implementação da Marina do clube Naval de Luanda na Baía de Luanda*. Luanda.
- Holme, N.A. & McIntyre, A.D.**(1984). Methods for the study of Marine Benthos. Second Edition, Blackwell Scientific Publications, London-Boston. pp 399.
- Hotelling, H.** (1933). Analysis of a Complex of Statistical Variables into Principal Components. *Journal of Educational Psychology*. 24: 417–441 & 498–520.
- Hyland, J., Cooksey, C., Balthis, W. L., Fulton, M., Bearden, D., McFall, G. & Kendall, M.** (2006). The soft-bottom macrobenthos of Gray's Reef National Marine Sanctuary and nearby shelf waters off the coast of Georgia, USA. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*.330:307–326.
- Isnansetyo, A., Getsu, S., Seguchi, M. & Koriyama, M.** (2014). Independent Effects of Temperature, Salinity, Ammonium Concentration and pH on Nitrification Rate of the Ariake Seawater Above Mud Sediment. *HAYATI Journal of Bioscience*. 21: 21–30.
- James, B. A. D. & Mary, J. K. S.** (2014). Spatial heavy metal distribution status in the coastal Sediments Along South East Coast of India. *The international journal of science & technolodge*. 2: 92–98.
- Jeyageetha, J. C., Kumar, S. P. & Res, J. C. P.** (2015). Study of physico-chemical parameters of sea water in Tuticorin Coastal area and assessing their Quality , Tamil Nadu , Índia. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*.7: 1298–1304.
- John, D.M. & G.W. Lawson.** (1990). A review of mangrove and coastal ecosystems in West Africa and their possible relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 31:505:518.
- Johnson, S.W. & Allen, D.M.** (2005). Zooplankton of the Atlantica and Gulf coasts. *A guide to their identification an Ecology*. The Johns Hopkins university press. pp 379.

- Joiris, C. R., Azokwu, M. I., Otchere, F. A. & Ali, I. B.** (1998). Mercury in the bivalve *Anadara (Senilia) senilis* from Ghana and Nigeria. *Science of the Total Environment*. 224:181–188.
- Jones, D. O. B., Yool, A., Wei, C-L., Henson, S. A., Ruhl, H. A., Watson, R. A. & Gehlen, M.** (2014). Global reductions in seafloor biomass in response to climate change. *Global Change Biology*. 20 :1861–1872.
- Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B.** (2009). Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin*. 58:1263-1277.
- Joydas, T.V. & Damodaran, R.** (2008) Infaunal macrobenthos along the shelf waters of the west coast of India, Arabian Sea. *Indian Journal of Marine Sciences*. 38: 191-204.
- Júnior, C.A. N.** (2007). *Biologia Marinha*. 1ª ed. ETC, ead. Bahia. pp90.
- Kaiser, M.J., Attrill, M.J., Jennings, S., Thomas, D.N., Barnes, D.K.A., Brierley, A.S., Hiddink, J.G., Kaartokallio, N.V.C.P. & Raffaelli, D.G.** (2011). *Marine Ecology: Processes, Systems and Impacts*. Second edition, Oxford. pp 501.
- Kahn, S.A. (2006) Methodology for Assessing Biodiversity. Centre of Advanced Study in Marine Biology, Annamalai University, Annamalai Nagar, India.
- Kemker, C.** (2014). Turbidity, total suspended solids and water clarity. Fundamentals of Environmental Measurements. Fondriest Environmental, Web.<http://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/waterquality/turbidity-total-suspended-solids-water-clarity/>.
- Kennedy, A.D. & Jacoby, C.A.** (1999). Biological indicators of marine environmental health: Meiofauna- a neglected benthic component? *Environmental Monitoring and Assessment*. 54:47-68.
- Kitheka, J. U., Mavuti, K. M., Nthenge, P. & Obiero, M.** (2014). The dynamics of the turbidity maximum zone in a tropical Sabaki estuary in Kenya. *Journal of Sea Research*. 3: 86–103.
- Klaoudatos, S.D., Klaoudatos, D.S., Smith, J., Bogdanos, K. & Papageorgiou, E.** (2006). Assessment of site specific benthic impact of floating cage farming in the eastern Hios island, Eastern Aegean Sea, Greece. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 338: 96-111.
- Kodama, K., Lee, J. H., Oyama, M., Shiraishi, H. & Horiguchi, T.** (2012). Disturbance of benthic macrofauna in relation to hypoxia and organic enrichment in a eutrophic coastal bay. *Marine Environmental Research*. 76:80–89.
- Koulouri, P., Dounas, C., Arvanitidis, C., Koutsoubas, D., Tselepides, A. & Eleftheriou, A.** (2015). A field experiment on trophic relations within the benthic

- boundary layer (BBL) over an oligotrophic continental shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 164:392–407.
- Kröncke, I. & Reiss, H.** (2010). Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 60:58–68.
- Krumhansl, K., Jamieson, R. & Krkosek, W.** (2016). Using species traits to assess human impacts on near-shore benthic ecosystems in the Canadian Arctic. *Ecological Indicators*. 60:495-502.
- Kumar, P. S. & Khan, A. B.** (2013). The distribution and diversity of benthic macroinvertebrate fauna in Pondicherry mangroves, India. *Aquatic Biosystems*. 9: 1–18.
- Kwak, S.N. & D.W. Klumpp.** (2004). Temporal variation in species composition and abundance of fish and decapods of a tropical seagrass bed in Cockle Bay, North Queensland, Australia. *Aquatic Botany*. 78: 119-1354.
- Lan, D., Liang, B., Bao, C., Ma, M., Xu, Y. & Yu, C.** (2014). Marine oil spill risk mapping for accidental pollution and its application in a coastal city. *Marine Pollution Bulletin*. 96: 220–225.
- Lancellotti, D. A. & Stotz, W. B.** (2004) Effects of shoreline discharge of iron mine tailings on a marine soft-bottom community in northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 303-312.
- Lange, G.** (2013). *Benthic Communities in Waters off Angola*. Master Thesis Marine Biology. University of Rostock. pp 86.
- Lange, G., Darr, A. & Zettler, M.** (2014). Macrozoobenthic communities in waters off Angola. *African Journal of Marine Science*. 36: 313–321.
- Lass, H. U., Schmidt, M., Mohrholz, V. & Nausch, G.** (2000). Hydrographic and Current Measurements in the Area of the Angola–Benguela Front. *Journal of Physical Oceanography*. 30: 2589–26.
- Leopardas, V., Honda, K., Go, G.A., Bolisay, K., Pantallano, A.D., Uy, W., Fortes, M. & Nakaoka, M.** (2016). Variation in macrofaunal communities of sea grass beds along a pollution gradient in Bolinao, north western Philippines. *Marine pollution Bulletin*. 105: 310-318.
- Levin, L.A., Ekau, W., Gooday, A.J., Jorissen, F., Middelburg, J.J., Naqvi, S.W.A., Neira, C., Rabalais, N.N. & Zhang, J.** (2009). Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences*. 6: 2063-2098.
- Levinton, J. S.** (1995). *Marine Biology: function, biodiversity and ecology*. Oxford, Oxford Univ. Press. pp 420.

- Li, D., Erickson, R. A., Tang, S., Zhang, Y., Niu, Z., Liu, H. & Yu, H.** (2016). Structure and spatial patterns of macrobenthic community in Tai Lake, a large shallow lake, China. *Ecological Indicators*. 61 :179–187.
- Linero, A. I. & Diaz, O.** (2010). Amphinomidae y Euprosinidae (Annelida: Polychaeta) de la costa nororiental de Venezuela. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 38:107–120.
- Livramento, M.A.O.** (2011). *Biotoxinas Marinhas em Fitoplâncton e em Moluscos Bivalves da Costa de Luanda*. Dissertação apresentada à Universidade Agostinho Neto, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia para obtenção o grau de Mestre em Ciências do Mar e Zonas Costeiras. Luanda.pp 87.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F.**(1988). *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. John Wiley e Sons, INC. pp 338.
- Macedo, M.C.C., Macedo, M.I.C. & Borges, J.P.** (1999). *Conchas Marinhas de Portugal*. Verbo. pp516.
- Maciel, P. M.** (1996). *Distribuição dos anelídeos poliquetas e seu papel trófico no ecossistema costeiro do Canal de São Sebastião, São Paulo (Brasil)*. Dissertação apresentada à Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico para obtenção o grau de Mestre. São Paulo. pp130.
- Margalef, D.R.** (1958). Information Theory in Ecology. *General Systematics*. 3: 36-71.
- McCarthy, S. A., Laws, E. A., Estabrooks, W. A., Bailey-Brock, J. H. & Kay, E. A.** (2000) Intraannual Variability in Hawaiian Shallow-water, Soft-bottom Macrobenthic Communities Adjacent to a Eutrophic Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 50:245-258.
- McClain, C.R., Rex, M.A. & Jabbour, R.** (2005) Deconstructing Bathymetric Patterns of Body Size in Deep-Sea Gastropods. *Marine Ecology Progress Series*. 297: 181–187.
- Medrano, M. G. T.** (2015). Diversity of Macrobenthic Invertebrates in the Intertidal Zone of Brgy . Tagpangahoy , Tubay , Agusan, Del Norte, Philippines. *International Journal of Technical Research and Applications*. 19: 5–9.
- Miller, C.B.** (2005). *Biological Oceanography*. 3ª ed, Blackwell publishinh. pp 402.
- Miller, C.B. & Wheeler, P.A.** (2016). *Biological Oceanography*. 2ªed, Wiley-Blackwell. pp 464.
- Mola, H. R. A. & Gawad, S. S. A.** (2014). Spatio-temporal variations of macrobenthic fauna in Lake Nasser khors, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*. 40: 415–423.
- Molozzi, J., França, J. S., Araujo, T. L. A., Viana, T. H., Hughes, R. M. & Callisto, M.** (2011). Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados

- bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. *Iheringia. Série Zoologia*.101: 191–199.
- Montagna, P.A. & Kalke, R.D.** (1992). The effect of freshwater inflow on meiofaunal and macrofaunal populations in the Guadalupe and Nueces estuaries, Texas. *Estuaries*. 15: 307–326.
- Mora, C. Wei, C-L. & Rollo, A.** (2013) Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century. *PLoS Biology*.11:100-1682.
- Moritz, D.** (2012). *Composition and distribution of the macrozoobenthic communities on the shelf off Angola*. Master Thesis Marine Biology. University of Rostock. pp 36.
- Mudge, S.M. & Bebianno, M.J.** (1997). Sewage Contamination Following an Accidental Spillage in the Ria Formosa, Portugal. *Marine Pollution Bulletin*. 34: 163-17.
- Munari, C. & Mistri, M.** (2014). Spatio-temporal pattern of community development in dredged material used for habitat enhancement: A study case in a brackish lagoon. *Marine Pollution Bulletin*. 89: 340–347.
- Muniz, P. & Venturini, N.** (2015). Macrobenthic communities in a temperate urban estuary of high dominance and low diversity: Montevideo Bay (Uruguay). *Oceanoticias Boletim Informativo Del Mar*.13:9–20.
- Muxika, I., Borja, A. & Bonne, W.** (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*. 5: 19–31.
- Newton, A. & Mudge, S.M.** (2003). Temperature and salinity regimes in a shallow, mesotidal lagoon, the Ria Formosa, Portugal. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 56: 1-13.
- Newton, A. & Mudge, S.M.** (2005). Lagoon-sea exchanges, nutrient dynamics and water quality management of the Ria Formosa (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 62: 405-414.
- Nicklès, M.** (1950). Mollusques testacés de la cote occidentale d’Afrique. *Manuels Ouest-Africaine*. 2: 1-269.
- Nishijima, W., Umehara, A., Okuda, T. & Nakai, S.** (2015). Variations in macrobenthic community structures in relation to environmental variables in the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin*. 92:90–98.
- Odum, E.P.** (1971). *Fundamentals of Ecology*. London: WB Saunders. pp540.
- Ólafsson, E.B. & Persson, L-E.** (1986). Distribution, life cycle and demography in a brackish water population of the isopod *C. carinata* (Kröyer) (Crustacea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 23: 673-687.

- Oliver, P. G. & Holmes, A. M.** (2006). The Arcoidea (Mollusca: Bivalvia): A review of the current phenetic-based systematics. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 148:237–251.
- Oroud, I., M.** (2008). The impacts of climate change on water resources in **Zereini, F & Hotzl, H.** (2008). Climatic changes and water resources in the middle east and North África. Springer. pp552.
- Paula, J., Fidalgo, P. & Costa, D.** (2001). Patterns of abundance of seagrass and associated infaunal communities at Inhanca Island, Mozambique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 53: 307-318.
- Paim, D., Chicoti, G., Lovambo, L. & Pedro, Y.** (1995). *Estudo Preliminar da Contaminação Bacteriológica da Baía de Luanda*. Instituto de Investigação Pesqueira (INIP). Luanda.
- Pearson, T. H. & Rosenberg, R.** (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*. 16: 229-31.
- Peixoto, M. J.** (2008). *Qualidade Biológica da Água do Rio Cávado*. Dissertação apresentada à Universidade do Porto, Faculdade de Ciências para obtenção o grau de Mestre em Hidrobiologia. Porto.pp 124.
- Pereira-Filho, J., Oliveira, U. C. & Manzoni, G. C.** (1998). Avaliação do metabolismo bentônico e da regeneração de nutrientes nos sedimentos sob um cultivo de mexilhões. *XI Semana Nacional de Oceanografia*. Rio Grande do Sul.
- Pereira, R.C. & Soares, G. A.** (2002). *Biologia Marinha*. Editora Interciência. Rio de Janeiro. Brasil. pp 382.
- Pielou, E. C.** (1977). *Mathematical ecology*. New York, John Wiley & Sons: 385 pp.
- Piló, D., Leitão, F., Ben-Hamadou, R., Range, P., Chícharo, M. & Chícharo, L.** (2011). Macrobenthic response to sewage discharges in confined areas from coastal lagoons: Implication on the Ecological Quality Status. *Vie et Milieu*. 61: 107–118.
- Pinkas, L., Oliphant, M.S. & Iverson, I.K.L.** (1971). Foods habits of albacore, blue-fin tuna and bonito in California waters. *Fish Bulletin California Department of Fish and Game*. 152: 1-105.
- Pinto, V.C.** (2009). *Ecologia e qualidade ecológica de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em zonas costeiras e estuarinas: abordagem comparativa*. Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal para obtenção o grau de Mestre em Ecologia Marinha. Lisboa. pp111.

- Pires, B.T. L.** (2014). *Fracionamento geoquímico do bário em sedimentos superficiais da margem continental sudeste brasileiro, bacia de campos*. Dissertação apresentada à Universidade estadual do norte Fluminense para obtenção o grau de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Rio de Janeiro. pp93.
- Polte, P., Schanz A. & Asmus, H.** (2005). The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Marine Biology*.147: 813– 822.
- Queiroz, J. F., Silva, M. S. G. M. & Strixino, S. T.** (2008). *Organismos Bentônicos biomonitoramento de qualidade de água Organismos Bentônicos : Biomonitoramento de Qualidade de Águas*. 1ª ed. Embrapa Meio Ambiente.São Paulo.pp 69.
- Rangel, I. & Silva, S.** (2006). Harmful Algae: First Records of *Gymnodinium catenatum*, *Gambierdiscus toxicus* and *Pyrodinium bahamense* on northern Luanda coast, Angola. *The Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*. 32: 10– 11.
- Range, P., Martins, M., Cabral, S., Piló, D., Ben-Hamadou, R. & Teodósio, M.** (2014). Relative sensitivity of soft-bottom intertidal macrofauna to increased CO₂ and experimental stress. *Marine Ecology Progress Series*. 509: 153–170.
- Reid, D.M.** (1951). Report on the Amphipoda (Gammaridea and Caprellidea) of the coast of tropical West Africa. *Atlantide Report*. 2: 189–291.
- Rogers, S.I., Clarke, K.R. & Reynolds, J.D.** (1999). The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the north-east Atlantic. *Journal of Animal Ecology, Oxford*. 68: 769-782.
- Rosenberg, R.** (2014). Striking Century-Long Changes in Marine Benthos. *Journal of Environmental Protection*. 5:1316–1322.
- Rouse, G.W. & Pleijel, F.**(2001). *Polychaetes*. Oxford University Press, Oxford. pp362.
- Salehi, H., Pazira, A.R. & Noorbakhsh, H.H.** (2015). Ecological status assessment of intertidal zone of the Persian Gulf coastal field using Gastropod biodiversity (a case study of Deylam County). *International Journal of the Bioflux Society*. 7:70-81.
- Saher, N. U. & Siddiqui, A. S.** (2016). Comparison of heavy metal contamination during the last decade along the coastal sediment of Pakistan: Multiple pollution indices approach. *Marine Pollution Bulletin*.105:403- 410.
- Saldanha, L.** (2003). *Fauna submarina Atlântica Portugal, Açores, Madeira*. 4ª edição, Lisboa, Europa-América. pp 361.
- Santos, C., Cardoso, E., Andrade, H., Marcelo, H., Tito, J., Ferreira, M., N'sungani, P. & Calueio, V.** (1998). Primeira Aproximação de um Estudo de Impacto

- Ambiental/Seminário 8º Semestre. Faculdade de Ciências. Departamento de Geologia. Luanda.
- Santos, C.I.V.S.N.D.** (2007). *Comunidades de macroinvertebrados e peixes associadas à pradaria marinha de *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) na Laguna do Mussulo, Angola*. Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa para a obtenção o grau de Doutora em Biologia Marinha e Aquacultura. pp 195.
- Santos, A.M.P.A.** (2012). *Estudo da qualidade da água da Baía de Luanda, distribuição de metais pesados na água, sólidos suspensos e sedimentos*. Dissertação apresentada à Universidade Agostinho Neto para obtenção o grau de Doutora em Engenharia em Química. pp 356.
- Shannon, C.E. & Weaver, W.** (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana. University of Illinois Press. pp 117.
- Shengquan, G.A.O., Haiyan, J.I.N., Yanpei, Z., Zhongqiang, J. I., Shichao, T., Jingjing, Z. & Jianfang, C.** (2015). Seawater nutrient and chlorophyll α distributions near the Great Wall Station. Antarctica. *Advances in Polar Science*. 26: 63–70.
- Shen, P-P., Zhou, H. & Gu, J-D.** (2010). Patterns of polychaete communities in relation to environmental perturbations in a subtropical wetland of Hong Kong. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 90: 923-932.
- Shin, P. K. S. & Ellingsen, K. E.** (2004) Spatial patterns of soft-sediment benthic diversity in subtropical Hong Kong waters. *Marine Ecology Progress Series* 276:25-35.
- Silva, A. F.** (2006). *Macrofauna Bentônica de Bancos Arenos-lamosos dos Estuários dos rios Pacoti e Pirangi*. Dissertação apresentada à Universidade Federal do Ceará para obtenção o grau de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. pp 84.
- Silva, A.C.F., Tavares P., Shapouri M., Stigter T.Y., Monteiro J.P., Machado M., Cancela da Fonseca L. & Ribeiro L.** (2012). Estuarine biodiversity as an indicator of groundwater discharge. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 97:38–43.
- Silveira, M. P.** (2004). *Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios*. Meio Ambiente. 36:68.
- Simpson, E.H.** (1949). Measurement of Diversity. *Nature*. 163: 688.
- Smith, I. J., Eicken, H., Mahoney, A. R., Van Hale, R., Gough, A. J., Fukamachi, Y. & Jones, J.** (2016). Surface water mass composition changes captured by cores of Arctic land-fast sea ice. *Continental Shelf Research*. 118:154–164.

- Snelgrove, P.V.R.** (1998). The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*. 7:1123-113.
- Sperling, E. V.** (1989). O real significado da transparência na avaliação da qualidade da água de lagos e represas. *Belo Horizonte*. 1:2157–2159.
- Sola, J. C. E.** (1994). *Estudio de la comunidad reducida de Macomaen el estuario del Bidasoa. Evolución de la estructura y biología de las especies dominantes (dinámica poblacional, reproducción, crecimiento y producción secundaria)*. Memoria que para optar al grado de Doctor en Biología. Facultad de Biología de la Universidad de Navarra. pp526.
- Soltwedel, T.** (1997) Meiobenthos distribution pattern in the tropical East Atlantic: indication for fractionated sedimentation of organic matter to the sea floor? *Marine Biology*. 129: 747-756.
- Strasser, M.R., Dekker, K., Essink, C.P., Günther, P., Jaklin, S., Krönke, I, Madsen, P.B., Michaelis, H. & Vedel, G.** (2003). How predictable is excellent bivalve recruitment in the Wadden Sea after a severe winter. *Journal of Sea Research*.49: 47–57.
- Suominen, T. & Tolvanen, H.** (2016). Temporal analysis of remotely sensed turbidity in a coastal archipelago. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 49: 188–199.
- Suriya, J., Bharathiraja, S., Sekar, V. & Rajasekaran, R.** (2012). Metallothionein induction and antioxidative responses in the estuarine polychaeta *C.capitata* (Capitellidae). *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*. 2:1052-1059.
- Teixeira, H., Salas, F. & Pardal, M.A.** (2007). Applicability of ecological evaluation tools in estuarine ecosystems: the case of the lower Mondego estuary (Portugal). *Hydrobiologia* 587: 101-112.
- Terlizzi, A., Scuderi, D., Fraschetti, S. & Anderson, M.J.** (2005). Quantifying effects of pollution on biodiversity: a case study of highly diverse molluscan assemblages in the Mediterranean. *Marine Biology*.148: 293-305.
- Thandar, A.S.** (2013). *Trachythyone flaccida*, a new sea cucumber species from southern Angola (Echinodermata: Holothuroidea: Dendrochirotida: Cucumariidae) with key to the genus. *Zootaxa*. 3693: 395–400.
- Thorntwaite, C.W. & Mather, J.R.** (1955). *The water balance*. Drexel Institute of Technology. New Jersey. pp104
- Van Hoey, G., Degraer, S., & Vincx, M.** (2004). Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 59: 599–613.

- Van Hoey, G., Bonne, W. & Salas Herrero, F.** (2015). Intercalibration report for benthic invertebrate fauna of the North East Atlantic Geographical intercalibration group for Coastal Waters (NEA 1/26). *ILVO mededeling*. 191:79.
- Velez, C., Figueira, E., Soares, A. M. V. M. & Freitas, R.** (2016). Combined effects of seawater acidification and salinity changes in *Ruditapes philippinarum*. *Aquatic Toxicology*. 176 :141–150.
- Vikas, M. & Dwarakish, G. S.** (2015). Coastal Pollution: A Review. *Aquatic Procedia*. 4:381–388.
- Von Brockel, K.** (1990). A Biologia da Ria Formosa: o ciclo do oxigénio e dos nutrientes e seu significado para as águas costeiras adjacentes. *VII Congresso do Algarve*. 385-393.
- Von Cosel, R.** (2006). Taxonomy of tropical West African bivalves. VI. Remarks on Lucinidae (Mollusca, Bivalvia), with description of six new genera and eight new species. *Zoosystema*. 28: 805–851.
- Warwick, R.M.** (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*. 92: 557–562.
- Warwick, R. M.** (1987) Comparative study of the structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Biology*. 95: 641-649
- Warwick, R.M. & Ruswahyuni,** (1987). Comparative study of the structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Biology*. 95: 641-649.
- Weston, D.P.** (1990). Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*. 61:233-244.
- Whitfield, A.K.** (1989). The benthic invertebrate community of a southern cape estuary: structure and possible food sources. *The Transactions Royal Society South African*. 47: 159-179.
- Xie, Z., Zhang, J., Cai, K., Xu, Z., Wu, D. & Wang, B.** (2016). Temporal and spatial distribution of macrobenthos communities and their responses to environmental factors in Lake Taihu. *Acta Ecologica Sinica*. 36: 16-22.
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H. & Heip, C.H.R.** (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 57: 335-355.
- Zettler, M. L., Schiedek, D. & Bobertz, B.** (2007). Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 55: 258–270.

Zettler, M.L., Bochert, R. & Pollehne, F. (2009) Macrozoobenthos diversity in an oxygen minimum zone off northern Namibia. *Marine Biology*.156 :1949-1961.

ANEXOS

Tabela I- Análise dos setes principais grupos taxonómicos com as respectivas famílias, géneros e espécies.

Principais grupos	Famílias	Géneros	Espécies
Arthropoda (Crustáceos)	Anthuridae	<i>Cyathura</i>	<i>Cyathura carinata</i>
	Upogebiidae	<i>Upogebia</i>	<i>Upogebia pusilla</i>
	Melitidae	<i>Abludometila</i>	<i>Abludometila obtusata</i>
	Paguridae	<i>Pagurus</i>	<i>Pagurus bernhardus</i>
	Hexapodiadae	<i>Thaumastoplax</i>	-
	Portunidae	<i>Macropipus</i>	<i>Macropipus arcuatus</i>
	Porcellanidae	<i>Porcellana</i>	<i>Porcellana platycheles</i>
	Xanthidae	<i>Xantho</i>	<i>Xantho pilipes</i>
	Metapseudidae	<i>Calozodion</i>	-
Tanaidae	-	-	
Mollusca (Bivalves)	Nuculanidae	<i>Nuculana</i>	<i>Nuculana bicuspidata</i>
	Lucinidae	<i>Loripes</i>	<i>Loripes contrarius</i>
	Veneridae	<i>Pitar</i>	<i>Pitar rudis</i>
	Lucinidae	<i>Afrolucina</i>	<i>Afrolucina discontinua</i>
	Tellinidae	<i>Tellina</i>	<i>Tellina mars</i>
	Solemyidae	<i>Solemya</i>	<i>Solemya togata</i>
	Arcidae	<i>Senilia</i>	<i>Senilia senilis</i>
	Cardiidae	<i>Fulvia</i>	<i>Fulvia aperta</i>
	Arcidae	<i>Anadara</i>	<i>Anadara diluvii</i>
	Mytilidae	<i>Modiolus</i>	<i>Modiolus martorelli</i>
	Mytilidae	<i>Musculista</i>	<i>Musculista senhousia</i>
	Mactridae	<i>Mactra</i>	<i>Mactra glauca</i>
Corbulidae	<i>Corbula</i>	<i>Corbula contracta</i>	
Mollusca (Gastrópodes)	Cystiscidae	<i>Gibberula</i>	-
	Dentaliidae	<i>Antilis</i>	<i>Antilis entalis</i>
	Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>Nassarius elatus</i>
	Calyptraeidae	<i>Crepidula</i>	<i>Crepidula porcellana</i>
	Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>Nassarius angolensis</i>
	Naticidae	<i>Euspira</i>	<i>Euspira nitida</i>
	Naticidae	<i>Euspira</i>	<i>Euspira catena</i>
	Naticidae	<i>Nática</i>	<i>Nática tigrina</i>
Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>Nassarius arcadioi</i>	
Annelida (Poliquetas)	Maldanidae	<i>Maldane</i>	<i>Maldane sarsi</i>
	Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>Capitella capitata</i>
	Cirratulidae	<i>Cirriiformia</i>	-
	Paraonidae	<i>Aricidea</i>	<i>Aricidea longobranchiata</i>
	Maldanidae	<i>Euclymene</i>	<i>Euclymene lindrothi</i>
	Nereididae	<i>Nereis</i>	-
	Cirratulidae	<i>Chaetozone</i>	-
	Onuphidae	<i>Diopatra</i>	<i>Diopatra neapolitana</i>
	Phyllodoceidae	<i>Phyllodoce</i>	-
	Amphinomidae	<i>Amphinome</i>	-
	Eunicidae	<i>Eunice</i>	-
	Orbiniidae	<i>Scoloplos</i>	<i>Scoloplos armiger</i>
	Polynoidae	<i>Lepidonotus</i>	-
	Nephtyidae	<i>Nephtys</i>	-
	Goniadidae	<i>Glycinde</i>	-
	Pilargidae	<i>Sigambra</i>	<i>S.tentaculata</i>
	Maldanidae	<i>Nicomache</i>	-
	Glyceridae	<i>Glycera</i>	<i>Glycera alba</i>
	Cossuridae	<i>Cossura</i>	-
	Trichobranchidae	<i>Terebellides</i>	-
	Sigalionidae	<i>Sthenelais</i>	-
	Goniadidae	<i>Goniada</i>	-
	Amphinomidae	<i>Paramphinome</i>	-
	Golfingiidae	-	-
	Polynoidae	-	-
	Flabelligeridae	-	-
	Chrysopetalidae	-	-
Oeonidae	-	-	
Terebellidae	-	-	
Lumbrineridae	-	-	
Sabellidae	-	-	

Sipunculas	Aspidosiphonidae Sipunculidae	<i>Aspidosiphon</i> <i>Sipunculus</i>	<i>Aspidosiphon muelleri</i> -
Echinodermata	Amphiuridae Ophiuridae Ophiolepididae	<i>Amphipholis</i> - -	<i>Amphipholis squamata</i> - -
Chordata	Branchiostomidae	<i>Branchiostoma</i>	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>

Tabela II- Análise do número de indivíduos (N°ind.) e percentagem da abundância (Abn%). Biomassas relativas (Bio-r) e percentuais (Bio%) durante as duas campanhas ao longo da Baía de Luanda. (Maio e Julho).

Principais grupos	Taxa	N° ind.	Abn (%)	Bio (r)	Bio (%)
Arthropoda (Crustáceos)	<i>Cyathura carinata</i>	381	27	0,2492	0,8084
	<i>Upogebia pusilla</i>	13	1	0,0271	0,0879
	<i>Abludometila obtusata</i>	1	0	0,0001	0,0003
	<i>Pagurus bernhardus</i>	2	0	0,0202	0,0655
	Crustacea	7	0	0,0090	0,0292
	Tanaidae	1	0	0,0002	0,0006
	<i>Thaumastoplax</i> sp.	3	0	0,0731	0,2371
	<i>Macropipus arcuatus</i>	1	0	0,1184	0,3841
	<i>Porcellana platycheles</i>	2	0	0,0156	0,0506
	<i>Xantho pilipes</i>	3	0	0,5011	1,6255
	Amphipoda	3	0	0,0003	0,0010
	<i>Calozodion</i> sp.	2	0	0,0001	0,0003
Mollusca (Bivalves)	<i>Nuculana bicuspidata</i>	57	4	2,2336	7,2454
	<i>Loripes contrarius</i>	45	3	2,7450	8,9042
	<i>Pitar rudis</i>	43	3	5,1273	16,6320
	<i>Afrolucina discontinua</i>	21	1	2,3040	7,4737
	<i>Tellina mars</i>	13	1	0,1101	0,3571
	<i>Solemya togata</i>	7	0	0,0910	0,2952
	<i>Senilia senilis</i>	5	0	5,0100	16,2515
	<i>Fulvia aperta</i>	5	0	0,3215	1,0429
	<i>Anadara diluvii</i>	2	0	0,4774	1,5486
	<i>Modiolus martorelli</i>	1	0	0,0108	0,0350
	<i>Musculista senhousia</i>	1	0	0,0061	0,0198
	<i>Mactra glauca</i>	1	0	1,6919	5,4882
<i>Corbula contracta</i>	1	0	0,0037	0,0120	
Mollusca (Gastrópodes)	<i>Gibberula</i> spp.	13	1	0,1433	0,4648
	<i>Antilis entalis</i>	13	1	0,7694	2,4958
	<i>Nassarius elatus</i>	6	0	0,1372	0,4450
	<i>Crepidula porcellana</i>	4	0	0,0881	0,2858
	<i>Nassarius angolensis</i>	4	0	0,0722	0,2342
	<i>Euspira nitida</i>	3	0	0,4995	1,6203
	<i>Euspira catena</i>	1	0	0,1099	0,3565
	<i>Nática tigrina</i>	1	0	2,0219	6,5586
	<i>Nassarius arcadioi</i>	1	0	0,0569	0,1846
	Gastropoda	1	0	0,0037	0,0120
	<i>Maldane sarsi</i>	121	9	0,1809	0,5868
	<i>Capitella capitata</i>	65	5	0,0099	0,0321
	Maldanidae	62	4	0,0658	0,2134
	<i>Cirriformia</i> sp.	54	4	0,0485	0,1573

Annelida (Poliquetas)	<i>A. longobranchiata</i>	37	3	0,0058	0,0188
	<i>Euclymene lindrothi</i>	25	2	0,0470	0,1525
	<i>Nereis</i> sp.	24	2	0,0035	0,0114
	<i>Chaetozone</i> sp.	17	1	0,0400	0,1298
	Nereidae	13	1	0,0025	0,0081
	<i>Diopatra neapolitana</i>	12	1	0,0314	0,1019
	<i>Phyllodoce</i> sp.	11	1	0,0061	0,0198
	<i>Amphinome rostrata</i>	11	1	0,1043	0,3383
	Terebellidae	10	1	0,0046	0,0149
	Lumbrineridae	7	0	0,0011	0,0036
	Eunicidae	7	0	0,0175	0,0568
	<i>Eunice</i> sp.	7	0	0,0128	0,0415
	<i>Scoloplos armiger</i>	6	0	0,0025	0,0081
	Goniadidae	6	0	0,0140	0,0454
	<i>Lepidonotus</i> sp.	5	0	0,0012	0,0039
	<i>Neptys</i> sp.	4	0	0,0011	0,0036
	<i>Glycinde</i> sp.	4	0	0,4601	1,4925
	<i>S.tentaculata</i>	4	0	0,0020	0,0065
	<i>Nicomache</i> sp.	3	0	0,0018	0,0058
	<i>Glycera alba</i>	3	0	0,0240	0,0779
	<i>Cossura</i> sp.	3	0	0,0008	0,0026
	Sabellidae	3	0	0,0261	0,0847
	<i>T. stroemii</i>	3	0	0,0612	0,1985
	<i>Sthenelais</i> sp.	2	0	0,0010	0,0032
	Golfingiidae	2	0	0,0004	0,0013
	Phyllocidae	1	0	0,0002	0,0006
	Polynoidae	1	0	0,0030	0,0097
Flabelligeridae	1	0	0,0027	0,0088	
Chrysopetalidae	1	0	0,0022	0,0071	
Oeonidae	1	0	0,0008	0,0026	
<i>Goniada</i> sp.	1	0	0,0682	0,2212	
<i>Paramphinome</i> sp.	1	0	0,0005	0,0016	
Sipunculata	<i>Aspidosiphon muelleri</i>	160	11	4,4395	14,4009
	<i>Sipunculus</i> sp.	4	0	0,0015	0,0049
	<i>Sipunculidea</i>	3	0	0,0064	0,0208
Echinodermata	<i>A.squamata</i>	6	0	0,0101	0,0328
	Ophiuridae	2	0	0,0114	0,0370
	Ophirolepididae	1	0	0,0144	0,0467
Chordata	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	2	0	0,0045	0,0146
Outro	Outro	29	2	0,0358	0,1161

Tabela III- Análise SIMPER entre as diferentes estações de amostragem através da percentagem de contribuição (Cont %) das espécies com maior contribuição para as similaridades médias.

Maio		Julho	
Similaridade média= 12,04		Similaridade média= 15,54	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>Cyathura carinata</i>	22,83	<i>Cyathura carinata</i>	18,16
<i>Loripes contrarius</i>	16,69	<i>Nuculana bicuspidata</i>	14,95
<i>Aspidosiphon muelleri</i>	15,11	<i>Capitella capitata</i>	10,49
<i>Nuculana bicuspidata</i>	9,98	<i>Maldane sarsi</i>	10,24
<i>Pitar rudis</i>	8,82	<i>Aricidea longobranchiata</i>	6,03
Outro	5,50	<i>Cirriformia</i> sp	5,87
<i>Amphinome rostrata</i>	5,37	<i>Aspidosiphon muelleri</i>	4,31
<i>Upogebia pusilla</i>	4,84	<i>Phyllodoce</i> sp	3,44
<i>Sipunculus</i> sp	2,25	Maldanidae	3,42
		<i>Euclymene lindrothi</i>	2,59
		<i>Pitar rudis</i>	2,23
		<i>Afrolucina discontinua</i>	2,09
		<i>Diopatra neapolitana</i>	1,86
		<i>Gibberula</i> spp	1,57
		<i>Tellina mars</i>	1,10
		<i>Amphipholis squamata</i>	0,92
		<i>Solemya togata</i>	0,83

Tabela IV- Análise SIMPER entre as diferentes campanhas de amostragem (Maio x Julho) através da percentagem de contribuição (Cont%) das espécies com maior contribuição para as dissimilaridades médias

M a i o × J u l h o	
Dissimilaridade média= 89,30	
Taxa	Cont. %
<i>Cyathura carinata</i>	5,50
<i>Nuculana bicuspidata</i>	5,05
<i>Aspidosiphon muelleri</i>	4,47
<i>Capitella capitata</i>	4,30
<i>Maldane sarsi</i>	4,02
<i>Loripes contrarius</i>	3,81
<i>Pitar rudis</i>	3,44
<i>Aricidea longobranchiata</i>	2,77
“Outro “	2,68
<i>Amphinome rostrata</i>	2,55
<i>Cirriformia</i> sp	2,54
<i>Diopatra neapolitana</i>	2,52
<i>Phyllodoce</i> sp	2,29
<i>Euclymene lindrothi</i>	2,17
Maldanidae	2,16

<i>Afrolucina discontinua</i>	2,15
<i>Upogebia pusilla</i>	2,06
<i>Chaetozone</i> sp	2,05
<i>Solemya togata</i>	1,75
<i>Crepidula porcellana</i>	1,74
<i>Nassarius angolensis</i>	1,64
<i>Senilia senilis</i>	1,63
<i>Gibberula</i> spp	1,54
<i>Sipunculus</i> sp	1,47
<i>Tellina mars</i>	1,32
<i>Amphipholis squamata</i>	1,30
<i>Glycinde</i> sp	1,23
<i>Nereidae</i>	1,22
<i>Eunice</i> sp	1,18
<i>Nassarius elatus</i>	1,13
<i>Glycera alba</i>	1,11
<i>Nereis</i> sp	1,10
Goniadidae	1,05
<i>Fulvia aperta</i>	1,00
<i>Nephtys</i> sp	0,97
<i>Euspira nitida</i>	0,95
<i>Lepidonotus</i> sp	0,93
<i>Sigambra tentaculata</i>	0,92
<i>Thaumastoplax</i> sp	0,90
Crustacea	0,83
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	0,83
Amphipoda	0,81
<i>Anadara diluvii</i>	0,79
<i>Xantho pilipes</i>	0,70
Ophiuridae	0,70
Eunicidae	0,69
<i>Pagurus bernhardus</i>	0,68
<i>Terebellides stroemii</i>	0,60
<i>Scoloplos armiger</i>	0,60
Terebellidae	0,58

Tabela V- Análise SIMPER a partir da combinação duas a duas das diferentes estações de amostragem durante o mês de Maio. Percentagem de contribuição (Cont %) das espécies com maior contribuição para as dissimilaridades médias.

FLO × PC		FLO × CN		PC × CN		FLO × CR	
Dissimilaridade média = 82,01		Dissimilaridade = 85,51		Dissimilaridade = 94,79		Dissimilaridade = 92,84	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>A. muelleri</i>	11,85	<i>Eunice sp</i>	9,08	<i>A. muelleri</i>	16,24	<i>P. rudis</i>	11,07
<i>L.contrarius</i>	8,47	<i>N.angolensis</i>	7,47	<i>L.contrarius</i>	14,11	<i>L.contrarius</i>	8,38
<i>N.angolensis</i>	8,13	<i>L.contrarius</i>	6,43	<i>Eunice sp</i>	10,63	<i>N.angolensis</i>	8,38
<i>C.carinata</i>	6,44	<i>C.carinata</i>	6,43	<i>C.carinata</i>	7,73	<i>C.carinata</i>	6,55
<i>N. bicuspidata</i>	6,05	<i>M. sarsi</i>	6,43	<i>C.contracta</i>	5,62	<i>M. sarsi</i>	6,55
<i>M. sarsi</i>	6,05	<i>U. pusilla</i>	5,13	<i>Paramphino me sp</i>	5,62	<i>B.lanceolatum</i>	5,24
<i>U. pusilla</i>	4,52	<i>C.contracta</i>	4,83	<i>N. bicuspidata</i>	5,60	<i>S. senilis</i>	5,24
<i>P. rudis</i>	3,73	<i>Paramphinome sp</i>	4,83	<i>U. pusilla</i>	4,49	<i>D. neapolitana</i>	4,45
Maldanidae	3,73	<i>P. rudis</i>	3,74	<i>A. diluvii</i>	3,59	Outro	4,45
<i>Nephtys sp</i>	3,73	<i>N. bicuspidata</i>	3,74	<i>Glycinde sp</i>	3,59	<i>N. bicuspidata</i>	3,86
<i>S.togata</i>	3,68	Maldanidae	3,74	Outro	3,59	<i>U. pusilla</i>	3,86
<i>A.obtusata</i>	2,66	<i>Nephtys sp</i>	3,74	<i>M. sarsi</i>	2,13	Maldanidae	3,86
<i>P.bernhardus</i>	2,66	<i>A. diluvii</i>	3,39	<i>S.togata</i>	2,13	<i>Nephtys sp</i>	3,86
<i>Gibberula spp</i>	2,66	<i>Glycinde sp</i>	3,39	<i>A.discontinua</i>	2,13	<i>A. muelleri</i>	2,70
Goniadidae	2,66	Outro	3,39	<i>N.arcadioi</i>	2,13	<i>A. obtusata</i>	2,70
<i>A. squamata</i>	2,66	<i>A. muelleri</i>	2,69	<i>Cirriformia sp</i>	2,13	<i>S.togata</i>	2,70
<i>Lepidonotus sp</i>	2,66	<i>A.obtusata</i>	2,69			<i>P.bernhardus</i>	2,70
<i>A.rostrata</i>	2,66	<i>S.togata</i>	2,69			<i>Gibberula spp</i>	2,70
<i>A.discontinua</i>	2,15	<i>P. bernhardus</i>	2,69				
<i>N.arcadioi</i>	2,15	<i>Gibberula spp</i>	2,69				
<i>Cirriformia sp</i>	2,15	Goniadidae	2,69				
PC × CR		CN × CR		FLO × MI		PC × MI	
Dissimilaridade média= 100		Dissimilaridade = 97,53		Dissimilaridade = 100		Dissimilaridade = 100	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>P. rudis</i>	18,66	<i>L.contrarius</i>	18,54	<i>Chaetozone sp</i>	10,15	<i>A. muelleri</i>	21,12
<i>A. muelleri</i>	18,66	<i>P. rudis</i>	18,54	<i>Sipunculus sp</i>	8,99	<i>Chaetozone sp</i>	14,45
<i>C.carinata</i>	8,47	<i>Eunice sp</i>	12,09	Outro	8,99	<i>Sipunculus sp</i>	11,99
<i>B.lanceolatum</i>	6,67	Outro	7,03	<i>L.contrarius</i>	8,70	Outro	11,99
<i>S. senilis</i>	6,67	<i>B.lanceolatum</i>	6,55	<i>N.angolensis</i>	8,70	<i>C.carinata</i>	9,08
<i>N. bicuspidata</i>	6,30	<i>S. senilis</i>	6,55	<i>C.carinata</i>	6,31	<i>N. bicuspidata</i>	6,85
<i>D. neapolitana</i>	5,32	<i>Corbula contracta</i>	6,46	<i>M. sarsi</i>	6,31	<i>L.contrarius</i>	2,23
Outro	5,32	<i>Paramphinome sp</i>	6,46	<i>P. rudis</i>	3,73	<i>U. pusilla</i>	2,23
<i>L.contrarius</i>	2,18	<i>D. neapolitana</i>	5,44	<i>N. bicuspidata</i>	3,73	<i>M. sarsi</i>	2,23
<i>U. pusilla</i>	2,18	<i>A. diluvii</i>	4,11	<i>U. pusilla</i>	3,73	<i>S.togata</i>	2,23
<i>M. sarsi</i>	2,18			Maldanidae	3,73	<i>A.discontinua</i>	2,23
<i>S.togata</i>	2,18			<i>Nephtys sp</i>	3,73	<i>N.arcadioi</i>	2,23
<i>A.discontinua</i>	2,18			<i>A. muelleri</i>	2,57	<i>Cirriformia sp</i>	2,23
<i>N.arcadioi</i>	2,18			<i>A.obtusata</i>	2,57		
<i>Cirriformia sp</i>	2,18			<i>S.togata</i>	2,57		
				<i>P.bernhardus</i>	2,57		
				<i>Gibberula spp</i>	2,57		

				Goniadidae	2,57		
CN × MI		CR × MI		FLO × PP		PC × PP	
Dissimilaridade média = 94,75		Disimilaridade = 91,85		Dissimilaridade = 84,66		Dissimilaridade = 66,13	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont %	Taxa	Cont %
<i>L.contrarius</i>	20,86	<i>P. rudis</i>	26,41	<i>A. muelleri</i>	8,80	<i>C.carinata</i>	9,48
<i>Chaetozone</i> sp	14,12	<i>Chaetozone</i> sp	17,94	<i>L.contrarius</i>	7,35	<i>N. bicuspidata</i>	8,51
<i>Eunice</i> sp	13,63	<i>Sipunculus</i> sp	15,32	<i>N.angolensis</i>	7,21	<i>L.contrarius</i>	6,23
<i>Sipunculus</i> sp	12,35	Outro	13,91	<i>M. sarsi</i>	5,99	<i>A. longobranchiata</i>	5,16
Outro	11,25	<i>B.lanceolatum</i>	9,48	<i>C.carinata</i>	5,57	<i>A. muelleri</i>	5,15
<i>Corbula contracta</i>	7,23	<i>S. senilis</i>	9,48	<i>N. bicuspidata</i>	4,50	<i>A.rostrata</i>	5,15
<i>Paramphinome</i> sp	7,23			<i>Nephtys</i> sp	4,50	<i>E.nitida</i>	5,15
<i>A. diluvii</i>	4,44			<i>A.rostrata</i>	4,40	<i>F.aperta</i>	5,15
				<i>P. rudis</i>	3,47	Nereidae	5,15
				<i>U. pusilla</i>	3,47	<i>Nephtys</i> sp	3,84
				Maldanidae	3,47	<i>E. lindrothi</i>	3,84
				<i>E.nitida</i>	3,42	<i>Nereis</i> sp	3,84
				<i>F.aperta</i>	3,42	<i>Phyllodoce</i> sp	3,84
				Nereidae	3,42	<i>Sipunculus</i> sp	3,84
				<i>E. lindrothi</i>	2,67	<i>U. pusilla</i>	2,85
				<i>Nereis</i> sp	2,67	<i>M. sarsi</i>	2,85
				<i>A. longobranchiat a</i>	2,67	<i>S.togata</i>	2,85
				<i>Phyllodoce</i> sp	2,67	<i>A.discontinua</i>	2,85
				<i>Sipunculus</i> sp	2,67	<i>N.arcadioi</i>	2,85
				<i>A.obtusata</i>	2,52	<i>Cirriformia</i> sp	2,85
				<i>S.togata</i>	2,52		
				<i>P.bernhardus</i>	2,52		
				<i>Gibberula</i> spp	2,52		
CN × PP		CR × PP		MI × PP		FLO × LL	
Dissimilaridade média= 92,90		Dissimilaridade = 100		Dissimilaridade = 96,13		Dissimilaridade = 80,47	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont %	Taxa	Cont. %
<i>L.contrarius</i>	11,57	<i>P. rudis</i>	17,14	<i>A. muelleri</i>	15,69	<i>A.rostrata</i>	8,03
<i>A. muelleri</i>	11,57	<i>A. muelleri</i>	13,13	<i>Chaetozone</i> sp	13,72	<i>U. pusilla</i>	7,70
<i>Eunice</i> sp	10,07	<i>C.carinata</i>	6,96	Outro	11,49	<i>L.contrarius</i>	6,90
<i>C.carinata</i>	6,70	<i>B.lanceolatum</i>	6,10	<i>Sipunculus</i> sp	10,63	<i>C.carinata</i>	6,90
<i>C.contracta</i>	5,32	<i>S. senilis</i>	6,10	<i>C.carinata</i>	7,55	<i>N.angolensis</i>	6,90
<i>Paramphinome</i> sp	5,32	<i>D. neapolitana</i>	4,94	<i>L.contrarius</i>	4,38	<i>M. sarsi</i>	6,53
<i>Amphinome rostrata</i>	3,82	Outro	4,94	<i>A.rostrata</i>	4,38	<i>N. bicuspidata</i>	5,73
<i>E.nitida</i>	3,82	<i>L.contrarius</i>	4,01	<i>E.nitida</i>	4,38	<i>S. senilis</i>	4,48
<i>F.aperta</i>	3,82	<i>A.rostrata</i>	4,01	<i>F.aperta</i>	4,38	<i>Nereis</i> sp	4,48
Nereidae	3,82	<i>E.nitida</i>	4,01	Nereidae	4,38	<i>C.porcellana</i>	4,48
<i>A. diluvii</i>	3,50	<i>F.aperta</i>	4,01	<i>N. bicuspidata</i>	3,17	<i>M.glauca</i>	4,48
<i>U. pusilla</i>	3,50	Nereidae	4,01	<i>Nephtys</i> sp	3,17	<i>P. rudis</i>	3,77
<i>Glycinde</i> sp	3,50	<i>N. bicuspidata</i>	2,95	<i>E. lindrothi</i>	3,17	Maldanidae	3,77

Outro	3,50	<i>Nephtys</i> sp	2,95			<i>Nephtys</i> sp	3,77
<i>N. bicuspidata</i>	2,88	<i>E. lindrothi</i>	2,95			<i>A. muelleri</i>	2,76
<i>Nephtys</i> sp	2,88	<i>Nereis</i> sp	2,95			<i>A. obtusata</i>	2,76
<i>E. lindrothi</i>	2,88					<i>S. togata</i>	2,76
<i>Nereis</i> sp	2,88					<i>P. bernhardus</i>	2,76
						<i>Gibberula</i> spp	2,76
PC × LL		CN × LL		CR × LL		MI × LL	
Dissimilaridade média = 80,77		Disimilaridade = 95,56		Dissimilaridade = 96,30		Dissimilaridade = 100	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>A. muelleri</i>	16,58	<i>L. contrarius</i>	14,29	<i>P. rudis</i>	16,48	<i>C. carinata</i>	16,98
<i>A. rostrata</i>	11,05	<i>C. carinata</i>	14,29	<i>C. carinata</i>	16,48	<i>Chaetozone</i> sp	11,43
<i>U. pusilla</i>	10,24	<i>A. rostrata</i>	9,52	<i>U. pusilla</i>	10,99	<i>U. pusilla</i>	11,32
<i>C. carinata</i>	8,25	<i>Eunice</i> sp	9,30	<i>A. rostrata</i>	10,99	<i>A. rostrata</i>	11,32
<i>N. bicuspidata</i>	7,49	<i>U. pusilla</i>	8,36	<i>S. senilis</i>	7,42	<i>Sipunculus</i> sp	10,32
<i>S. senilis</i>	5,53	<i>Corbula contracta</i>	4,98	<i>B. lanceolatum</i>	5,77	Outro	10,32
<i>Nereis</i> sp	5,53	<i>Paramphinome</i> sp	4,98	<i>N. bicuspidata</i>	5,49	<i>S. senilis</i>	5,66
<i>C. porcellana</i>	5,53	<i>S. senilis</i>	4,76	<i>Nereis</i> sp	5,49	<i>N. bicuspidata</i>	5,66
<i>M. glauca</i>	5,53	<i>N. bicuspidata</i>	4,76	<i>C. porcellana</i>	5,49	<i>Nereis</i> sp	5,66
<i>L. contrarius</i>	2,43	<i>Nereis</i> sp	4,76	<i>M. glauca</i>	5,49	<i>C. porcellana</i>	5,66
<i>M. sarsi</i>	2,43	<i>C. porcellana</i>	4,76				
<i>S. togata</i>	2,43	<i>Mactra glauca</i>	4,76				
<i>A. discontinua</i>	2,43	<i>A. diluvii</i>	3,49				
<i>N. arcadioi</i>	2,43						
<i>Cirriformia</i> sp	2,43						
PP × LL		FLO × EFL		PC × EFL		CN × EFL	
Dissimilaridade média = 80,34		Dissimilaridade = 77,62		Dissimilaridade = 77,10		Dissimilaridade = 87,22	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>A. muelleri</i>	11,49	<i>N. bicuspidata</i>	8,81	<i>A. muelleri</i>	13,65	<i>N. bicuspidata</i>	11,90
<i>U. pusilla</i>	10,43	<i>N. angolensis</i>	7,67	<i>N. bicuspidata</i>	10,77	<i>Eunice</i> sp	10,73
<i>A. rostrata</i>	9,04	<i>C. carinata</i>	6,82	<i>L. contrarius</i>	9,29	<i>L. contrarius</i>	9,14
<i>C. carinata</i>	8,30	<i>M. sarsi</i>	6,82	<i>C. carinata</i>	8,85	<i>C. contracta</i>	5,73
<i>N. bicuspidata</i>	6,28	<i>L. contrarius</i>	6,78	<i>A. discontinua</i>	5,96	<i>Paramphinome</i> sp	5,73
<i>Nereis</i> sp	6,28	<i>P. rudis</i>	5,72	<i>M. sarsi</i>	5,96	<i>P. rudis</i>	4,57
<i>S. senilis</i>	5,21	<i>A. muelleri</i>	5,23	<i>P. rudis</i>	5,00	<i>D. neapolitana</i>	4,57
<i>C. porcellana</i>	5,21	<i>P. bernhardus</i>	5,23	<i>D. neapolitana</i>	5,00	<i>C. carinata</i>	4,57
<i>Mactra glauca</i>	5,21	<i>A. rostrata</i>	5,23	<i>P. bernhardus</i>	5,00	<i>M. sarsi</i>	4,57
<i>L. contrarius</i>	4,15	<i>D. neapolitana</i>	4,13	<i>A. rostrata</i>	5,00	<i>A. muelleri</i>	4,57
<i>E. nitida</i>	4,15	<i>A. discontinua</i>	4,13	<i>E. lindrothi</i>	5,00	<i>P. bernhardus</i>	4,57
<i>F. aperta</i>	4,15	<i>E. lindrothi</i>	4,13	<i>U. pusilla</i>	2,56	<i>A. rostrata</i>	4,57
Nereidae	4,15	<i>U. pusilla</i>	3,98	<i>S. togata</i>	2,56	<i>A. discontinua</i>	4,57
<i>Nephtys</i> sp	3,19	Maldanidae	3,98	<i>Nassarius arcadioi</i>	2,56	<i>E. lindrothi</i>	4,57
<i>E. lindrothi</i>	3,19	<i>Nephtys</i> sp	3,98	<i>Cirriformia</i> sp	2,56	<i>A. diluvii</i>	3,91
		<i>A. obtusata</i>	2,89	<i>Sipunculidae</i>	2,56	<i>U. pusilla</i>	3,91

CR × EFL		MI × EFL		PP × EFL		LL × EF L	
Dissimilaridade média = 88,10		Disimilaridade = 100		Dissimilaridade = 81,11		Dissimilaridade = 81,48	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>P. rudis</i>	14,01	<i>N. bicuspidata</i>	13,53	<i>N. bicuspidata</i>	10,79	<i>C. carinata</i>	11,36
<i>N. bicuspidata</i>	14,01	<i>Chaetozone sp</i>	25,94	<i>A. muelleri</i>	10,32	<i>U. pusilla</i>	10,61
<i>L. contrarius</i>	8,83	<i>Sipunculus sp</i>	36,89	<i>L. contrarius</i>	8,30	<i>N. bicuspidata</i>	9,09
<i>D. neapolitana</i>	7,70	Outro	47,84	<i>C. carinata</i>	7,46	<i>A. rostrata</i>	9,09
<i>B. lanceolatum</i>	6,76	<i>L. contrarius</i>	56,55	<i>A. rostrata</i>	6,22	<i>L. contrarius</i>	6,82
<i>S. senilis</i>	6,76	<i>P. rudis</i>	61,38	<i>E. lindrothi</i>	5,75	<i>S. senilis</i>	5,30
Outro	5,68	<i>D. neapolitana</i>	66,20	<i>P. rudis</i>	4,51	<i>Nereis sp</i>	5,30
<i>C. carinata</i>	5,18	<i>C. carinata</i>	71,03	<i>D. neapolitana</i>	4,51	<i>C. porcellana</i>	5,30
<i>M. sarsi</i>	5,18	<i>M. sarsi</i>	75,86	<i>M. sarsi</i>	4,51	<i>M. glauca</i>	5,30
<i>A. muelleri</i>	5,18	<i>A. muelleri</i>	80,69	<i>Pagurus bernhardus</i>	4,51	<i>P. rudis</i>	4,55
<i>P. bernhardus</i>	5,18	<i>P. bernhardus</i>	85,52	<i>A. discontinua</i>	4,51	<i>D. neapolitana</i>	4,55
<i>A. rostrata</i>	5,18	<i>A. rostrata</i>	90,34	<i>E. nitida</i>	4,20	<i>M. sarsi</i>	4,55
<i>A. discontinua</i>	5,18			<i>F. aperta</i>	4,20	<i>A. muelleri</i>	4,55
				Nereidae	4,20	<i>P. bernhardus</i>	4,55
				<i>Nephtys sp</i>	3,20		
				<i>Nereis sp</i>	3,20		

Tabela VI- Análise SIMPER a partir da combinação duas a duas das diferentes estações de amostragem durante o mês de Julho. Percentagem de contribuição (Cont%) das espécies com maior contribuição para as dissimilaridades médias.

FLO × PC		FLO × CN		PC × CN		FLO × CR	
Dissimilaridade média = 63,42		Disimilaridade = 84,67		Dissimilaridade = 79,37		Dissimilaridade = 95,31	
Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>Gibberula spp</i>	6,23	<i>L. contrarius</i>	4,70	<i>C. carinata</i>	4,36	<i>N. bicuspidata</i>	8,57
<i>Lepidonotus sp</i>	4,10	<i>C. carinata</i>	4,70	<i>A. muelleri</i>	4,36	<i>C. carinata</i>	8,57
<i>D. neapolitana</i>	3,91	<i>T. mars</i>	4,70	<i>T. mars</i>	4,36	<i>C. porcellana</i>	6,39
<i>M. sarsi</i>	3,91	Eunicidae	4,70	Eunicidae	4,36	<i>M. sarsi</i>	5,56
<i>P. rudis</i>	3,83	<i>A. longobranchiata</i>	3,60	<i>L. contrarius</i>	3,24	<i>A. muelleri</i>	4,47
Maldanidae	3,83	<i>E. lindrothi</i>	3,23	<i>A. longobranchiata</i>	3,24	<i>Chaetozone sp</i>	4,09
<i>Cirriiformia sp</i>	3,83	<i>Glycinde sp</i>	3,23	<i>Gibberula spp</i>	2,98	<i>D. neapolitana</i>	4,03
<i>Chaetozone sp</i>	3,82	<i>P. platycheles</i>	2,95	<i>Glycinde sp</i>	2,98	<i>C. capitata</i>	3,36
<i>N. bicuspidata</i>	3,80	<i>A. entalis</i>	2,95	<i>P. platycheles</i>	2,76	<i>S. senilis</i>	3,02
<i>N. angolensis</i>	3,80	<i>S. tentaculata</i>	2,95	<i>A. entalis</i>	2,76	<i>T. mars</i>	3,02
<i>E. catena</i>	3,80	<i>A. muelleri</i>	2,78	<i>S. tentaculata</i>	2,76	Amphipoda	3,02
<i>A. muelleri</i>	3,43	<i>Cirriiformia sp</i>	2,64	<i>E. lindrothi</i>	2,48	<i>A. diluvii</i>	3,00
<i>A. discontinua</i>	3,32	<i>Phyllodoce sp</i>	2,64	<i>Phyllodoce sp</i>	2,44	<i>A. discontinua</i>	3,00
<i>A. diluvii</i>	2,81	<i>M. sarsi</i>	2,53	<i>P. rudis</i>	2,29	<i>N. tigrina</i>	3,00
<i>N. tigrina</i>	2,81	<i>P. rudis</i>	2,06	<i>M. sarsi</i>	2,29	<i>P. rudis</i>	2,79
Goniadidae	2,56	<i>Chaetozone sp</i>	1,92	<i>Lepidonotus sp</i>	2,29	Maldanidae	2,79
<i>A. squamata</i>	2,56	Maldanidae	1,87	Maldanidae	2,28	<i>Cirriiformia sp</i>	2,79
<i>Nereis sp</i>	2,56	<i>Gibberula spp</i>	1,87	<i>N. angolensis</i>	2,08	<i>N. angolensis</i>	2,18

<i>A. longobranchiata</i>	2,56	<i>A. squamata</i>	1,87	<i>N. bicuspidata</i>	2,08	<i>E. nitida</i>	2,18
<i>Phyllodoce</i> sp	2,56	Nereidae	1,87	<i>Cirriformia</i> sp	2,07	<i>F. aperta</i>	2,18
<i>E. lindrothi</i>	2,34	<i>S. armiger</i>	1,87	<i>D. neapolitana</i>	1,87	Outro	2,18
<i>Thaumastoplax</i> sp	2,34	<i>U. pusilla</i>	1,75	<i>E. catena</i>	1,87	<i>Calozodion</i> sp	2,18
<i>G. alba</i>	2,34	<i>Lepidonotus</i> sp	1,75	<i>A. squamata</i>	1,78	<i>Eunice</i> sp	1,47
<i>Cossura</i> sp	2,34	<i>F. aperta</i>	1,75	<i>U. pusilla</i>	1,60	<i>Gibberula</i> spp	1,47
<i>L. contrarius</i>	1,76	<i>M. martorelli</i>	1,75	<i>F. aperta</i>	1,60	Goniadidae	1,47
<i>S. togata</i>	1,76	<i>M. senhousia</i>	1,75	<i>M. martorelli</i>	1,60	<i>A. squamata</i>	1,47
Crustacea	1,76	<i>A. diluvii</i>	1,67	<i>M. senhousia</i>	1,60	<i>Nereis</i> sp	1,47
Oeonidae	1,76	<i>D. neapolitana</i>	1,67	<i>B. lanceolatum</i>	1,38	<i>A. longobranchiata</i>	1,47
Tanaidae	1,76	<i>A. discontinua</i>	1,67	Sipunculidea	1,38		
Gastropoda	1,76	<i>N. tigrina</i>	1,67	<i>T. stroemii</i>	1,38		
<i>Eunice</i> sp	1,67	<i>B. lanceolatum</i>	1,48	<i>E. nitida</i>	1,38		
		<i>N. bicuspidata</i>	1,48	Nereidae	1,38		
		<i>N. angolensis</i>	1,48	<i>S. armiger</i>	1,38		
		Sipunculidea	1,48	<i>M. arcuatus</i>	1,38		
		<i>T. stroemii</i>	1,48	Chrysopetalidae	1,38		
		<i>E. nitida</i>	1,48	<i>X. pilipes</i>	1,38		
		<i>M. arcuatus</i>	1,48	Ophiuridae	1,38		
		Chrysopetalidae	1,48	<i>Nicomache</i> sp	1,38		
		<i>X. pilipes</i>	1,48	<i>Chaetozone</i> sp	1,37		
				<i>Thaumastoplax</i> sp	1,37		
				<i>G. alba</i>	1,37		
				<i>Cossura</i> sp	1,37		
PC × CR		CN × CR		FLO × MI		PC × MI	
Dissimilaridade média = 90,61		Dissimilaridade = 90,45		Dissimilaridade = 100		Dissimilaridade = 100	
Taxa	Cont %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont %
<i>C. carinata</i>	6,85	<i>L. contrarius</i>	5,19	<i>N. bicuspidata</i>	12,50	<i>C. carinata</i>	8,50
<i>A. muelleri</i>	6,85	<i>A. longobranchiata</i>	5,19	<i>C. carinata</i>	12,50	<i>A. muelleri</i>	8,50
<i>Gibberula</i> spp	6,85	Eunicidae	5,19	<i>C. capitata</i>	12,50	<i>Gibberula</i> spp	8,50
<i>C. porcellana</i>	4,99	<i>C. porcellana</i>	3,69	<i>M. sarsi</i>	8,33	<i>C. capitata</i>	8,50
<i>N. angolensis</i>	3,57	<i>N. bicuspidata</i>	3,58	<i>Chaetozone</i> sp	6,67	<i>D. neapolitana</i>	4,76
<i>E. catena</i>	3,46	<i>E. lindrothi</i>	3,58	<i>A. muelleri</i>	5,83	<i>N. angolensis</i>	4,76
<i>N. bicuspidata</i>	3,38	<i>Glycinde</i> sp	3,58	<i>A. diluvii</i>	4,17	<i>E. catena</i>	4,76
<i>M. sarsi</i>	3,38	<i>T. mars</i>	3,40	<i>D. neapolitana</i>	4,17	<i>P. rudis</i>	3,74
<i>Lepidonotus</i> sp	3,38	<i>Phyllodoce</i> sp	3,23	<i>A. discontinua</i>	4,17	<i>N. bicuspidata</i>	3,74
<i>D. neapolitana</i>	3,33	<i>P. platycheles</i>	3,23	<i>N. tigrina</i>	4,17	Maldanidae	3,74
<i>P. rudis</i>	3,28	<i>A. entalis</i>	3,23	<i>Eunice</i> sp	1,67	<i>M. sarsi</i>	3,74
Maldanidae	3,28	<i>S. tentaculata</i>	3,23	<i>P. rudis</i>	1,67	<i>Lepidonotus</i> sp	3,74
<i>Cirriformia</i> sp	3,28	<i>Cirriformia</i> sp	2,85	Maldanidae	1,67	<i>Cirriformia</i> sp	3,74
<i>C. capitata</i>	2,59	<i>P. rudis</i>	2,35	<i>Gibberula</i> spp	1,67	<i>E. lindrothi</i>	2,22
<i>S. senilis</i>	2,40	<i>F. aperta</i>	2,35	Goniadidae	1,67	<i>Chaetozone</i> sp	2,22
<i>T. mars</i>	2,40	Maldanidae	2,17	<i>A. squamata</i>	1,67	<i>Thaumastoplax</i> sp	2,22
Amphipoda	2,40	<i>N. angolensis</i>	2,17	<i>Nereis</i> sp	1,67	<i>G. alba</i>	2,22
<i>E. lindrothi</i>	1,96	<i>E. nitida</i>	2,17	<i>Cirriformia</i> sp	1,67	<i>Cossura</i> sp	2,22
<i>Chaetozone</i> sp	1,96	<i>U. pusilla</i>	1,96	<i>A. longobranchiata</i>	1,67	<i>L. contrarius</i>	1,52
<i>Thaumastoplax</i> sp	1,96	<i>M. sarsi</i>	1,96			<i>S. togata</i>	1,52
<i>G. alba</i>	1,96	<i>Lepidonotus</i> sp	1,96			Goniadidae	1,52
<i>Cossura</i> sp	1,96	<i>M. martorelli</i>	1,96			<i>A. squamata</i>	1,52
<i>E. nitida</i>	1,86	<i>M. senhousia</i>	1,96			<i>A. discontinua</i>	1,52
<i>F. aperta</i>	1,86	<i>D. neapolitana</i>	1,89			<i>Nereis</i> sp	1,52
Outro	1,86	<i>C. capitata</i>	1,89				
<i>Calozodion</i> sp	1,86	<i>S. senilis</i>	1,80				
<i>L. contrarius</i>	1,42	Amphipoda	1,80				
<i>S. togata</i>	1,42	<i>B. lanceolatum</i>	1,62				

Goniadidae	1,42	<i>Gibberula</i> spp	1,62				
<i>A. squamata</i>	1,42	<i>A. squamata</i>	1,62				
<i>A. discontinua</i>	1,42	Sipunculidea	1,62				
		<i>T. stroemii</i>	1,62				
		Nereidae	1,62				
		<i>S. armiger</i>	1,62				
		<i>M. arcuatus</i>	1,62				
CN × MI		CR × MI		FLO × PP		PC × PP	
Dissimilaridade média = 100		Disimilaridade = 83,33		Dissimilaridade = 71,38		Dissimilaridade = 76,70	
Taxa	Cont %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont %
<i>L. contrarius</i>	5,73	<i>C. porcellana</i>	18,00	<i>Nassarius elatus</i>	7,41	<i>Gibberula</i> spp	7,38
<i>A. longobranchiata</i>	5,73	<i>C. capitata</i>	12,44	<i>A. rostrata</i>	6,10	<i>N. elatus</i>	5,30
<i>T. mars</i>	5,73	<i>D. neapolitana</i>	10,00	<i>A. longobranchiata</i>	5,60	<i>A. muelleri</i>	4,55
Eunicidae	5,73	<i>S. senilis</i>	8,00	<i>M. sarsi</i>	5,57	<i>A. rostrata</i>	4,55
<i>C. capitata</i>	5,73	<i>T. mars</i>	8,00	<i>A. muelleri</i>	5,29	<i>A. longobranchiata</i>	4,11
<i>N. bicuspidata</i>	3,98	Amphipoda	8,00	<i>Chaetozone</i> sp	4,70	<i>P. rudis</i>	3,76
<i>E. lindrothi</i>	3,98	<i>P. rudis</i>	4,44	<i>C. carinata</i>	4,04	Maldanidae	3,76
<i>Glycinde</i> sp	3,98	Maldanidae	4,44	<i>Thaumastoplax</i> sp	4,04	<i>Lepidonotus</i> sp	3,76
<i>Cirriformia</i> sp	3,51	<i>N. angolensis</i>	4,44	Nereidae	3,99	<i>M. sarsi</i>	3,70
<i>Phyllodoce</i> sp	3,51	<i>Cirriformia</i> sp	4,44	<i>A. diluvii</i>	3,59	<i>N. bicuspidata</i>	3,68
<i>P. platycheles</i>	3,51	<i>E. nitida</i>	4,44	<i>D. neapolitana</i>	3,59	<i>D. neapolitana</i>	3,62
<i>A. entalis</i>	3,51	<i>F. aperta</i>	4,44	<i>A. discontinua</i>	3,59	<i>N. angolensis</i>	3,62
<i>S. tentaculata</i>	3,51			<i>N. tigrina</i>	3,59	<i>E. catena</i>	3,62
<i>P. rudis</i>	2,22			<i>Cirriformia</i> sp	3,47	<i>Cirriformia</i> sp	3,61
<i>U. pusilla</i>	2,22			<i>Phyllodoce</i> sp	3,47	<i>Thaumastoplax</i> sp	3,38
<i>M. sarsi</i>	2,22			<i>N. bicuspidata</i>	3,38	<i>E. lindrothi</i>	2,98
<i>Lepidonotus</i> sp	2,22			<i>Nephtys</i> sp	2,73	<i>C. carinata</i>	2,83
<i>F. aperta</i>	2,22			<i>E. lindrothi</i>	2,73	<i>Phyllodoce</i> sp	2,71
<i>M. martorelli</i>	2,22			Polynoidae	2,73	Nereidae	2,47
<i>M. senhousia</i>	2,22			<i>Eunice</i> sp	1,86	<i>Chaetozone</i> sp	2,16
<i>B. lanceolatum</i>	1,75			<i>P. rudis</i>	1,86	<i>G. alba</i>	2,16
Maldanidae	1,75			Maldanidae	1,86	<i>Cossura</i> sp	2,16
<i>Gibberula</i> spp	1,75			<i>Gibberula</i> spp	1,86	<i>Nephtys</i> sp	2,08
<i>A. squamata</i>	1,75			Goniadidae	1,86	Polynoidae	2,08
<i>N. angolensis</i>	1,75			<i>A. squamata</i>	1,86	<i>L. contrarius</i>	1,60
Sipunculidea	1,75					<i>S. togata</i>	1,60
<i>T. stroemii</i>	1,75					Goniadidae	1,60
<i>E. nitida</i>	1,75					<i>A. squamata</i>	1,60
Nereidae	1,75						
<i>S. armiger</i>	1,75						
CN × PP		CR × PP		MI × PP		FLO × LL	
Dissimilaridade média = 83,27		Dissimilaridade = 98,69		Dissimilaridade = 100		Dissimilaridade = 68,34	
Taxa	Cont %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont %
<i>L. contrarius</i>	5,30	<i>C. porcellana</i>	7,20	<i>C. capitata</i>	14,76	<i>S. togata</i>	7,95
<i>T. mars</i>	5,30	<i>N. elatus</i>	7,13	<i>N. elatus</i>	11,43	<i>M. sarsi</i>	6,42
Eunicidae	5,30	<i>N. bicuspidata</i>	6,42	<i>N. bicuspidata</i>	10,00	<i>A. muelleri</i>	6,05
<i>N. elatus</i>	3,73	<i>C. carinata</i>	5,65	<i>C. carinata</i>	8,10	<i>Chaetozone</i> sp	5,43
<i>Glycinde</i> sp	3,65	<i>A. rostrata</i>	5,65	<i>A. rostrata</i>	8,10	<i>Phyllodoce</i> sp	5,22
<i>C. carinata</i>	3,35	<i>A. longobranchiata</i>	5,65	<i>A. longobranchiata</i>	8,10	<i>A. discontinua</i>	5,06
<i>A. rostrata</i>	3,35	<i>A. muelleri</i>	3,95	<i>A. muelleri</i>	6,67	<i>N. bicuspidata</i>	4,69
<i>P. platycheles</i>	3,31	<i>Thaumastoplax</i> sp	3,95	<i>Thaumastoplax</i> sp	6,67	<i>A. diluvii</i>	4,04

<i>A. entalis</i>	3,31	<i>D. neapolitana</i>	3,80	<i>M. sarsi</i>	4,76	<i>D. neapolitana</i>	4,04
<i>S.tentaculata</i>	3,31	<i>C.capitata</i>	3,80	Nereidae	4,76	<i>N.tigrina</i>	4,04
<i>E. lindrothi</i>	3,07	<i>Cirriformia</i> sp	3,55	<i>Nephtys</i> sp	3,33	Goniadidae	4,03
<i>Cirriformia</i> sp	2,91	<i>S. senilis</i>	3,40	<i>E. lindrothi</i>	3,33	<i>S.tentaculata</i>	3,53
<i>Phyllodoce</i> sp	2,91	<i>T. mars</i>	3,40	<i>Cirriformia</i> sp	3,33	<i>X. pilipes</i>	3,53
<i>M. sarsi</i>	2,43	Amphipoda	3,40			Crustacea	3,26
<i>N. bicuspidata</i>	2,32	<i>M. sarsi</i>	3,18			<i>Glycinde</i> sp	3,26
Nereidae	2,32	Nereidae	3,18			<i>G. alba</i>	3,26
<i>P. rudis</i>	1,99	<i>Nephtys</i> sp	2,47			<i>Eunice</i> sp	2,01
<i>U. pusilla</i>	1,99	<i>E. lindrothi</i>	2,47			<i>P. rudis</i>	2,01
<i>Lepidonotus</i> sp	1,99	<i>Phyllodoce</i> sp	2,47			Maldanidae	2,01
<i>F.aperta</i>	1,99	<i>Polynoidae</i>	2,47			<i>Gibberula</i> spp	2,01
<i>M. martorelli</i>	1,99	<i>P. rudis</i>	2,40			<i>A. squamata</i>	2,01
<i>M. senhousia</i>	1,99	Maldanidae	2,40			<i>Nereis</i> sp	2,01
<i>A. muelleri</i>	1,95	<i>N.angolensis</i>	2,40			<i>Cirriformia</i> sp	2,01
<i>A. longobranchiata</i>	1,95					<i>A. longobranchiata</i>	2,01
<i>Thaumastoplax</i> sp	1,95					Nereidae	2,01
<i>B.lanceolatum</i>	1,66						
Maldanidae	1,66						
<i>Gibberula</i> spp	1,66						
<i>A. squamata</i>	1,66						
<i>N.angolensis</i>	1,66						
<i>Sipunculidea</i>	1,66						
<i>T. stroemii</i>	1,66						
<i>E.nitida</i>	1,66						
<i>S. armiger</i>	1,66						
<i>M. arcuatus</i>	1,66						
PC × LL		CN × LL		CR × LL		MI × LL	
Dissimilaridade média = 76,12		Disimilaridade = 88,06		Dissimilaridade = 100		Dissimilaridade = 100	
Taxa	Cont %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %
<i>A. muelleri</i>	7,92	<i>L.contrarius</i>	5,24	<i>C.carinata</i>	10,45	<i>C.carinata</i>	17,26
<i>Gibberula</i> spp	7,92	<i>C.carinata</i>	5,24	<i>C.porcellana</i>	7,91	<i>C.capitata</i>	17,26
<i>S.togata</i>	4,84	<i>A. longobranchiata</i>	5,24	<i>S.togata</i>	7,31	<i>S.togata</i>	12,50
<i>D. neapolitana</i>	3,96	<i>T. mars</i>	5,24	<i>N. bicuspidata</i>	6,00	<i>N. bicuspidata</i>	8,93
<i>N.angolensis</i>	3,96	Eunicidae	5,24	<i>Phyllodoce</i> sp	4,45	<i>Phyllodoce</i> sp	8,33
<i>E. catena</i>	3,96	<i>E. lindrothi</i>	3,61	<i>D. neapolitana</i>	4,20	<i>M. sarsi</i>	4,76
<i>P. rudis</i>	3,95	<i>S.togata</i>	3,55	<i>C.capitata</i>	4,20	<i>A.discontinua</i>	4,76
Maldanidae	3,95	<i>Cirriformia</i> sp	3,26	<i>S. senilis</i>	3,71	<i>S.tentaculata</i>	4,76
<i>Lepidonotus</i> sp	3,95	<i>P. platycheles</i>	3,26	<i>T. mars</i>	3,71	<i>X. pilipes</i>	4,76
<i>Cirriformia</i> sp	3,95	<i>A. entalis</i>	3,26	Amphipoda	3,71	Goniadidae	4,17
<i>M. sarsi</i>	3,90	<i>Glycinde</i> sp	3,00	<i>M. sarsi</i>	3,14	Crustacea	4,17
<i>N. bicuspidata</i>	3,81	<i>S.tentaculata</i>	2,84	<i>A.discontinua</i>	3,14		
<i>Phyllodoce</i> sp	3,54	<i>Phyllodoce</i> sp	2,80	<i>S.tentaculata</i>	3,14		
<i>G. alba</i>	3,23	<i>M. sarsi</i>	2,39	<i>X. pilipes</i>	3,14		
<i>A.discontinua</i>	3,08	<i>N. bicuspidata</i>	2,37	Goniadidae	2,86		
Goniadidae	2,97	<i>X. pilipes</i>	2,26	Crustacea	2,86		
Crustacea	2,97	<i>P. rudis</i>	1,97	<i>Glycinde</i> sp	2,86		
<i>S.tentaculata</i>	2,49	<i>U. pusilla</i>	1,97	<i>G. alba</i>	2,86		
<i>X. pilipes</i>	2,49	<i>Lepidonotus</i> sp	1,97	<i>P. rudis</i>	2,54		
<i>Glycinde</i> sp	2,34	<i>F.aperta</i>	1,97	Maldanidae	2,54		
<i>E. lindrothi</i>	2,28	<i>M. martorelli</i>	1,97	<i>N.angolensis</i>	2,54		
<i>Chaetozone</i> sp	2,28	<i>M. senhousia</i>	1,97	<i>Cirriformia</i> sp	2,54		
<i>Thaumastoplax</i> sp	2,28	<i>A.discontinua</i>	1,68	<i>E.nitida</i>	2,54		
<i>Cossura</i> sp	2,28	<i>B.lanceolatum</i>	1,63				
<i>L.contrarius</i>	1,67	Maldanidae	1,63				
<i>A. squamata</i>	1,67	<i>Gibberula</i> spp	1,63				

		<i>A. squamata</i>	1,63				
		<i>N. angolensis</i>	1,63				
		<i>Sipunculidea</i>	1,63				
		<i>T. stroemii</i>	1,63				
		<i>E. nitida</i>	1,63				
		Nereidae	1,63				
		<i>S. armiger</i>	1,63				
		<i>M. arcuatus</i>	1,63				
PP × LL		FLO × EFL		PC × EFL		CN × EFL	
Dissimilaridade média= 78,43		Dissimilaridade = 76,04		Dissimilaridade = 74,56		Dissimilaridade = 77,23	
Taxa	Cont%	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont %
<i>Nassarius elatus</i>	8,57	<i>N. bicuspidata</i>	5,44	<i>Gibberula</i> spp	5,77	<i>L. contrarius</i>	4,61
<i>S. togata</i>	8,04	<i>C. carinata</i>	5,44	<i>C. carinata</i>	4,48	<i>T. mars</i>	4,61
<i>Amphinome rostrata</i>	6,85	Maldanidae	4,14	<i>A. muelleri</i>	4,48	<i>Glycinde</i> sp	3,15
<i>A. longobranchiata</i>	6,85	<i>E. lindrothi</i>	3,70	<i>T. stroemii</i>	3,23	Eunicidae	3,04
<i>N. bicuspidata</i>	5,47	<i>T. stroemii</i>	3,70	Terebellidae	3,23	<i>M. sarsi</i>	2,91
<i>Phyllodoce</i> sp	5,43	Terebellidae	3,70	<i>Lepidonotus</i> sp	3,12	<i>P. platycheles</i>	2,91
<i>M. sarsi</i>	5,02	<i>A. muelleri</i>	3,57	<i>D. neapolitana</i>	3,06	<i>A. entalis</i>	2,91
<i>C. carinata</i>	4,73	<i>D. neapolitana</i>	3,50	<i>A. discontinua</i>	2,97	<i>S. tentaculata</i>	2,91
<i>A. muelleri</i>	4,73	<i>A. discontinua</i>	3,50	<i>A. longobranchiata</i>	2,97	<i>N. bicuspidata</i>	2,75
<i>Thaumastoplax</i> sp	4,73	<i>Cirriformia</i> sp	3,44	<i>E. lindrothi</i>	2,97	<i>D. neapolitana</i>	2,69
Nereidae	3,84	<i>A. longobranchiata</i>	3,44	<i>P. rudis</i>	2,89	<i>A. discontinua</i>	2,69
<i>A. discontinua</i>	3,54	<i>A. squamata</i>	3,43	<i>N. bicuspidata</i>	2,89	Terebellidae	2,69
<i>S. tentaculata</i>	3,54	Outro	3,17	Maldanidae	2,84	<i>Phyllodoce</i> sp	2,59
<i>X. pilipes</i>	3,54	Ophiuridae	3,17	<i>A. squamata</i>	2,80	Maldanidae	2,57
Goniadidae	3,26	Flabelligeridae	3,17	<i>Cirriformia</i> sp	2,71	<i>T. stroemii</i>	2,43
Crustacea	3,26	<i>Chaetozone</i> sp	3,00	<i>M. sarsi</i>	2,65	<i>A. squamata</i>	2,17
<i>Glycinde</i> sp	3,26	<i>A. diluvii</i>	2,44	<i>N. angolensis</i>	2,65	<i>E. lindrothi</i>	2,17
<i>G. alba</i>	3,26	<i>M. sarsi</i>	2,44	<i>E. catena</i>	2,65	Ophiuridae	2,17
<i>Nephtys</i> sp	3,01	<i>N. tigrina</i>	2,44	Outro	2,54	<i>Cirriformia</i> sp	2,17
		<i>G. alba</i>	2,27	Ophiuridae	2,54	<i>P. rudis</i>	2,01
		Eunicidae	2,27	Flabelligeridae	2,54	<i>A. longobranchiata</i>	1,92
		Ophiolepididae	2,27	<i>G. alba</i>	2,50	Outro	1,92
		<i>P. rudis</i>	2,14	<i>Cossura</i> sp	2,22	Flabelligeridae	1,92
		<i>Phyllodoce</i> sp	2,14	<i>Phyllodoce</i> sp	1,96	<i>S. armiger</i>	1,85
		<i>S. armiger</i>	2,14	Eunicidae	1,94	<i>U. pusilla</i>	1,69
		Lumbrineridae	2,14	Ophiolepididae	1,94	<i>Lepidonotus</i> sp	1,69
		<i>Sthenelais</i> sp	2,14	<i>Chaetozone</i> sp	1,76	<i>F. aperta</i>	1,69
		<i>Eunice</i> sp	1,43	<i>Thaumastoplax</i> sp	1,76	<i>M. martorelli</i>	1,69
		<i>Gibberula</i> spp	1,43	<i>L. contrarius</i>	1,36	<i>M. senhousia</i>	1,69
		Goniadidae	1,43	<i>S. togata</i>	1,36	<i>G. alba</i>	1,57
		<i>Nereis</i> sp	1,43	Goniadidae	1,36	Ophiolepididae	1,57
				<i>Nereis</i> sp	1,36	<i>B. lanceolatum</i>	1,46
				Crustacea	1,36	<i>Gibberula</i> spp	1,46
				Oeonidae	1,36	<i>N. angolensis</i>	1,46
				Tanaidae	1,36	<i>Sipunculidea</i>	1,46
				Gastropoda	1,36	<i>E. nitida</i>	1,46
						Nereidae	1,46
						<i>M. arcuatus</i>	1,46
						Chrysopetalidae	1,46
						<i>X. pilipes</i>	1,46
						<i>Nicomache</i> sp	1,46
						<i>C. carinata</i>	1,12

CR × EFL		MI × EFL		PP × EFL		LL × EFL	
Dissimilaridade média = 90,10		Dissimilaridade = 100		Dissimilaridade = 83,81		Dissimilaridade = 87,81	
Taxa	Cont %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont. %	Taxa	Cont %
<i>M. sarsi</i>	7,21	<i>M. sarsi</i>	8,99	<i>Nassarius elatus</i>	5,08	<i>C. carinata</i>	5,78
<i>C. porcellana</i>	5,27	<i>C. capitata</i>	8,99	Maldanidae	4,73	<i>M. sarsi</i>	4,93
Maldanidae	4,22	Maldanidae	6,21	<i>M. sarsi</i>	4,69	<i>S. togata</i>	4,93
<i>A. discontinua</i>	3,73	<i>A. squamata</i>	4,76	<i>A. rostrata</i>	4,33	Maldanidae	4,83
<i>E. lindrothi</i>	3,73	Outro	4,76	<i>N. bicuspidata</i>	4,23	<i>N. bicuspidata</i>	3,98
<i>T. stroemii</i>	3,73	Ophiuridae	4,76	<i>C. carinata</i>	3,94	<i>D. neapolitana</i>	3,75
<i>A. longobranchiata</i>	3,73	Flabelligeridae	4,76	<i>D. neapolitana</i>	3,74	<i>E. lindrothi</i>	3,75
Terebellidae	3,73	<i>D. neapolitana</i>	4,23	<i>A. discontinua</i>	3,74	<i>Cirriformia</i> sp	3,75
<i>D. neapolitana</i>	3,73	<i>A. discontinua</i>	4,23	<i>T. stroemii</i>	3,74	<i>T. stroemii</i>	3,75
Outro	3,66	<i>E. lindrothi</i>	4,23	Terebellidae	3,74	<i>A. longobranchiata</i>	3,75
<i>Cirriformia</i> sp	3,55	<i>Cirriformia</i> sp	4,23	<i>E. lindrothi</i>	3,53	Terebellidae	3,75
<i>A. squamata</i>	3,48	<i>T. stroemii</i>	4,23	<i>Cirriformia</i> sp	3,53	<i>A. discontinua</i>	3,60
Ophiuridae	3,48	<i>A. longobranchiata</i>	4,23	<i>A. longobranchiata</i>	3,38	<i>A. squamata</i>	3,43
Flabelligeridae	3,48	Terebellidae	4,23	<i>A. squamata</i>	3,31	Outro	3,43
Amphipoda	2,96	<i>G. alba</i>	2,78	Outro	3,31	Ophiuridae	3,43
<i>C. capitata</i>	2,74	Eunicidae	2,78	Ophiuridae	3,31	Flabelligeridae	3,43
<i>S. senilis</i>	2,53	Ophiolepididae	2,78	Flabelligeridae	3,31	<i>Phyllodoce</i> sp	3,20
<i>T. mars</i>	2,53	<i>P. rudis</i>	1,45	<i>A. muelleri</i>	3,11	<i>G. alba</i>	3,06
<i>P. rudis</i>	2,50	<i>N. bicuspidata</i>	1,45	<i>Thaumastoplax</i> sp	2,72	Eunicidae	2,35
<i>G. alba</i>	2,35	<i>C. carinata</i>	1,45	<i>Phyllodoce</i> sp	2,53	Ophiolepididae	2,35
Eunicidae	2,35	<i>A. muelleri</i>	1,45	<i>Nereidae</i>	2,36	<i>S. tentaculata</i>	2,25
Ophiolepididae	2,35	<i>Phyllodoce</i> sp	1,45	<i>G. alba</i>	2,33	<i>X. pilipes</i>	2,25
<i>N. angolensis</i>	1,94	<i>S. armiger</i>	1,45	Eunicidae	2,33	Goniadidae	2,11
<i>E. nitida</i>	1,94	Lumbrineridae	1,45	Ophiolepididae	2,33	Crustacea	2,11
<i>F. aperta</i>	1,94			<i>Nephtys</i> sp	1,97	<i>Glycinde</i> sp	2,11
<i>Calozodion</i> sp	1,94			Polynoidae	1,97	<i>P. rudis</i>	1,39
<i>N. bicuspidata</i>	1,38			<i>P. rudis</i>	1,41	<i>A. muelleri</i>	1,39
<i>C. carinata</i>	1,38			<i>S. armiger</i>	1,41	<i>S. armiger</i>	1,39
<i>A. muelleri</i>	1,38						
<i>Phyllodoce</i> sp	1,38						